A flora da Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) de uma lagoa marginal perenizada no rio Pandeiros: retrato do impacto da PCH de Pandeiros sobre um gradiente ambiental

Rafaela Guimarães Silva[1], Eduardo van den Berg[2]

Resumo

Analisou-se aqui a estrutura da comunidade em uma Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) em uma lagoa marginal perenizada. A forma de vida dominante foi a das hemicriptófitas, pertencentes às famílias Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae. Essa forma de vida dominou tanto os períodos de chuva e seca, mas também foi a que variou mais em ambas as estações. Apesar disso, houve pouca variação na composição, nas formas de vida e na estrutura da comunidade ao longo das estações, sendo isso claramente associado à redução dos pulsos de inundação promovida pela barragem. Por outro lado, as ações antrópicas no entorno da lagoa estão claramente favorecendo espécies nativas daninhas e/ou exóticas. O monitoramento da ATTZ em longo prazo será importante para entender como a retomada dos pulsos de inundação afetará a comunidade após a remoção da barragem.

Palavras chave: pulso de inundação, Pequena Central Hidrelétrica, gradiente de inundação.

Abstract

We analyzed the community structure in an Aquatic-Terrestrial Transition Zone (ATTZ) in a perennial marginal lagoon. The dominant life form was the hemicryptophytes, belonging to families Asteraceae, Poaceae and Cyperaceae. This form of life had predominated in rain and drought, but it was also a little further away than the seasons. Despite this, there was little variation in composition, life forms and community structure throughout the seasons, which it is clearly associated with the reduction of flood pulses promoted by the dam. On the other hand, the anthropic actions around the lagoon have been favoring native and/or non-native species. ATTZ long-term monitoring will be important to understand how the resumption of flood pulses could affect the community after the dam removal.

Keywords: floodplain pulse, Small Hidropower Plant, flood gradient.

[1]Doutora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras, MG.
[2]Professor Titular do Departamento de Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Lavras, MG.

Introdução

Um rio saudável engloba em suas ATTZs (Zonas de Transição Aquático-Terrestres) um complexo de habitats regulados pelas inundações longitudinais, verticais e transversais. Tais variações são essenciais para o crescimento, desenvolvimento e reprodução de diversas espécies de plantas nas ATTZs (HAYES *et al.,* 2018; JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). A conectividade entre rios e planícies de inundação, mediada por ciclos de seca e cheia, permite trocas complexas de sedimentos, águas superficiais e subterrâneas (TOCKNER *et al.*, 2008), que interferem no ciclo biológico das espécies ali existentes. (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018). Essas planícies, sob tais regimes sazonais, possuem alta produtividade e são berçários de muitas espécies endêmicas e raras, sendo consideradas *hotspots* de biodiversidade (OPPERMAN *et al*., 2010). No entanto, mudanças no regime hidrológico natural (POFF *et al*., 1997) podem afetar negativamente o funcionamento desses sistemas (BEDNAREK, 2001; CUNHA; FERREIRA, 2012; MARREN *et al.,* 2014).

O sistema rio-planície de inundação forma uma unidade ecológica constituída pelos rios, tributários, planícies de inundação e ilhas (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Nos períodos de estiagem, as lagoas marginais se formam a partir do isolamento em planícies de inundação promovida pela interrupção da conexão entre o canal do rio e a planície (CHRISTOFOLETTI, 1981), o que diminui a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água nesses ambientes causando a morte de muitas plantas aquáticas que se beneficiavam de tal condição (THOMAZ *et al.,* 2009). As áreas antes inundadas, e agora ricas em matéria orgânica, decorrente da morte das plantas aquáticas, são invadidas pelas plantas terrestres, que se beneficiam dos altos teores nutrientes para seu desenvolvimento (NADAI; HENRY, 2009). Não obstante, em períodos chuvosos, com o reestabelecimento da conexão do rio com as planícies de inundação, há a entrada de matéria orgânica e sedimentos, aumento do oxigênio dissolvido na água, favorecendo a ocupação por plantas aquáticas e aumento da produtividade do sistema (BARON *et al.,* 2003).

Os regimes hidrológicos são governados pela precipitação, temperatura, topografia, geologia, cobertura do solo, posição na rede fluvial, fatores essencialmente únicos de cada sistema. Apesar de suas particularidades, similaridades nos padrões gerais de funcionamento possibilitam, a partir da compreensão de sua dinâmica, fazer previsões a priori de como cada bacia ou sistema pode funcionar (HAYES *et al*., 2018). Nesse sentido, os pulsos de inundação produzem distúrbios similares em diferentes ecossistemas fluviais (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) desempenhando um papel importante na estruturação de comunidades de vegetais. Assim, nas ATTZs ao longo do gradiente terra seca-área permanentemente inundada, diferentes grupos funcionais ocupam diferentes posições. Além disso, os pulsos de inundação e a variação da lâmina d'água ao longo da ATTZ proporcionam heterogeneidade ambiental no espaço e no tempo (POFF; ZIMMERMAN, 2010). Esses pulsos são considerados

a principal força que mantém a produtividade e as interações das lagoas marginais e dos demais integrantes do sistema rio-planície de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WANTZEN, 2007).

A distribuição e dinâmica das plantas na ATTZ dependem das adaptações e estratégias destas para lidar com as flutuações sazonais (RODRIGUES *et al.,* 2002; TRACY-SMITH; GALAT; JACOBSON, 2012). Assim, os distúrbios gerados pelos pulsos de inundação moldam na ATTZ a distribuição das plantas nas diferentes cotas de inundação (TRACY-SMITH; GALAT; JACOBSON, 2012). Isso está associado aos requerimentos ecológicos próprios de cada espécie (história de vida, sucesso reprodutivo e morfologia), mas também associados a variações das condições ambientais locais e eventos estocásticos do sistema (presença ou ausência de uma espécie em determinada área, por exemplo) (BUDKE; JARENKOW; DE OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Entre os fatores ambientais que moldam as ATTZs, a inundação em si é o mais importante. A distribuição das espécies nas ATTZs depende da intensidade, duração e frequência das inundações (BUDKE, JARENKOW & OLIVEIRA-FILHO, 2010), que induzem uma variedade de respostas ecológicas (BUNN & ARTHINGTON, 2002) e também exercem pressão seletiva sobre populações, moldando e regulando taxas de processos ecossistêmicos, adaptações evolutivas e a manutenção da biodiversidade nativa (HAYES *et al.,* 2018). Além da inundação em si, outros fatores, como o teor de matéria orgânica, a textura, a compactação e potencial redox do solo (ausência ou baixo teor de oxigênio no solo em períodos chuvosos) (DWIRE; KAUFFMAN; BAHAM, 2006) e a qualidade da água (ROSSEL; DE LA FUENTE, 2015), podem controlar e afetar a estrutura e dinâmica das plantas.

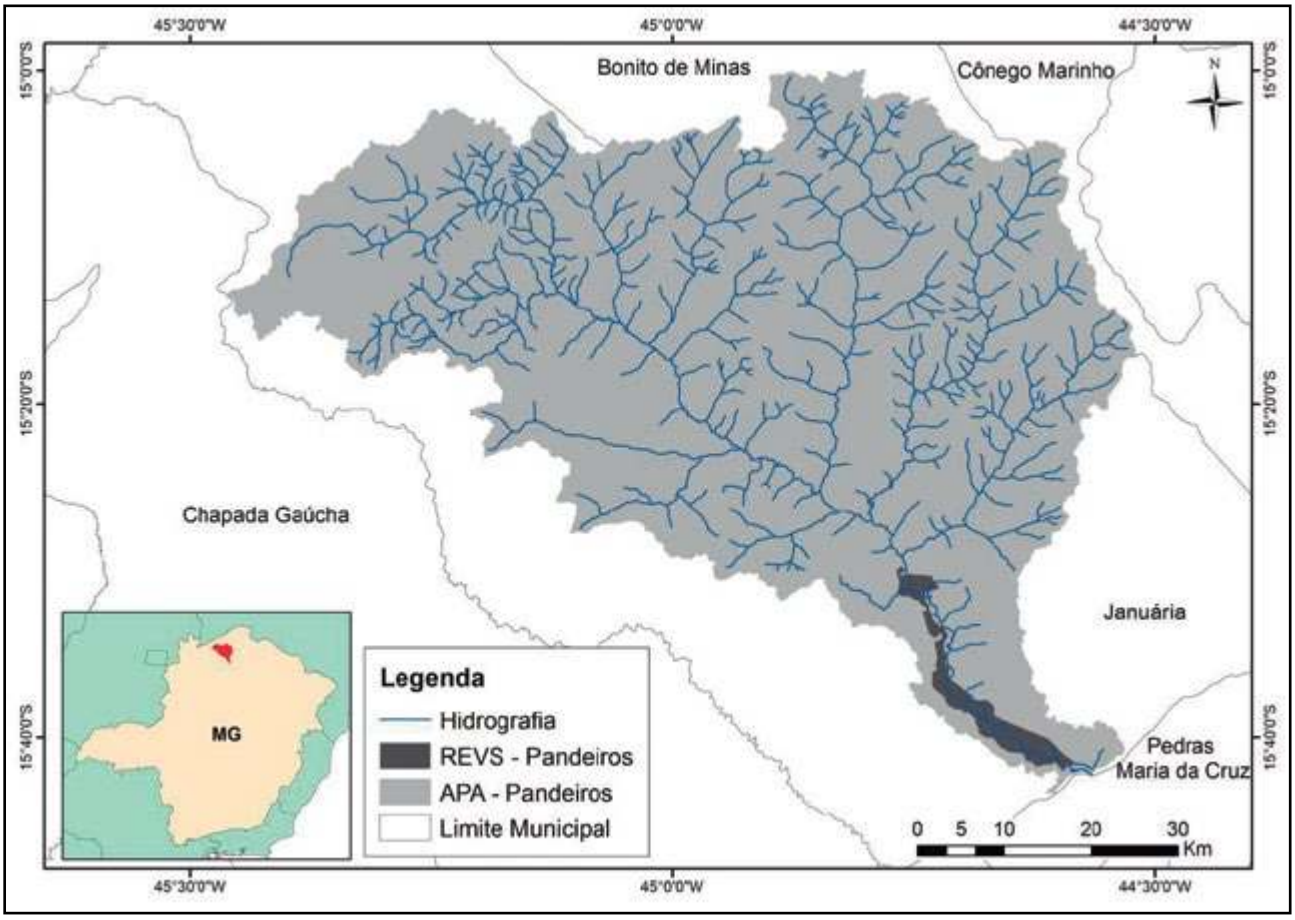
Assim, todo o sistema rio-planície de inundação e os processos vinculados aos ciclos de inundação podem ser comprometidos e alterados com a construção de uma barragem, que implica na criação de um novo e complexo ecossistema feito pelo homem com regulação não natural (ROSSEL; DE LA FUENTE, 2015)

Há diversos estudos que elucidam os impactos negativos à biota e ao ecossistema como um todo à montante e à jusante de barragens hidrelétricas (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018; CUNHA; FERREIRA, 2012; EAST *et al.,* 2015; MARREN *et al.,* 2014; SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012). No entanto, pouco é conhecido sobre o efeito de perenização de lagoas conectadas ao reservatório de barragens que operam em fio d'água (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018). A relativa estabilidade da lâmina d'água ao longo ano deve afetar profundamente as comunidades vegetais das ATTZs. A lagoa conectada ao reservatório da PCH de Pandeiros apresenta-se como uma oportunidade única de avaliar esse efeito da perenização. Diante disso, nossa principal pergunta foi: quais são os grupos ecológicos (formas de vida) mais representativos na ATTZ dessa lagoa perenizada nos períodos de seca e cheia e que aspectos da história de vida dessas plantas condicionam sua presença nesses locais?

Material e métodos
Área de estudo

A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia hidrográfica do Rio Pandeiros, que é afluente do Rio São Francisco e localiza-se no extremo norte do Estado de Minas Gerais (MAPA 1).

Mapa 1 - Localização da Área de Proteção Ambiental (APA) e de Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS) de Pandeiros, norte de Minas Gerais



Elaborado por Rafaela Guimarães Silva

A APA de Pandeiros é composta pelas seguintes fitofisionomias que integram o Bioma Cerrado: Cerrado sensu stricto, Campo, Campo Cerrado, Floresta Decidual, Floresta Semidecidual e Veredas (MENINO *et al.,* 2012)

O clima da região é semiárido, com amplitude térmica variando de 9ºC (período frio, junho e julho) a 45ºC (período quente, outubro a janeiro). A temperatura média anual é 26ºC (NUNES *et al*., 2009). A distribuição de chuvas na região é considerada irregular, variando entre 900 e 1250 mm anuais, com maiores concentrações nos meses de dezembro e janeiro, que totalizam 91% do total anual precipitado (NUNES *et al.,* 2009).

O rio Pandeiros apresenta extensão de aproximadamente 145 km e sua vazão média anual é de 30m³ por segundo, sendo que o volume do fluxo de água é baixo em julho e alto em dezembro, acompanhando a distribuição de chuvas. Suas áreas alagadas e veredas estão entre as áreas prioritárias para conservação por serem considerados ambientes únicos no estado e possuir alta riqueza de espécies (DRUMMOND *et al.,* 2005).

Os solos predominantes da região são do tipo latossolo vermelho-amarelo mesclados a neossolos quartzênicos.

A área de estudo é a lagoa marginal conectada ao reservatório da PCH de Pandeiros, localizada nas coordenadas 44°45' 12.50''W e 15° 29' 58.67" S. O reservatório é relativamente pequeno, ocupando cerca de 40 ha. A PCH de Pandeiros (a fio d'água) cessou sua operação em 2008 devido a negação do pedido de renovação de licença pelo Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais (COPAM) após o desastre ambiental que provocou a morte de 29 toneladas de peixes. (NUNES *et al.,* 2009). Em funcionamento e após a cessão de sua operação (em 2008), o nível do reservatório da PCH de Pandeiros sempre foi mantido em uma cota praticamente constante. As exceções a esse padrão foram os períodos de descargas de fundo, quando por um curto período de tempo o reservatório era esvaziado, e as grandes cheias, onde a maior vazão do rio levava a um pequeno aumento do nível do reservatório e da lagoa a ele conectada. Assim, a lagoa marginal conectada ao reservatório apresenta, desde a construção da barragem, pouca variação hidrométrica (flutuações).

As campanhas de campo foram realizadas nos períodos de chuva (fevereiro de 2016) e seca (agosto de 2016) e foram analisadas as relações entre cobertura vegetal, composição florística e grupos ecológicos na ATTZ da referida lagoa.

Coleta de dados
Vegetação

Na estação chuvosa (02/2016), foram distribuídas 8 transecções de 30 metros de comprimento – 15 metros no ambiente terrestre e 15 metros no interior da lagoa – e 1 metro de largura ao longo da ATTZ (MAPA 1). As transecções foram delimitadas de forma permanente com auxílio de estacas de ferro no interior da lagoa e no ambiente terrestre, distando um mínimo de 200 m entre si. As transecções foram divididas em 30 subparcelas contíguas de 1m² delimitadas por um gabarito de PVC, totalizando 240 subparcelas para a área de estudo (DESENHO 1). Nessas subparcelas, foram amostrados todos os indivíduos vegetais.

Desenho 1 - Desenho amostral ilustrando as transecções de amostragem no entorno do reservatório da PCH de Pandeiros. A sigla APP refere-se à Área de Preservação Permanente



Fonte: Desenho elaborado por Rafaela Guimarães Silva

Na estação chuvosa, na qual foi encontrado o maior nível d'água registrado na lagoa de estudo, condicionado pelo aumento da vazão do rio, delimitou-se as cotas das transecções: aquática, inundável, úmida e terrestre.

Em cada subparcela de 1 m², realizou-se a estimativa do grau de cobertura de cada espécie de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1979), tabela 1, sendo esse estimado independentemente para cada espécie, podendo exceder, por causa de estratificação vertical, a percentagem total de 100% para todas as espécies juntas por parcela.

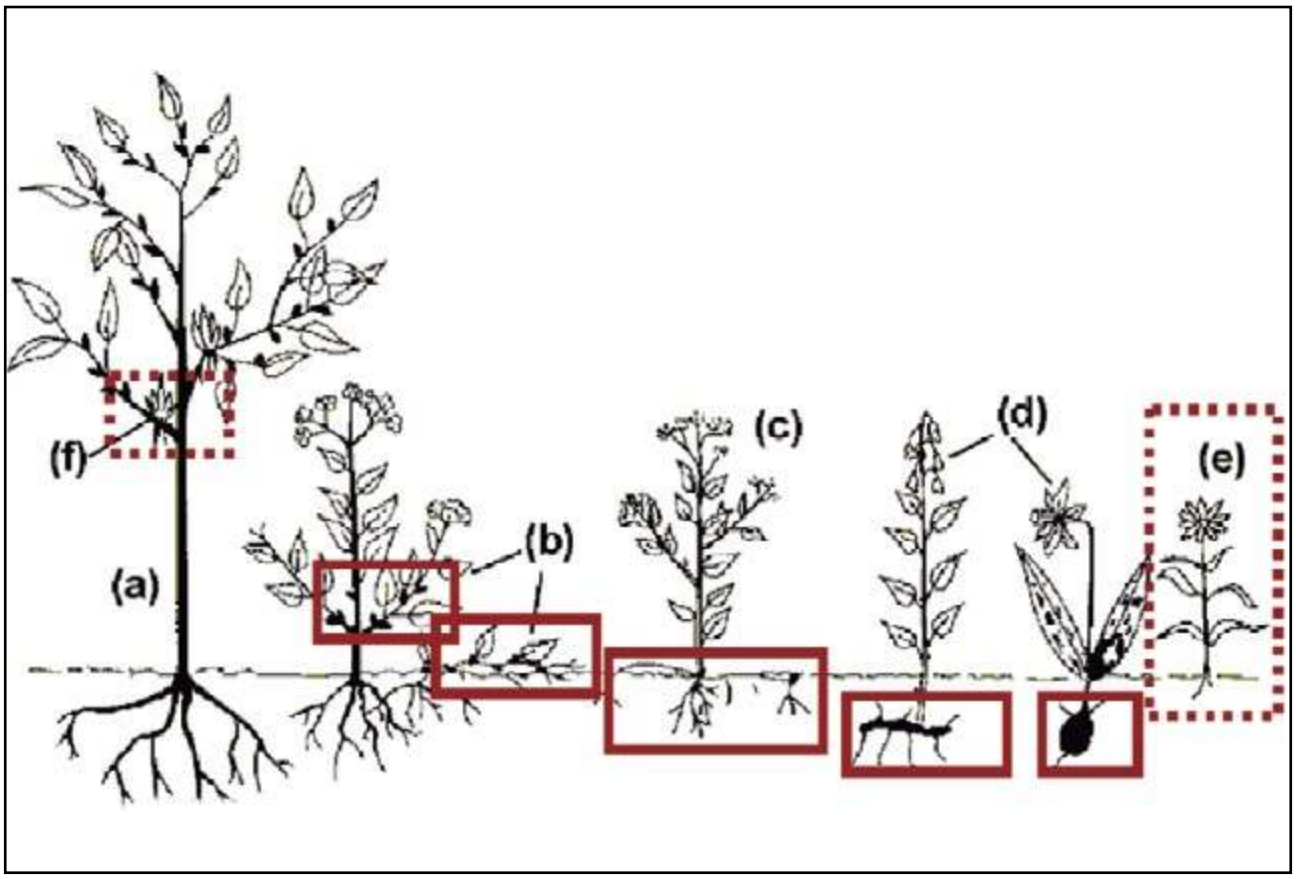
Tabela 1 - Análise da cobertura vegetal, segundo a escala de Braun-Blanquet (1979)

Característica da cobertura	Índice	Cobertura vegetal
Contínua ou quase contínua	1	≥ 75%
Descontínua ou em grande número	2	≥ 50 ou < 75%
Dispersa numerosos indivíduos	3	≥ 25 e 50%
Rala, com pequenos indivíduos	4	> 5 e < 25%
Esporádica e indivíduos de pequeno porte	5	< 5%
Pequena e rara	R ou +	< 1%

Fonte: Rodrigues (2011)

As espécies foram separadas em grupos ecológicos, classificadas de acordo com o sistema de Just e Raunkiaer (1934), que diferencia as plantas pela posição e proteção dos órgãos de crescimento (gemas e brotos), o que permite inferir sobre estratégias de sobrevivência nos períodos chuvoso e seco: caméfitas, fanerófitas, geófitas, hemicriptófitas e terófitas (FIGURA 1).

Figura 1 - As formas de vida de Just e Raunkiaer (1934), com destaque para a disposição das gemas vegetativas das plantas em períodos de inverno ou atividades metabólicas reduzidas



Nota: a) Fanerófitas;
b) Caméfitas;
c) Hemicriptófitas;
d) Geófitas;
e) Terófitas;
f) Epífitas.
Fonte: Costa (2012).

A identificação do material botânico (APG II 2003) foi realizada no campo, quando possível, ou por especialistas ou consulta a literatura especializada. Exsicatas de todas as espécies amostradas foram incorporadas ao Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras.

Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados com base na composição florística e na cobertura de indivíduos nos períodos de seca e cheia:

a) Frequência absoluta: $FA\ (\%) = 100\ \times p/PT$

b) Frequência relativa: $FR\ (\%)\ = \left(\frac{FA}{\sum FA}\right) \times 100$

c) Área de cobertura: $\mathrm{ACi}\ = \sum(\mathrm{gck} \times \mathrm{apk} \div 100)$

d) Valor de cobertura (Braun-Blanquet, 1979):

$\mathrm{VC}\ = \ 100 \times \frac{\mathrm{AC}}{\mathrm{AT}}$,

Sendo $AT = \sum apk$.

p: número de parcelas

PT: número total de parcelas (n=60)

gck: grau médio de cobertura (%)

apk: área da parcela k (m²)

AT: área total amostrada (m²)

As dez espécies que apresentaram maior cobertura relativa nos períodos de seca e chuva foram ranqueadas da maior para a menor. Portanto, foram determinadas aquelas com maiores Valores de Cobertura (VC) (REBELLATO & CUNHA, 2005), consequentemente, dominantes. Além disso, foi analisada a frequência relativa dos grupos ecológicos nas ATTZ e como estas distribuíram nos períodos de chuva e seca.

Resultados

Ao todo foram encontradas 65 espécies de angiospermas distribuídas em 53 gêneros e 27 famílias (TABELA 2). Destas, apenas 10 espécies ficaram identificadas apenas em nível de gênero. As famílias mais representativas foram Fabaceae (9 spp.), Asteraceae e Poaceae (7 spp.) e Cyperaceae (5 spp.), totalizando 43% das espécies. Das 65 espécies amostradas nas sete transecções, 50 ocorreram em ambos os períodos, 15 apenas no período chuvoso e 6 espécies apenas no período de seca.

Tabela 2 - Listagem de famílias e espécies com respectivos valores de frequência relativa (FR e valor de cobertura relativa (CR), encontradas no período chuvoso e de estiagem da lagoa do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, Januária, MG, Brasil

(Continua...)

Família	Espécie	Forma de vida	FR chuva	FR seca	CR chuva	CR seca
Alismataceae	*Echinodorus* sp.	N ID	1.467	1.311	1.328	1.761
	Echinodorus tenellus (Mart. ex S Schult. & Schult. F.) Buchenau	T	0.933	1.498	0.569	0.503
Amaranthaceae	*Alternanthera sessilis* (L.) R.Br.	C	0.400	0.936	0.158	0.335
Amaryllidaceae	*Allium schoenoprasum*	N ID	0.000	0.562	0.000	0.293
Apiaceae	*Coriandrum sativum* L.	N ID	0.000	0.375	0.000	0.377
	Eryngium ebracteatum LAM.	H	0.533	0.000	0.284	0.000
Araliaceae	*Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire *et al.*	F	0.667	0.375	0.379	0.126
Arecaceae	*Mauritia flexuosa* L.f.	T	0.400	0.562	1.897	1.900
Asteraraceae	*Ageratum conyzoides* L.	T	1.867	3.184	0.790	1.384
	Emilia sonchifolia (l.) DC. ex Wight	T	1.867	1.685	1.170	0.797
	Lactuca sativa L.	N ID	0.000	0.375	0.000	0.126
	Praxelis clematidea (Griseb.) R.M. King & H. Rob.	H	0.133	0.375	0.032	0.084
	Tridax procumbens L.	F	0.267	0.562	0.126	0.629
	Vernonanthura phosphorica (Vell.) H. Rob.	F	0.667	1.311	1.138	3.941
	Vernonanthura brasiliana (L.) H. Rob.	F	0.400	0.000	0.443	0.000
Commelinaceae	*Commelina* cf. *diffusa* Burm. F.	G	0.533	0.000	0.158	0.000
Cyperaceae	*Ascolepis brasiliensis* (Kunth) Benth. Ex C.B.Clarke	T	4.267	1.685	4.773	1.132
	Cyperus brevifolius (Rottb.) Endl. Ex Hassk.	G	2.000	2.060	2.560	2.138
	Cyperus lanceolatus Poir.	G	1.200	0.375	0.537	0.126
	Cyperus papyrus L.	H	6.000	3.558	0.000	5.786
	Eleocharis acutangula (Roxb.) Schult.	G	5.200	6.929	6.208	6.004
Dilleniaceae	*Curatella americana* L.	F	0.400	0.375	0.474	0.587
Equisetaceae	*Equisetum giganteum* L.	H	5.600	5.993	4.899	3.438
Euphorbiaceae	*Euphorbia hirta* L.	H	1.867	2.247	1.075	1.006
	Euphorbia sp.	N ID	0.133	0.000	0.032	0.000
	Manihot esculenta Crantz	C	0.400	0.000	0.759	0.000
Fabaceae	*Amaranthus* sp.	N ID	1.467	0.375	0.885	0.084
	Bauhinia forficata Link	F	0.533	0.562	0.158	0.126
	Calliandra dysantha Benth.	C	0.400	0.375	1.012	0.545
	Chamaecrista sp.	N ID	1.333	0.375	0.601	0.335
	Desmodium barbatum (L.) Benth.	H	0.667	0.562	0.695	1.342
	Mimosa pudica L.	C	0.133	1.311	0.126	0.461
	Mimosa sp2.	N ID	0.800	0.187	0.253	0.042
	Senna obtusifolia (L.) H.S. Irwin & Barneby	C	2.400	0.187	2.371	0.042
	Senna sp.	N ID	0.267	0.000	0.126	0.000
Hydroleaceae	*Hydrolea spinosa* L.	C	2.267	3.184	1.802	1.635
Juncaceae	*Juncaceae*	N ID	1.733	0.000	1.580	0.000

Tabela 2 - Listagem de famílias e espécies com respectivos valores de frequência relativa (FR e valor de cobertura relativa (CR), encontradas no período chuvoso e de estiagem da lagoa do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, Januária, MG, Brasil

(Conclusão)

Família	Espécie	Forma de vida	FR chuva	FR seca	CR chuva	CR seca
Lamiaceae	*Rosmarinus officinalis* L.	N ID	0.000	0.187	0.000	0.126
Lythraceae	*Cuphea carthagenensis* (Jacq.) J.F. Macbr.	H	0.267	0.000	0.126	0.000
	Cuphea linarioides Cham. & Schltdl.	C	2.133	0.936	1.106	0.461
Malpighiaceae	*Byrsonima* sp.	N ID	0.533	1.873	0.316	2.390
	Malpighiaceae	N ID	0.267	0.000	0.759	0.000
Malvaceae	*Melochia regnelli* (K.Schum.) Gonçalez	C	4.133	11.049	3.477	5.492
	Sida galheirensis Ulbr.	C	0.133	0.000	0.032	0.000
Melastomataceae	*Rynchantera grandiflora* (Aubl.) DC.	C	0.267	0.187	0.158	0.084
Menyanthaceae	*Nymphoides indica* (L.) Kuntze	N ID	0.667	1.124	0.474	0.545
Não identificada	Não identificada	N ID	0.933	0.562	0.664	0.461
Onagraceae	*Ludwigia laruotteana* (Cambess.) H.Hara	N ID	0.800	0.375	1.106	0.252
	Ludwigia longifolia (DC.) H.Hara	H	2.800	2.247	1.833	1.258
	Ludwigia sericea (Cambess.) H.Hara	H	0.267	0.187	0.284	0.042
Phyllanthaceae	*Aeschynomena* sp.	N ID	1.200	1.124	0.443	0.252
Poaceae	*Andropogon bicornis* L.	H	7.867	12.734	20.673	37.817
	Dactyloctenium aegyptium (L.) Wild.	H	0.133	0.000	0.032	0.000
	Echinochloa sp.	N ID	1.600	2.434	1.492	1.803
	Eragrostis ciliaris (L.) R.Br.	T	0.400	0.000	0.284	0.000
	Eriochrysis cayennensis P. Beauv.	H	1.867	0.375	1.833	0.210
	Saccharum villosum Steud.	H	2.267	0.375	0.000	0.293
	Steinchisma laxum (SW.) Zuloaga	H	2.533	2.247	1.138	0.797
Pontederiaceae	*Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth	H	1.333	0.000	1.580	0.000
	Pontederia lanceolata Nutt.	G	4.000	4.120	4.394	3.396
Rubiaceae	*Diodella apiculata* (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	T	0.133	0.000	0.063	0.000
	Diodella radula (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	H	7.333	9.551	4.331	4.109
	Diodia sp.	N ID	6.533	4.494	5.500	2.306
Solanaceae	*Solanum acerosum* Sendtn.	H	0.267	0.000	0.095	0.000
Xyridaceae	*Xyris savannensis* Miq.	H	0.133	0.375	0.032	0.210

Nota: H = hemicriptófitas;
G = geofitas;
T = terófitas;
P = fanerófitas;
C = caméfitas;
N ID = não identificadas
As espécies foram ordenadas por ordem alfabética das famílias

Analisando a cobertura relativa (CR) das 10 espécies dominantes e sua contribuição para os períodos chuvoso e de estiagem, observou-se que quando somadas, totalizam em 59.18% e 69.99%, respectivamente. Dentre elas, cinco prevaleceram como mais abundantes em ambos os períodos: *Andropogon bicornis, Eleocharis acutangula, Pontederia lanceolata, Diodella radulla, Melochia regnelli.* A espécie *Andropogon bicornis* lidera o ranking e apresentou cobertura relativa maior no período seco (37.82 %) (TABELA 2)

Das espécies levantadas, 3,61% e 4,40% da cobertura relativa do período chuvoso e de estiagem, respectivamente, correspondem às espécies não nativas presentes na lagoa do reservatório. Tais espécies foram encontradas nas transecções 1, 2, 3, 5 e 8.

A forma de vida mais abundante foi o grupo das hemicriptófitas e apresentaram maior variação quanto à frequência relativa nas estações chuvosa e seca. Os outros grupos mais abundantes em ambas a estações foram, em ordem decrescente, caméfitas, geófitas, terófitas e fanerófitas.

Discussão

A grande representatividade de espécies das famílias Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae em áreas abertas e campestres é esperada, uma vez que grande parte delas são herbáceas, e necessitam de luz em abundância (TANNUS; ASSIS, 2004).

A quantidade de gêneros e famílias mostra que a diversidade de comunidades da lagoa de Pandeiros é resultante de diferentes usos alternativos do solo em seu entorno, que vão desde várzea, a pastagem e cultivo de hortaliças. Na região leste da Lagoa de Pandeiros, foram encontradas casas de pequenos produtores rurais que em sua pequena gleba de terra cultivam hortaliças e/ou criam gado. As regiões norte, sul e oeste são antropizadas pela presença da pastagem e de gado. As transecções 1, 2 e 3 localizadas na região oeste apresentaram composição de espécies semelhantes.

Dentre as espécies que mais contribuíram para a cobertura relativa das ATTZs, de modo geral, nos períodos chuvoso e seco estão *Andropogon bicornis* e *Eleocharis acutangula*, de rápido crescimento, de ampla distribuição e tolerantes a solos ácidos e ambientes estressantes. Essas espécies são reconhecidas como fortes competidoras, principalmente ao colonizarem locais úmidos (KISSMANN; GROTH, 1997; LORENZI, 2000).

A forma de vida mais abundante foi o grupo das hemicriptófitas e apresentaram maior variação quanto a frequência relativa nas estações chuvosa e seca, cuja contribuição foi dada pelas espécies *Andropogon bicornis* (de 20,67% para 37,82%) e *Cyperus acicularis* (0% para 5,79%) aumentaram sua cobertura no período de seca.

Apesar da redução de cobertura relativa de algumas espécies, as hemicriptófitas são representadas por um grande grupo de plantas com características heterogêneas e diferentes estratégias de sobrevivência (gemas vegetativas protegidas por escamas, folhas ou bainhas foliares vivas ou mortas em estações adversas), tendo exemplares dessa forma de vida distribuídas em diferentes condições de inundação (MEIRA NETO; MARTINS; VALENTE, 2007).

As terófitas apresentaram aumento de sua frequência, no período de estiagem, pelo

acréscimo da cobertura relativa de *Ageratum conyzoides*. No mesmo período houve decréscimo de *Ascolepis brasiliensis*, *Diodella apiculata* e *Eragrostis ciliares* que tiveram sua cobertura reduzida por capina em duas transecções monitoradas, não podendo inferir sobre a influência do período seco em aspectos ecofisiológicos dessas plantas.

Já as geófitas, mesmo que elas ainda sejam consideradas resistentes a alterações ambientais (REBELLATO; CUNHA, 2005) , devido a proteção das gemas e o acúmulo de nutrientes e água nos tecidos vegetais (LARCHER, 2006), apresentaram redução de sua frequência do período chuvoso para o seco, devido ao decremento da cobertura relativa das ciperáceas e *Pontederia lanceolata*.

As caméfitas apresentaram aumento de sua frequência durante a estiagem devido principalmente o aumento da cobertura de *Melochia regnelli* (de 3,48% para 5,49%), comuns em margens de lagos, brejos ou em campos úmidos da região do Cerrado (GON; ESTEVES, 2017).

As fanerófitas aumentaram no período de estiagem e, consequentemente, em cobertura, sendo a maior contribuição da espécie *Vernonanthura phosphorica* (de 1,14% para 3,94%) que é considerada pioneira e com alto potencial multiplicador de sua população em áreas de pastagens. No entanto, no mesmo período, houve o decréscimo de cobertura relativa de um arbusto de *Vernonanthura brasiliana*, que se deveu ao manejo das pastagens próximo às transecções 5 e 6.

A frequência das formas de vida teve pequena variação entre os períodos de chuva e seca. O efeito da perenização e o pulso de inundação de pequena intensidade mostram que a variação da frequência das formas de vida do período chuvoso para o seco é compensada pelo incremento/decremento da cobertura relativa das espécies vegetais (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018). Tal dinâmica possivelmente deve-se à substituição de espécies e/ou a eventos contínuos de recrutamento/mortalidade de indivíduos vegetais que acompanham as estações de chuva e seca (GARÓFANO-GÓMEZ *et al*., 2011; REBELLATO & CUNHA, 2005). A redução/estabilização da variação do fluxo fluvial causam mudanças como a redução da diversidade de habitats, pela ausência da redistribuição de sedimentos. A redução da entrada de nutrientes nas planícies de inundação pode alterar a taxa de recrutamento, dispersão de sementes, dessecação de mudas, reduzir a produtividade e o índice de decomposição (ANGUS WEBB *et al.,* 2013; POFF *et al*., 1997; POFF; ZIMMERMAN, 2010; RENÖFÄLT; JANSSON; NILSSON, 2010). Além disso, a susceptibilidade a invasão por espécies não nativas é aumentada decorrente da alteração das assembleias. Como exemplo, pode-se citar o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas em canais de comunicação entre rio-planície de inundação, (BUNN; ARTHINGTON, 2002), que é um evento que já vem ocorrendo no local de estudo.

Na parte terrestre, espécies não nativas e nativas daninhas (LORENZI, 2000) configuram um ambiente perturbado e mais suscetível que outros à invasão (CONABIO, 2009), cenário esse que pode ser agravado pela pequena variação da lâmina d'água em longo prazo, levando a diversas consequências negativas

como homogeneização de habitats (GARÓFANO-GÓMEZ *et al*., 2011). A susceptibilidade de locais à invasão por espécies não nativas depende das escalas de tempo e espaço no processo, dos atributos das espécies potencialmente invasoras, e da relação entre atributos ecofisiológicos das plantas e as atividades humanas presentes (WITTENBERG; COCK, 2001). Certas atividades antrópicas (comercialização, contaminação de insumos agrícolas por essas plantas, etc.) podem facilitar a dispersão de espécies exóticas, que está intimamente veiculada ao movimento humano (ZENNI, 2014, 2015). Portanto, a continuidade desse estudo em longo prazo é importante para o monitoramento dos efeitos da possível desperenização da lagoa sobre as assembleias das ATTZs e, inclusive, das espécies exóticas e nativas daninhas encontradas no entorno da lagoa do reservatório a fim de controlar suas populações, se necessário.

Considerações finais

O estudo revelou que a lagoa marginal à montante da PCH de Pandeiros é um ecossistema perturbado pela ação humana, seja pela PCH desativada que muda a variação hidrométrica da lagoa estabilizando-a, seja pelas atividades humanas encontradas ao redor da lagoa como pecuária e agricultura de subsistência. É notória a alteração das comunidades das ATTZs dada à significativa cobertura relativa de espécies nativas daninhas e exóticas nos períodos de seca e chuva. Esse estudo deve ser conduzido em longo prazo, tendo em vista que a remoção prevista da barragem da PCH de Pandeiros poderá afetar grandemente e lagoa que foi objeto desse estudo, afetando fortemente a comunidade vegetal ali presente. O monitoramento da lagoa sob essas novas circunstâncias, tendo como o presente estudo um ponto de referência, será uma oportunidade única de avaliar como ATTZ se organiza e, possivelmente, se diferencia da presente situação, quando submetida a condições naturais de seca e inundação.

Caso a barragem seja removida são esperadas algumas mudanças:

1. A lâmina d'água será reduzida e, possivelmente, retomará ao nível que era no passado, anterior a construção da PCH de Pandeiros;
2. Modificação drástica da ATTZ, com elevada mortalidade das espécies mais dependentes de água, em especial, as aquáticas, visto que as margens da lagoa devem mudar espacialmente, migrando em direção ao seu centro;
3. Gradual reestruturação da vegetação na nova ATTZ formada agora na lagoa sem a influência do reservatório;
4. Gradiente de distúrbio das ATTZs reestabelecido de acordo com o regime hidrológico natural, fortemente dependente dos ciclos de inundação e seca;
5. Aumento da diversidade de espécies vegetais na ATTZ devido ao efeito.

Referências

APG -THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, n. 141, p. 399-436, 2003.

BARON, J. S. *et al*. Ecosistemas de agua dulce sustentables (Sustaining healthy freshwater ecosystems). **Tópicos en Ecología**, n.10 2003.

BEDNAREK, A. T. Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. **Environmental Management**, v. 27, n. 6, p. 803–814, 2001.

BEJARANO, M. D.; JANSSON, R.; NILSSON, C. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 658–673, 2018.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation,** v. 19, p. 2371-2387.2010.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. **Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversityEnvironmental Management**, 2002.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial**. São Paulo: E. Blucher, 1981. v. 1 il.

COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE. CONABIO**. Resolução nº 05, de 21 de outubro de 2009.** Dispõe sobre a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF), 2009. 23 p.

COSTA, J. L. P. DE O. **Caracterização geral dos sistemas de classificação da vegetação no Brasil** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia). Universidade Federal do Piauí, Terezina. 2012.

CUNHA, D. D. E. A.; FERREIRA, L. V. Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Pará State , Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 35, n. 2, p. 159–167, 2012.

DRUMMOND, G. M. A. B. M. MACHADO, C. S. MARTINS, M. P. MENDONÇA **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. 2.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005.

DWIRE, K. A.; KAUFFMAN, J. B.; BAHAM, J. E. Plant species distribution in relation to water-table depth and soil redox potential in montane riparian meadows. **Wetlands**,v. 26, p. 131-146. 2006.

EAST, A. E., *et all* . Reprint of: Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: River channel and floodplain geomorphic change: **Geomorphology**, v. 246, p. 687–708, 2015.

GARÓFANO-GÓMEZ, V. *et al*. Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain). **Limnetica**, v. 30, n. 2, p. 307–328, 2011.

GONÇALVES, V. M.; ESTEVES, G. L. Estudo taxonômico de Melochia L. (Byttnerioideae , Malvaceae) na. regiao sudeste do Brasil. **Hoehnea,** v. 44, n. 3, p. 431–448, 2017.

HAYES, D. S. *et al*. Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1089–1104, 2018.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: BATZER, D. **Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands**. Berkeley: University of California Press. p. 407-435.

JUST, T.; RAUNKIAER, C. The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. **American Midland Naturalist**, 1934.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**: plantas inferiores; monocotiledoneas. 2.ed. Sao Paulo: BASF, 1997. 624p.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RIMA Artes e Textos, 2006. 532p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.

MARREN, P. M. *et al*. The potential for dams to impact lowland meandering river floodplain geomorphology. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

MEIRA NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R.; VALENTE, G. E. Composição florística e espectro biológico na

Estação Ecológica de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v.31, n. p.907-922 2007.

MENINO, G. C. O; NUNES, Y. R. F; SANTOS, R. M, FERNANDES, G. W.; FERNANDES, L. A. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region. Edinburgh Journal of Botany, v. 69 ,n.1 , p. 29-51. 2012.

NADAI, R.; HENRY, R. Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 819–35, 2009.

NUNES, Y. R. F. *et al*. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. Belo Horizonte, IEF **MG.Biota**, v. 2 n. 2, p. 4-17, 2009.

OPPERMAN, J. J. *et al.* Ecologically functional floodplains: jonnectivity, flow regime, and scale. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 211-226. 2010.

POFF, N. L. *et al*. The Natural Flow Regime. **BioScience**, v. 47, p. 769-784.1997.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology,** v.55, p.194–205. 2010.

REBELLATO, L.; CUNHA, C. N. DA. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 789–799, 2005.

RENÖFÄLT, B. M.; JANSSON, R.; NILSSON, C. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 49–67. 2010.

RODRIGUES, L. C. *et al.* Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 4, p. 499–513, 2002.

RODRIGUES, M. E. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 217 f. Dissertação (Mestrado em Biociencias): Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

ROSSEL, V.; DE LA FUENTE, A. Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. **Ecological Engineering**, v. 85, p. 26–38, 2015.

SANTOS, H. DE A. E; POMPEU, P. DOS S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123–132, 2012.

TANNUS, J. L. S.; ASSIS, M. A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina - SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n.3, p. 489-506, jul.-set. 2004.

THOMAZ, S. *et al*. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. **Braz. J. Biol**, v. 69, n. 2. 2009.

TOCKNER, K. BUNN, S. *et al*. Flood plains: critically threatened ecosystems. In: POLLUNIN, N. (Eds.) **Aquatic Ecosystems:** trends and Global Prospects. Cambridge: Cambridge University Press. 2008, p. 45–61.

TRACY-SMITH, E.; GALAT, D. L.; JACOBSON, R. B. Effects of flow dynamics on the aquatic-terrestrial transition zone (Attz) of lower missouri river sandbars with implications for selected biota. **River Research and Applications,** v. 28, n. 7.2012.

WEBB, J. A., MILLER, K. A., KING, E. L., DE LITTLE, S. C., STEWARDSON, M. J., ZIMMERMAN, J. K. H.,POFF, L.. Squeezing the most out of existing literature: A systematic re-analysis of published evidence on ecological responses to altered flows. **Freshwater Biology,** v.*58*,n.12, 2013.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (Ed.) **Invasive alien Species**: a toolkit of best prevention and management practices. Wallingford, Oxon, UK: CAB International, 2001.

ZENNI, R. D. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. **Austral Ecology**, v. 39, n. 4, p. 401–407, 2014.

ZENNI, R. D. The naturalized flora of Brazil: A step towards identifying future invasive non-native species. **Rodriguesia,** v. 66, n. 4, p. 1137–1144, 2015.