



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

AMANDA DE CAMPOS

**EFEITOS DE UM EVENTO EXTREMO DE ALAGAMENTO  
SOBRE A ASSEMBLEIA ARBÓREA EM ÁREAS  
RIBEIRINHAS DE UMA FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL EM LONDRINA, PR**

---

Londrina  
2019

AMANDA DE CAMPOS

**EFEITOS DE UM EVENTO EXTREMO DE ALAGAMENTO  
SOBRE A ASSEMBLEIA ARBÓREA EM ÁREAS  
RIBEIRINHAS DE UMA FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL EM LONDRINA, PR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como um dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Edmilson Bianchini.

Londrina  
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Campos, Amanda de.

Efeitos de um evento extremo de alagamento sobre a assembleia arbórea em áreas ribeirinhas de uma floresta estacional semidecidual em Londrina, PR / Amanda de Campos. - Londrina, 2019.  
55 f. : il.

Orientador: Edmilson Bianchini.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2019. Inclui bibliografia.

1. Distúrbios naturais - Tese. 2. Floresta ripária - Tese. 3. Inundação - Tese. 4. Regeneração - Tese. I. Bianchini, Edmilson . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

201711510019

**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
BIOLÓGICAS**

**DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

Discente: Amanda de Campos

Título: Efeitos de um evento extremo de alagamento sobre a assembleia arbórea em áreas ribeirinhas de uma floresta estacional semidecidual em Londrina, PR

Data da Defesa: 22 de fevereiro de 2019 – 14:00 hs, na sala do PPG-CB da Universidade Estadual de Londrina.

**Banca Examinadora**

**PRESIDENTE:**

Dr. Edmilson Bianchini UEL

**TITULARES:**


Dra. Marta Regina Barrotto do Carmo UEPG

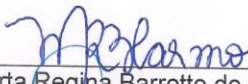
Dr. José Eduardo Lahoz da Silva Ribeiro UEL

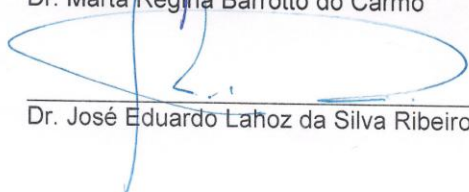
PARECER	
APROVADO	REPROVADO
<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Parecer Final**

APROVADA

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Edmilson Bianchini

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Marta Regina Barrotto do Carmo

  
\_\_\_\_\_  
Dr. José Eduardo Lahoz da Silva Ribeiro

Dedico aos meus pais Ivo e Anita e à  
minha irmã Helena.

## AGRADECIMENTOS

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

Agradeço ao meu orientador Edmilson Bianchini, pela oportunidade de realizar este trabalho, pelos ensinamentos, por estar sempre à disposição para me auxiliar, pela paciência e dedicação em corrigir inúmeras vezes meus textos.

Ao colega Daniel R. Montanher, por disponibilizar seu tempo para me ajudar nas saídas de campo.

A todos os professores da Universidade Estadual de Londrina, que contribuíram para minha formação.

A CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

A minha família, aos meus pais Ivo e Anita, a minha irmã Helena, pelo apoio e incentivo em todos os momentos da minha vida.

Ao José Hélio Machulek, pelo amor e companheirismo.

Campos, Amanda de. **Efeitos de um evento extremo de alagamento sobre a assembleia arbórea em áreas ribeirinhas de uma floresta estacional semidecidual em Londrina**, PR. 2019. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2019.

## RESUMO

As áreas ribeirinhas são influenciadas pelas flutuações nos níveis dos lençóis freáticos e inundações, que contribuem para alta complexidade dessas áreas. As inundações podem remover sedimentos, arrancar ou soterrar os jovens arbustos e mudas de árvores e causar anoxia das raízes e morte de indivíduos adultos. Com isso, a frequência e a intensidade de inundações influenciam na estrutura e na composição dos ecossistemas ripários, favorecendo a dominância de espécies mais tolerantes às inundações. Em janeiro de 2016, ocorreu um evento atípico de inundação no município de Londrina PR, oferecendo uma oportunidade de avaliar as consequências de inundações de alta intensidade para as florestas ripárias. Nesse contexto, este estudo visou contribuir para o entendimento da dinâmica de assembleias arbóreas de florestas estacionais semidecíduais, em áreas ribeirinhas sujeitas à inundação. Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) alagamentos de grande intensidade reduzem a riqueza de espécies e a área basal de espécies arbóreas; (ii) ocorre menor proporção de mortes nas maiores classes de diâmetro, pois os indivíduos maiores apresentam maior tolerância à inundação; (iii) a densidade relativa de juvenis é baixa, devido à destruição do banco de plântulas e de sementes. No presente estudo foi efetuada a reamostragem da assembleia arbórea (4,8 cm mínimo de diâmetro à altura do peito (DAP) a 1,30 m do solo) nas 50 parcelas de 100 m<sup>2</sup>, utilizadas em dois levantamentos anteriores (2000 e 2007). Foram registradas e medidas todas as árvores sobreviventes e as recrutadas após o último levantamento (2007), registrando também os indivíduos mortos, que incluíram as árvores que foram amostradas em 2007 e não estavam mais presentes na área e aquelas que estavam mortas, mas ainda permaneciam em pé. Para avaliar o componente regenerante, foram amostrados os indivíduos com altura mínima de 1 m e DAP < 4,8 cm nas parcelas de 100 m<sup>2</sup> e os indivíduos com altura mínima de 30 cm e máxima menor que 1,0 m, em subparcelas (25 m<sup>2</sup>), alocadas no interior das parcelas. No componente arbóreo adulto foram amostrados 544 indivíduos, distribuídos em 20 famílias e 49 espécies, enquanto que na regeneração natural foram amostrados 1055 indivíduos, pertencentes a 62 espécies e 23 famílias. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae, Myrtaceae e Meliaceae e a espécie *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg., destacou-se com maior densidade em ambos os componentes. A densidade relativa (%) de regenerantes para a maioria das espécies (74%) foi baixa, inferior a 1%. O índice de diversidade de Shannon foi de 3,17 para o estrato arbóreo e 2,85 para a regeneração natural. A área basal do estrato arbóreo foi 21,5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Ocorreu uma redução de 37,6% na área basal e 21% na riqueza de espécies em relação ao estudo anterior (2007). Foram registradas 473 árvores mortas, representando uma taxa anual de mortalidade igual a 0,073, mais de quatro vezes superior à taxa encontrada no levantamento de 2007. A espécie que apresentou maior porcentagem de indivíduos mortos foi *Trichilia elegans* A. Juss. Para o período de 2000 a 2007 houve maior mortalidade de indivíduos nas classes de menor diâmetro. No entanto, na

amostragem de 2017 não ocorreu dependência entre DAP e mortalidade. O índice de similaridade de Bray-Curtis indicou uma redução na similaridade florística do presente levantamento em relação aos levantamentos de 2000 e 2007. A análise dos resultados indica que enchentes de grandes proporções, apesar de causarem alta mortalidade e diminuição na riqueza e da área basal, provocam poucas alterações na composição das espécies predominantes na área, já que estas provavelmente apresentam certo nível de tolerância, mesmo às inundações mais severas. Além disso, em distúrbios de grandes proporções, a mortalidade não apresenta relação de dependência com o diâmetro, indicando que indivíduos de todos os tamanhos são afetados. Portanto, estudos como esse, que procuram compreender a dinâmica de florestas afetadas por episódios de inundações severas, são indispensáveis para preservação dos ecossistemas ripários, pois eventos atípicos como esse tendem a se tornar mais frequentes no futuro, sendo necessário conhecer as espécies com maior tolerância a esses eventos, as quais podem servir de base para trabalhos de regeneração nessas áreas.

**Palavras-chave:** Distúrbios naturais. Floresta ripária. Inundação. Recrutamento. Regeneração. VIII

Campos, Amanda de. **Effects of an extreme event of flooding on the tree assemblage in riparian areas of a seasonal semi-deciduous forest in Londrina, PR.** 2018. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

## ABSTRACT

Riverine ecosystems are influenced by fluctuations in groundwater levels and floods, which contribute to the high complexity of these areas. Floods can remove sediment, uproot or bury young shrubs and tree seedlings, cause root anoxia and death of adult individuals. Thus, the frequency and intensity of floods influence the structure and composition of riparian ecosystems, favoring the dominance of more flood tolerant species. In January 2016, an atypical flood event occurred in the city of Londrina PR, providing an opportunity to assess the consequences of high-intensity flooding for riparian forests. In this context, the aim of the study was to contribute to the understanding of the dynamics of tree assemblage of areas subject to flooding in seasonal semi-deciduous forests. The following hypotheses were tested: (i) high-intensity flooding reduces species richness and basal area; (ii) there is a lower death rate in the larger diameter classes, because the larger individuals show greater tolerance to flooding; (iii) the relative density of juveniles is low, due to the destruction of the seedling and seed banks. In the present study, the tree assemblage (4.8 cm minimum diameter at breast height (DBH) at 1.30 m of the soil) was sampled in the 50 plots of 100 m<sup>2</sup> used in two previous studies (2000 and 2007). We recorded and measured all surviving trees and those recruited after the last study (2007), also recording the dead individuals. These included the trees that were sampled in 2007 and that were no more present in the area and those that were dead but were still standing. In order to evaluate the regenerating component, we sampled all individuals with a minimum height of 1 m and DBH < 4.8 cm in plots of 100 m<sup>2</sup> and individuals with a minimum and maximum height of 30 cm and less than 1.0 m in subplots (25 m<sup>2</sup>), allocated within the plots. In the tree component, 544 individuals were sampled, distributed in 20 families and 49 species, while in natural regeneration 1055 individuals belonging to 62 species and 23 families were sampled. The families with the highest species richness were Fabaceae, Myrtaceae and Meliaceae, and *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. showed the highest density in both components. The relative density (%) of regenerants for most species (74%) was low, less than 1%. The diversity index of Shannon was 3.17 for the arboreal stratum and 2.85 for natural regeneration. The basal area of the arboreal stratum was 21.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. There was a 37.6% reduction in basal area and 21% in species richness compared to the previous study. We recorded 473 dead trees, representing an annual mortality rate of 0.073, more than four times higher than the rate found in the 2007 survey, which was 0.017. The predominant species in the area that shows the highest percentage of dead individuals were *Trichilia elegans* A. Juss. For the period from 2000 to 2007 there was higher mortality of plants in the lower diameter classes. However, in the 2017 survey there was no dependence between DBH and mortality. The Bray-Curtis similarity index indicated a reduction in the floristic similarity of the present survey in relation to the previous ones. The analysis of the results of this study indicates that floods of great proportions, although causing high mortality and reduction in richness and basal area, cause few changes in the composition of the

predominant species in the area, because these probably present some level of tolerance, even to the most severe floods. In addition, in major disturbance, mortality has no relationship of dependence with the diameter, indicating that individuals of all sizes are affected. Therefore, studies that aim to understand the dynamics of forests affected by episodes of severe flooding, are indispensable for the preservation of riparian ecosystems. As atypical events tend to become more frequent in the future, we need to know the species with greater tolerance to these events, which can serve as a basis for regeneration work in these areas.

**keywords:** Flooding. Natural disturbances. Recruitment. Regeneration. Riparian forest.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	VI
<b>ABSTRACT</b> .....	VIII
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	2
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	8
<b>CAPÍTULO 1</b> .....	12
<b>RESUMO</b> .....	13
<b>ABSTRACT</b> .....	14
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	17
Área de estudo .....	17
Levantamento da vegetação arbórea .....	18
Análise dos dados .....	20
<b>RESULTADOS:</b> .....	22
Dinâmica do estrato arbóreo .....	22
Regeneração natural de espécies arbóreas .....	27
<b>DISCUSSÃO</b> .....	30
<b>CONCLUSÃO</b> .....	37
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	38
<b>APÊNDICES</b> .....	47
APÊNDICE A .....	47
APÊNDICE B .....	49
APÊNDICE C .....	51
APÊNDICE D .....	53

## INTRODUÇÃO GERAL

Distúrbios naturais são eventos importantes para a dinâmica de assembleias vegetais, contribuindo para heterogeneidade ambiental no espaço e no tempo (Budke et al. 2010). Distúrbios como incêndios naturais, deslizamentos de terra, inundações, ventos, eventos climáticos atípicos, como secas severas, chuvas intensas ou extremos de temperatura, desempenham papel significativo na composição e estrutura das assembleias vegetais (Clark 2007).

De acordo com o Relatório de Avaliação Nacional/Bases Científicas, do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC 2014), a projeção para mudanças na precipitação para a região Sul da América do Sul prevê, até 2040, aumento de 5% a 10% nas chuvas. O aumento dos extremos de precipitação, apontado pelas projeções climáticas, pode desencadear maior frequência de desastres naturais, como chuvas intensas, deslizamentos e inundações (Marengo 2014).

Eventos extremos de precipitação ocorreram no município de Londrina, Paraná, em dezembro de 2015 e janeiro de 2016. A análise da série histórica de precipitação para esse município revela que foi um evento atípico. Segundo dados do Instituto das Águas do Paraná (2017), a maior precipitação observada em Londrina para a soma anual, da série histórica de 1976 a 2017, foi de 2636,3 mm no ano de 1981, e a segunda maior precipitação anual acumulada foi em 2015 (2332,1 mm). Em dezembro de 2015, a precipitação foi de 350,5 mm, superada apenas pela de dezembro de 1980 (386,4 mm). Esses níveis de precipitação no final de 2015 influenciaram na saturação hídrica do solo e no aumento dos níveis fluviométricos, contribuindo assim para o episódio extremo de alagamentos que ocorreu em janeiro de 2016 em Londrina, cuja precipitação total foi de 441,0 mm, 5º maior valor para este mês entre 1976 e 2017 (Fig. 1).

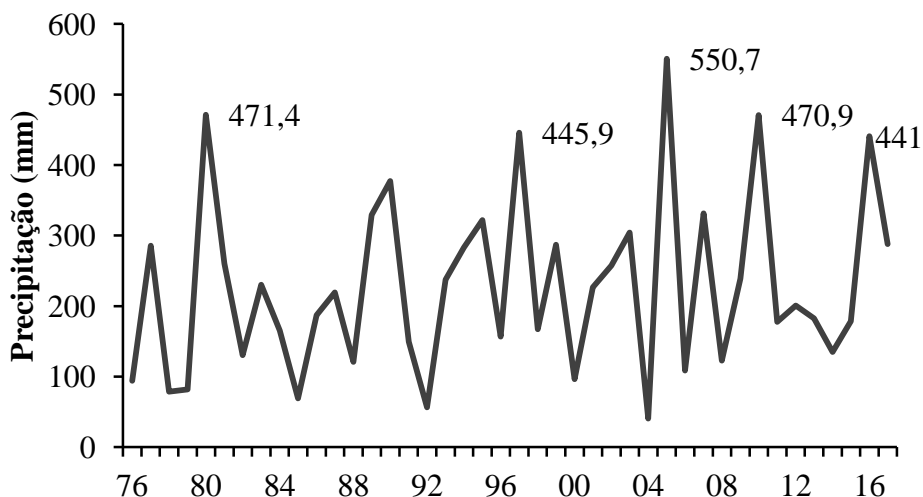


Figura 1. Distribuição da precipitação média histórica do mês de janeiro de 1976 a 2017 registrada na estação pluviométrica de São Luiz, Londrina, Pr.

O registro da precipitação diária do mês de janeiro mostra que em apenas dois dias choveu 262,70 mm (Fig. 2), 60% do total desse mês, valor superior ao total de precipitação dos outros meses desse mesmo ano. No dia 12 de janeiro foi registrada uma precipitação total de 177,5 mm, maior valor diário que se tem registro considerando os meses de verão de 1976 a 2017, e o segundo maior valor observando todos os meses da série histórica.

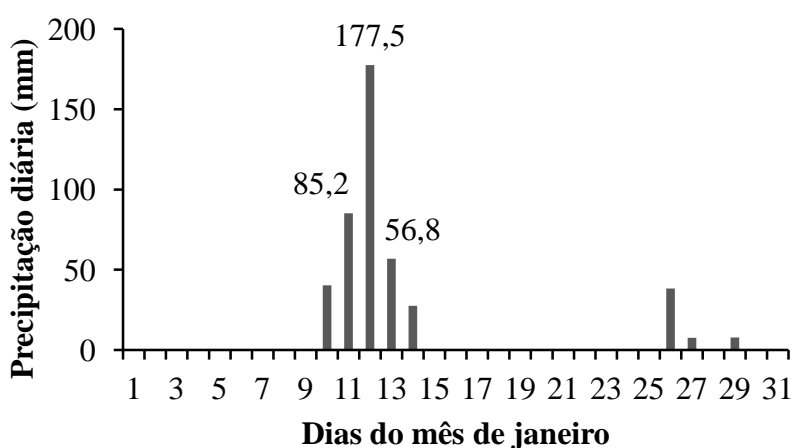


Figura 2. Distribuição da precipitação diária do mês de janeiro de 2016 registrada na estação de São Luiz, Londrina, Pr.

Os dados de precipitação de dezembro de 2015 e janeiro de 2016 demonstram que este episódio de intensas chuvas e, conseqüentemente alagamentos ocorrido no município, foi um dos maiores que se tem registro. Eventos atípicos como esse deve ser objeto de estudo para compreender seus efeitos nos diversos ecossistemas, considerando que podem ser mais frequentes no futuro e que causam severas conseqüências para os ambientes atingidos, como é o caso das florestas ribeirinhas. Esses tipos florestais que ocorrem nas margens dos rios recebem alguns nomes na literatura, entre eles mata ciliar, floresta ripária, mata de galeria e floresta ribeirinha (Martins 2007). Rodrigues (2000) sugere que o termo floresta ou mata de galeria deve ser usado quando a vegetação de interflúvio não é floresta contínua, exemplo dos campos; a denominação floresta/mata ripária em regiões onde a vegetação de interflúvio também é florestal, exemplo da floresta estacional; o termo floresta/mata ciliar deve ser empregado em estreitas faixas de floresta, em geral mais estreita que a floresta de galeria sem formar corredores fechados e com certa deciduidade e por fim, o termo ribeirinho, que significa “vivendo nas margens de rios”, reflete a característica em comum dessas formações vegetais que é o ambiente de ocorrência e representa as condições ecológicas desse ambiente. Considerando essas definições, foram utilizados no presente estudo os termos floresta ripária e ribeirinha.

Episódios de inundação são considerados o principal fator estruturador dessas formações florestais, e contribuem para alta complexidade dessas áreas, pois modificam as condições físicas e químicas do solo, atuam na seleção de espécies e interferem no processo sucessional (Naiman e Decamps 1997; Budke 2007; Giehl e Jarenkow 2008). Esses eventos de inundação podem provocar a remoção de resíduos da superfície e arrancar ou soterrar os jovens arbustos e mudas de árvores que não são capazes de suportar as fortes correntes associadas aos fluxos de alta vazão (Drouin et al. 2011; Saint-Laurent et al. 2014), como foi observado em floresta ribeirinha, após o evento extremo de janeiro de 2016 no município de

Londrina (Fig. 3). No componente adulto, as inundações podem provocar aumento nas taxas de mortalidade dos indivíduos, promovendo a abertura do dossel e mudanças na disponibilidade de luz (Fig. 4), influenciando o meio físico e, conseqüentemente os processos que impulsionam a dinâmica florestal (Sheil et al. 2000; Delcamp et al. 2008).



Figura 3. Deposição e remoção de sedimentos e serapilheira em áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, seis meses após a inundação de janeiro de 2016.

Fonte: Daniel Montanher.



Figura 4. Abertura do dossel promovida pela morte de árvores em áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, um ano após a inundação de janeiro de 2016. Fonte: Autora, 2017.

A principal causa de mortalidade dos indivíduos adultos nesses locais são as baixas taxas de difusão e solubilidade de oxigênio nos solos inundados (Medri et al. 2002; Parolin et al. 2004). Além da redução de oxigênio disponível, ocorre o aumento dos níveis de gás carbônico provenientes da decomposição anaeróbia e a diminuição do potencial redox do solo, provocando o acúmulo de compostos tóxicos (Medri et al. 2002; Parolin et al. 2004). Nessas condições, a germinação das sementes, o crescimento das partes aérea e radicial e a sobrevivência das plantas podem ser comprometidos (Kozłowski 1997; Marques e Joly 2000; Medri et al. 2002). As plantas tolerantes à inundação podem reduzir os efeitos da anoxia através de mudanças morfoanatômicas, como, por exemplo, o desenvolvimento de lenticelas hipertrofiadas, de raízes adventícias e aerênquima, que contribuirão para o aumento do transporte de oxigênio para as raízes (Medri et al. 2002; Medri et al. 2011; Gao et al. 2016).

No centro-sul do Brasil são poucos os estudos abordando a dinâmica de florestas inundáveis (e.g. Guilherme et al. 2004; Guimarães et al. 2008; Oliveira e Felfili 2008; Fontes e Walter 2011) e o efeito de inundações extremas (e.g. Damasceno-Junior et al. 2004; Appolinário et al. 2005; Silva et al. 2011). Esses estudos são fundamentais para avaliar as consequências de distúrbios de inundações naturais ou antrópicos para as assembleias vegetais de áreas ribeirinhas, pois podem indicar o estado de conservação dessas áreas e as medidas necessárias para a manutenção desses ambientes (Sheil et al. 2000; Gomes et al. 2004).

As perturbações antrópicas nos ecossistemas ripários envolvem a degradação e fragmentação florestal em decorrência do uso desordenado dos recursos e ocupação indevida nesses ambientes, visando principalmente à produção agropecuária e barramentos para captação de água e produção energética (Jacomine 2009; Durigan e Engel 2012; Figueira 2014). A conservação da biodiversidade e dinâmica dessas áreas é fundamental

para manutenção de importantes serviços ecossistêmicos, como a retenção de poluentes, recarga dos lençóis freáticos, transporte e modificação de nutrientes e matéria orgânica, corredor ecológico para a fauna entre outros (Naiman e Decamps 1997; Tockner et al. 2008; Osterkamp et al. 2012).

Os estudos de distúrbios que provocam mudanças na estrutura das assembleias vegetais têm buscado avaliar o potencial de regeneração da estrutura arbórea, considerando que a regeneração natural possibilita a viabilidade florestal após distúrbios naturais ou antrópicos (Marchesini et al. 2009). A regeneração é condicionada pela intensidade, duração e frequência do distúrbio, como também, pela chegada de diásporos através da chuva de sementes e pela composição do banco de sementes e plântulas, fatores que podem interferir na distribuição e composição florística do ambiente (Guo et al. 2005). O estudo da regeneração natural possibilita fazer previsões sobre o desenvolvimento florestal, observando quais serão os possíveis padrões de riqueza e dominância, através da relação entre o número de espécies no componente regenerante e sua distribuição (Norden et al. 2009). Conhecendo a composição e estrutura do componente regenerante e sua relação com a assembleia adulta, é possível fazer um diagnóstico sobre a dinâmica florestal de ambientes sujeitos a inundações, auxiliando na definição de estratégias de conservação e restauração de florestas ribeirinhas (Salles e Schiavini 2007). Com isso, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a dinâmica da assembleia arbórea em áreas sujeitas à inundação no Parque Estadual Mata dos Godoy, no município de Londrina (Paraná), com intuito de contribuir para o entendimento das consequências de eventos atípicos de inundação para a estrutura e composição da assembleia vegetal de florestas estacionais semideciduais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Appolinário V, Oliveira Filho AT, Guilherme FAG (2005) Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Rev Bras Bot* 28:347- 360.
- Budke JC (2007) Pulsos de inundação, padrões de diversidade e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha no Sul do Brasil. Tese de Doutorado em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Budke JC, Jarenkow JA, Oliveira-Filho AT (2010) Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. *Biodivers Conserv* 19:2371-2387.
- Clark DA (2007) Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39:4-19.
- Damasceno Junior GA., Semir J, Santos FAM, Leitão Filho HF (2004) Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. *Acta Bot Bras* 18:839- 846.
- Delcamp M, Gourlet-Fleury S, Flores O, Garnier E (2008) Can functional classification of tropical trees predicts population dynamics after disturbance? *J Veg Sci* 19:209-220.
- Drouin A, Saint-Laurent D, Lavoie L, Ouellet C (2011) High-Precision Elevation Model to evaluate the spatial distribution of soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands* 31:1151-1164.
- Durigan G, Engel VL (2012) Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: Martins SV (org) Restauração ecológica de ecossistemas degradados. UFV, Viçosa, p. 293- 295.
- Figueira M (2014) Fitossociologia do compartimento arbóreo da mata ribeirinha do rio Vacacaí, Rio Grande do sul, Brasil. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

- Fontes CG, Walter BMT (2011) Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. *Rev Bras Bot* 34(2):145-158.
- Gao H, Tan H, Xie Y, Zhou M, Li F, Zhu L (2016) Morphological responses to different flooding regimes in *Carex brevicuspis*. *Nordic J Bot* 34(4):435- 441.
- Giehl ELH, Jarenkow JA (2008) Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. *Acta Bot Bras* 22(3):741-753.
- Gomes APC, Souza AL, Meira-Neto JAA (2004) Alteração estrutural de uma área florestal explorada convencionalmente na Bacia do Paraíba do Sul, Minas Gerais, nos domínios de floresta atlântica. *R Árvore* 28(3):407- 417.
- Guilherme FAG, Oliveira-Filho AT, Appolinário V (2004) Effects of flooding regimes and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecol* 174(1):19-36.
- Guimarães JCC, Van Den Berg E, Castro GC, Machado ELM, Oliveira Filho AT (2008) Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev Bras Bot* 31:621-632.
- Guo Q, Taper M, Schoenberger M, Brandle J (2005) Spatial-temporal population dynamics across species range: from center to margin. *Oikos* 108(1):47-57.
- Instituto das Águas do Paraná (2017) Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=264>. Acesso em 20/09/2017.
- Jacomine PKT (2009) Solos sob matas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão-Filho HF, (eds) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, pp. 45-71.

- Kozlowski TT (1997) Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiol Monog* 1:1-29.
- Marchesini VA, Sala OE, Austin AT (2009) Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *J Veg Sci* 40:424-432.
- Marengo JA (2014) O futuro clima do Brasil. *Rev USP* 103:25-32.
- Marques MCM, Joly CA (2000) Germinação e crescimento de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), uma espécie típica de florestas inundadas. *Acta Bot Bras* 14(1):113-120.
- Martins SV (2007) Recuperação de matas ciliares. Editora Aprenda Fácil, Viçosa, 255p.
- Medri ME, Bianchini E, Pimenta JA, Colli S, Muller C (2002) Estudos sobre a tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta AO, Pimenta JA (eds) *A bacia do Rio Tibagi*. Edição dos editores, Londrina, pp. 133-172.
- Medri C, Medri ME, Ruas EA, Souza LA, Medri PS, Sayhun S, Pimenta JA (2011) Morfoanatomia de órgãos vegetativos de plantas juvenis de *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae) submetidas ao alagamento do substrato. *Acta Bot Bras* 25(2):445-454.
- Naiman RJ, Decamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu Rev Ecol Syst* 28:621-658.
- Norden NRL, Chazdon A, Chao YH, Jiang B, Vélchez-Alvarado (2009) Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecol Lett* 12(5):385-394.
- Oliveira AP e Felfili JM (2008) Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Rev Bras Bot* 31:597-610.
- Osterkamp WR, Hupp CR, Stoffel M (2012) The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. *Earth-Science Rev* 37(1):23-36.

- Parolin P, Ferreira LV, Albernaz ALKM, Almeida SS (2004) Tree species distribution in varzea forests of Brazilian Amazonia. *Folia Geobot* 39:371-383.
- PBMC - Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (2014) Base Científica das Mudanças Climáticas - Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Disponível em: [http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/RAN1\\_completo\\_vol1.pdf](http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/RAN1_completo_vol1.pdf). Acesso em: 23/10/2018.
- Rodrigues RR (2000) Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão Filho HF (eds) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, pp. 91-100.
- Saint-Laurent D, Gervais-Beaulac V, Berthelot JS (2014) Variability of soil properties in different flood-risk zones and link with hydroclimatic changes (Southern Québec, Canada). *Geoderma* 214-215:80-90.
- Salles JC, Schiavini I (2007) Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Bot Bras* 21(1):223-233.
- Silva AC, Berg EVD, Higuchi P, Nunes MH (2011) Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. *R Árvore*, 35(4):883-893.
- Sheil D, Jennings S, Savill P (2000) Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. *J Trop Ecol* 16(6):675-800.
- Tockner K, Bunn SE, Gordon C, Naiman RJ, Quinn GP, Standord JA, Polunin NVC (2008) Floodplains: critically threatened ecosystems. In: Polunin NV (org) *Aquatic ecosystems: trends and global prospects*. Cambridge University Press, Edinburgh, pp. 45–61.

## CAPÍTULO 1

### **Efeitos do alagamento sobre a assembleia arbórea em áreas ribeirinhas de uma Floresta Estacional Semidecidual em Londrina, Pr**

Artigo a ser submetido ao periódico (Brazilian Journal of Botany) –  
[https://www.springer.com/cda/content/document/cda\\_downloaddocument/IforA-BRJB.pdf?SGWID=0-0-45-1606670-p174676984](https://www.springer.com/cda/content/document/cda_downloaddocument/IforA-BRJB.pdf?SGWID=0-0-45-1606670-p174676984)

## RESUMO

Este estudo visou contribuir para o entendimento da dinâmica de assembleias arbóreas em áreas inundáveis de florestas estacionais semideciduais, a partir da análise de um evento atípico de inundação que ocorreu em 2016 em Londrina PR. Realizou-se o levantamento da assembleia arbórea ( $DAP \geq 4,8$  cm) em 50 parcelas de  $100 \text{ m}^2$ , utilizadas em levantamentos anteriores (2000 e 2007). Para avaliação do componente regenerante, foram amostrados os indivíduos com altura mínima de 1 m e  $DAP < 4,8$  cm nas parcelas de  $100 \text{ m}^2$  e indivíduos com altura entre 30 cm e 1,0 m, em subparcelas de  $25 \text{ m}^2$ , alocadas no interior das parcelas. No componente arbóreo foram amostrados 544 indivíduos de 49 espécies. Na regeneração natural foram amostrados 1055 indivíduos de 62 espécies. A densidade relativa no componente regenerante foi baixa (inferior a 1%) para a maioria das espécies. Comparando com 2007, ocorreu redução de 37,7% na área basal e de 21% na riqueza de espécies. A taxa anual de mortalidade foi quatro vezes maior que a registrada em 2007. Não houve diferença na proporção de árvores mortas nas diferentes classes de diâmetro. Observou-se redução na similaridade florística com relação aos levantamentos anteriores. A análise dos resultados sugere que enchentes de grandes proporções podem causar alta mortalidade, diminuição na riqueza e da área basal, mas provocam poucas alterações na composição das espécies predominantes na área. Estes resultados contribuem para a compreensão da dinâmica dessas áreas, podendo auxiliar na seleção de espécies para a recuperação de florestas ripárias e preservação dos ecossistemas ribeirinhos.

**Palavras-chave:** Distúrbios naturais; Floresta ripária; Inundação; Recrutamento; Regeneração;

## ABSTRACT

This study aimed to contribute to the understanding of the dynamics of tree assemblages in flooded areas of seasonal semideciduous forests, based on the analysis of an atypical flood event that occurred in 2016 in Londrina PR. The assemblage ( $DBH \geq 4.8$ ) was sampled in 50 plots of 100 m<sup>2</sup>, used in previous studies (2000 and 2007). We sampled regenerating individuals with a minimum height of 1 m and  $DBH < 4.8$  cm in the 100 m<sup>2</sup> plots and individuals with height between 30 cm and 1,0 m in subplots (25 m<sup>2</sup>), allocated inside the plots. In the tree component, 544 individuals were sampled of 49 species. In natural regeneration, we sampled 1055 individuals of 62 species. The relative density in the regenerating component was low, less than 1%, for most species. Comparing with 2007, there was a 37.7% reduction in the basal area and 21% reduction in species richness. The annual mortality rate was four times higher than the rate recorded in the 2007. There was no difference in the proportion of dead trees in the different diameter classes. There was a reduction in floristic similarity in relation to previous studies. The analysis of the results suggests that floods of great proportions can cause high mortality and decrease in richness and basal area, but cause few changes in the composition of the predominant species in the area. These results contribute to the understanding of the dynamics of these areas, and may help in the selection of species for the recovery of riparian forests and conservation of riparian ecosystems.

**Palavras-chave:** Flooding; Natural disturbances; Recruitment; Regeneration; Riparian forest;

## INTRODUÇÃO

Os regimes de inundações dos rios são uma importante fonte de perturbação para as florestas tropicais (Naiman e Decamps 1997) e a estrutura da floresta ripária é controlada principalmente pela intensidade e a extensão de processos fluviais, como inundações e flutuações de água subterrânea (Camporeale e Ridolfi 2006; Corenblit et al. 2007). As inundações promovem mudanças severas no ambiente através da erosão, deposição de sedimentos, remoção e introdução de detritos de madeira, transporte e transformação de nutrientes (Tockner e Stanford 2002), remoção da vegetação e do banco de sementes pré-existentes (Gurnell et al. 2012) e influenciam no estabelecimento e crescimento das espécies (Siebel e Blom 1998). Longos períodos de inundação e níveis dos lençóis freáticos elevados, associados à anoxia experimentado pelas raízes resultam, frequentemente, em atividade metabólica reduzida, inibição da fotossíntese, depressões de crescimento e morte de árvores (Parolin 2001; Herrera 2013). Assim, as inundações e flutuações de água subterrânea influenciam na composição da assembleia florestal de áreas ribeirinhas, contribuindo para uma menor diversidade de espécies arbóreas, uma vez que apenas as espécies com algum grau de tolerância à inundação conseguem permanecer nas áreas alagáveis (Bianchini et al. 2003).

Estudos realizados após eventos de inundação mostram que a riqueza e a diversidade das espécies diminuíram com o aumento da frequência de inundação (Budke et al. 2008) e que árvores menores e mais jovens sofreram maior mortalidade do que árvores maiores e mais maduras (Leksungnoen et al. 2017). Giehl e Jarenkow (2008) e Kurzatkowski et al. (2015) demonstraram correlação negativa entre altura, área basal e intensidade de inundações. Segundo Appolinário et al. (2005), em locais com maior frequência de enchentes, os indivíduos arbóreos apresentam crescimento mais lento comparado com locais sem enchentes. Yin et al. (2009) apontaram que as funções de crescimento são diferentes para cada espécie e

também podem diferir entre períodos pré e pós-inundação. Estudos que avaliaram o banco de sementes após eventos de inundação demonstram que a intensidade, a duração e a frequência do alagamento influenciam a distribuição de sementes, afetam a composição das espécies (Capon 2007; Hou et al. 2008; Osunkoya et al. 2014) e influenciam o desenvolvimento da vegetação (Stroh et al. 2013). Inundações severas podem alterar e degradar o banco de sementes do solo levando a menor diversidade e abundância de espécies arbóreas (Olmstead et al. 2013; Osunkoya et al. 2014).

Considerando a importância dos distúrbios naturais para a composição e estrutura florestal, este estudo visou contribuir para o entendimento da dinâmica da assembleia arbórea em áreas sujeitas à inundação de florestas estacionais semidecíduais. No Parque Estadual Mata dos Godoy, um dos mais importantes remanescentes de floresta estacional semidecidual no norte do Paraná, foram levantados, em 2000 (Bianchini et al. 2003), dados sobre a composição e estrutura das áreas alagáveis e foi encontrada menor diversidade comparada com outras áreas não alagáveis do Parque, reflexo da seletividade que os distúrbios de inundação impõe. Em 2007 (RG Peres, dados não publicados) foi realizado um segundo levantamento, nas mesmas parcelas, e foram observadas poucas mudanças na estrutura da assembleia arbórea, como um pequeno aumento da área basal, e baixa variação nos parâmetros fitossociológicos, indicando certo grau de adaptação das espécies aos alagamentos. O presente estudo abordou os efeitos de uma grande inundação que ocorreu em janeiro de 2016 na mesma área amostrada em 2000 e 2007 (Bianchini et al. 2003, RG Peres, dados não publicados). A análise da série histórica de precipitação para o município de Londrina entre 1976 e 2017 indica que o episódio de inundação ocorrido em janeiro de 2016 foi um dos maiores da história. Segundo dados do Instituto das Águas do Paraná (2017) em dezembro de 2015, a precipitação foi de 350,5 mm, segundo maior valor registrado para esse mês entre 1976 e 2017, o que influenciou na saturação hídrica do solo e no aumento dos

níveis fluviométricos, contribuindo assim para o episódio extremo de alagamentos de 2016. Em janeiro de 2016 a precipitação total foi de 441,0 mm, sendo que no dia 12 de janeiro foi registrada uma precipitação total de 177,5 mm, maior valor diário que se tem registro considerando os meses de verão de 1976 a 2017, e o segundo maior valor observando todos os meses da série histórica.

A partir da ocorrência desse evento extremo de inundação foram levantadas as seguintes hipóteses: (i) a riqueza de espécies e a área basal são menores comparadas aos estudos de 2000 e 2007, devido à maior intensidade de inundação; (ii) ocorre menor proporção de mortes nas maiores classes de diâmetro, pois os indivíduos maiores apresentam maior tolerância à inundação; (iii) a densidade relativa de juvenis é baixa, em razão da destruição do banco de plântulas e de sementes. Além disso, o estudo visou responder as seguintes perguntas:

- (1) Como cada espécie respondeu à enchente de 2016?
- (2) Quais espécies estão se regenerando após a inundação?
- (3) Quais foram as principais mudanças na estrutura da floresta pós-inundação?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

*Área de estudo* - O Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), localiza-se no município de Londrina, PR, nas coordenadas 23°27'S e 51°15'W, com vegetação composta pela floresta estacional semidecidual (Bianchini et al. 2003; Silveira 2006). A área do PEMG faz limite com terras cultivadas, pastos, áreas florestadas e reflorestadas e, ao sul, é delimitada por um curso de água permanente, o ribeirão dos Apertados. O solo é classificado como Latossolo Roxo Hidromorfizado na Base, com alta concentração de argila, moderadamente ácido, bem

drenado na superfície e mal drenado em profundidades inferiores a 50 cm, devido à presença do lençol freático (Silveira 1993).

O clima da região é classificado como Cfa - clima subtropical úmido, segundo a classificação de Köeppen (Peel et al. 2007), com temperatura média anual de 20,9 °C, sendo janeiro o mês mais quente e junho o mais frio. A precipitação média anual é cerca de 1.600 mm, sendo que a pluviosidade no verão (dezembro = 230 mm) é superior ao inverno (agosto = 51 mm), podendo ocorrer alagamentos geralmente entre dezembro e janeiro (Bianchini et al. 2003; Silveira 2006).

***Levantamento da vegetação arbórea-*** No estudo realizado em 2000 (Bianchini et al., 2003) foram estabelecidas 50 parcelas de 10 m x 10 m (100 m<sup>2</sup>), distribuídas em três pontos que podem ser inundados em períodos de maior precipitação, devido o extravasamento do rio ou pela elevação do lençol freático (Bianchini et al. 2001, 2003), sendo 16, 18 e 16 parcelas contíguas em cada ponto, totalizando 5000 m<sup>2</sup> (Fig. 1).

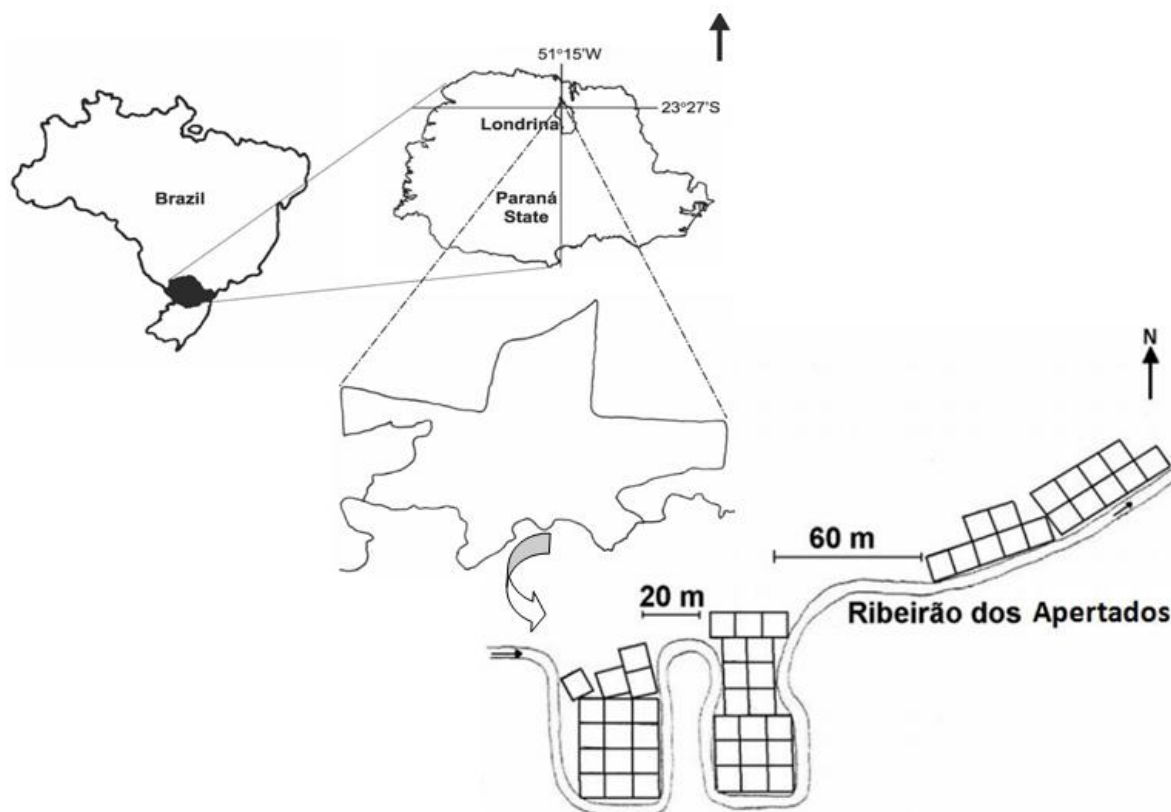


Figura 1. Esquema da distribuição das parcelas na área alagável do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná. Fonte: (Bianchini 1998, Sofia et al. 2004).

O critério mínimo de inclusão dos indivíduos amostrados foi de 15 cm de perímetro do caule à altura do peito (PAP - 1,30 m do solo). Os indivíduos amostrados foram identificados com plaquetas metálicas numeradas. De cada indivíduo amostrado foram registradas a altura total (altura em que termina a copa) e a altura do fuste (altura da primeira ramificação definitiva), estimadas visualmente. O PAP foi medido com auxílio de uma fita métrica, sendo convertido para diâmetro (D) por meio da fórmula:  $D = \text{PAP} / \pi$ . Em 2007 (RG Peres, dados não publicados), a área foi reamostrada seguindo os mesmos critérios do primeiro levantamento.

Em 2017, foi efetuado o levantamento da vegetação lenhosa nas mesmas parcelas e utilizando os mesmos critérios dos dois levantamentos anteriores de 2000 e 2007. Foram registradas e medidas todas as árvores sobreviventes e as recrutadas após o levantamento de

2007, registrando também os indivíduos mortos presentes (que ainda estavam em pé) e aqueles ausentes, registrados em 2007.

Para avaliar o componente regenerante, o qual não foi amostrado nos levantamentos de 2000 e 2007, foram registrados os indivíduos com altura mínima de 1 m e DAP < 4,8 cm nas parcelas de 100 m<sup>2</sup> e os indivíduos com altura mínima de 30 cm e máxima menor que 1,0 m em subparcelas (5 m x 5 m), alocadas no interior das parcelas. A altura dos regenerantes nas subparcelas foi medida com uma trena métrica, enquanto que o diâmetro foi medido na base do tronco à altura do solo (DAS).

A identificação dos indivíduos até o nível de espécie foi realizada a partir da comparação com exsicatas de herbário e consulta à literatura. O material testemunho coletado foi processado de acordo com a metodologia usual (Mori et al. 1985) e incorporado ao acervo do Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). Os nomes de famílias seguiram o APG IV (2016) e os nomes dos autores estão de acordo com o IPNI (2018).

**Análise dos dados** - Para comparar a riqueza de espécies nos três levantamentos, 2000, 2007 e 2017, foram obtidas curvas de rarefação, e a riqueza rarefeita para abundância de 100 indivíduos, foi utilizada como indicador de diversidade. Foi realizada análise de variância de Kruskal-Wallis para testar se havia diferença nas riquezas rarefeitas para os três levantamentos. Para comparar a riqueza observada com a riqueza estimada no atual levantamento foi utilizado o estimador Jackknife2 (Oliveira et al. 2016). A riqueza do componente regenerante foi obtida pelo mesmo procedimento, e comparada com o componente adulto pelo teste de Mann-Whitney. Essas análises foram obtidas através do programa R (R Development Core Team, 2011). Foram calculados, para cada espécie, a densidade (ind ha<sup>-1</sup>) e frequência (%) absolutas e relativas (%) e a área basal (m<sup>2</sup> há<sup>-1</sup>) (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974), utilizando o programa FITOPAC (Shepherd 2010).

Com este Programa também foram calculados o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ). A taxa anual de mortalidade ( $M_i$ ) foi calculada de acordo com a metodologia descrita por Hall e Bawa (1993):

$$M_i = \left[ \ln \left( \frac{n_0}{n_0 - d_i} \right) \right] / t_i$$

Onde,  $n_0$  = número de indivíduos amostrados em 2007;  $d_i$  = número de indivíduos mortos no período;  $t_i$  = tempo (10 anos).

As árvores foram divididas em classes de diâmetro e foi aplicado o teste do qui-quadrado, para verificar se havia diferenças entre a proporção de indivíduos mortos nas diferentes classes de diâmetro. As classes foram obtidas de acordo com Sturges (1926):

$$K = 1 + 3,3 * \log_{10} n$$

Onde,  $K$  = número de classes;  $n$  = número de indivíduos.

Para comparar a similaridade entre 2017 e os anteriores (2000 e 2007) e entre os componentes regenerante e adulto, foi utilizado o índice de Bray-Curtis. A partir de uma matriz de abundância de cada componente foi aplicado o teste de Mantel (9.999 iterações) (Mantel e Valand 1970) para verificar se havia relação de dependência do componente regenerante em relação ao adulto.

Os indivíduos regenerantes amostrados foram classificados em três classes de tamanho: 1- indivíduos com altura entre 0,30 m e 1,0 m; classe 2 - altura acima de 1,0 m e 2,0 m; e classe 3 - indivíduos com altura acima de 2,0 m e  $DAP < 4,8$  cm. A partir dessas classes foi estimado o índice de regeneração natural por classe de tamanho ( $RNC_{ij}$ ) por meio da equação (Silva et al. 2010):

$$RNC_{ij} = DR_{ij} + FR_{ij}/2$$

Onde:  $RNC_{ij}$  = regeneração natural da  $i$ -ésima espécie na  $j$ -ésima classe de tamanho,  $DR_{ij}$ = densidade relativa para a  $i$ -ésima espécie na  $j$ -ésima classe de tamanho; e  $FR_{ij}$ = frequência relativa da  $i$ -ésima espécie na  $j$ -ésima classe de tamanho.

O índice de regeneração natural total para cada espécie ( $RNT_{ij}$ ) foi obtido a partir da soma dos valores do índice de regeneração natural por classe de tamanho ( $RNC_{ij}$ ), dado em porcentagem, segundo metodologia proposta por Finol (1971) e Volpato (1994).

$$RNT_i = \sum(RNC_{ij})/z$$

Onde:  $RNT_i$  = regeneração natural total da  $i$ -ésima espécie; e  $z$  = número de classes de tamanho.

## **RESULTADOS:**

***Dinâmica do estrato arbóreo*** - Na amostragem dos indivíduos com  $DAP \geq 4,8$  cm foram registrados 544 indivíduos, distribuídos em 20 famílias e 49 espécies (Apêndice A). As curvas de rarefação indicam que a riqueza entre os levantamentos de 2000 e 2007 (Bianchini et al. 2003; RG Peres, dados não publicados) foi similar e diferiram da riqueza de 2017, a qual foi menor comparada aos anteriores (Fig. 2, Tabela 1). A riqueza estimada pelo Jackknife 2 foi de 62 espécies, sugerindo que em torno de 80% das espécies que ocorrem nas áreas alagáveis do PEMG foram amostradas.

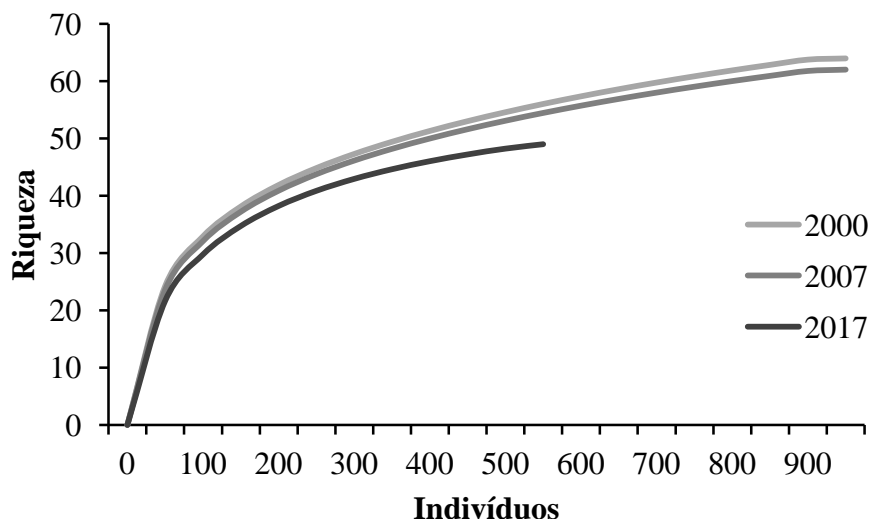


Figura 2. Curvas de rarefação para os três levantamentos do componente adulto (2000, 2007 e 2017) em áreas sujeitas a alagamentos no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.

As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae (com 11 espécies), Myrtaceae (9) e Meliaceae (5), que juntas representam 51% do total de espécies. Essas famílias foram as mais abundantes nos estudos de 2000 e 2007. O Índice de diversidade de Shannon foi 3,17, Equabilidade 0,81 e a riqueza rarefeita 29,75 (Tabela 1).

As espécies que apresentaram maior número de indivíduos foram *Actinostemon concolor* (com 97 indivíduos), seguida por *Trichilia catigua* (54), *Lonchocarpus campestris* (39) e *Nectandra megapotamica* (38) (Apêndice B). Além dessas, as espécies incluídas entre as 10 com maior densidade relativa e seus respectivos números de indivíduos foram: *Ruprechtia laxiflora* (30 indivíduos), *Chrysophyllum gonocarpum* (28), *Campomanesia xanthocarpa* (25), *Cupania vernalis* (19), *Lonchocarpus muelbergianus* (22) e *Sebastiania commersoniana* (14). Essas espécies já estavam entre as de maior densidade nos estudos de 2000 e 2007; porém, em 2017 elas tiveram diminuição no número de indivíduos, com a maior redução em *Nectandra megapotamica*. Por outro lado, as espécies que tiveram maior aumento na densidade relativa em relação ao estudo de 2007 foram *Actinostemon concolor*, *Trichilia*

*catigua*, *Lonchocarpus campestris* e *Ruprechtia laxiflora*. Com relação à área basal, a maioria das espécies teve um pequeno aumento de 2000 para 2007 e redução de 2007 para 2017 (Apêndice C), na área basal total a redução foi de 37,6%.

A similaridade florística foi maior entre 2000 e 2007 (94%), com 60 espécies em comum. Em relação à 2017, a similaridade diminuiu (73%) comparado com 2000 e 2007. Houve redução de 21% no número de espécies em 2017. A riqueza rarefeita não diferiu nos estudos de 2000 e 2007 e apresentou redução em 2017 ( $p < 0,05$ ) (Tabela 1).

Tabela 1. Comparação entre características estruturais dos levantamentos realizados em 2000, 2007 e 2017 na assembleia arbórea de áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Pr. Letras diferentes na linha indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ ).

	2000	2007	2017
Espécie	64	62	49
Gêneros	49	48	36
Famílias	26	25	20
Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	1.824	1.828	1.088
Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	16,63	17,25	10,76
Diversidade (H')	3,44	3,38	3,17
Equabilidade (J')	0,83	0,82	0,81
Riqueza rarefeita	32,93a	32,07a	29,75b
Taxa de mortalidade anual (Mi)	-	0,017	0,073

Em 2017 foram registradas 473 árvores mortas, 52% do número total de árvores, representando uma taxa de mortalidade anual de 0,073. Esses indivíduos pertenciam a 21 famílias, sendo que Fabaceae (11 espécies), Myrtaceae (7), Lauraceae, Euphorbiaceae e Meliaceae (4) apresentaram o maior número de espécies com indivíduos mortos. Com a mortalidade, foram excluídas Ulmaceae, Combretaceae, Elaeocarpaceae, Malvaceae e Primulaceae, que apresentavam apenas uma espécie cada e nenhuma família foi incluída na nova amostragem.

Comparando a porcentagem de árvores mortas entre as amostragens de 2007 e de 2017, para as 15 espécies que apresentavam as maiores densidades relativas (2017), a mortalidade foi maior em 2017. As espécies que tiveram maior porcentagem de indivíduos mortos foram *Trichilia elegans* (87,3%), *Tabernaemontana catharinensis* (75%) e *Machaerium paraguariense* (68%) (Fig. 3). *Nectandra megapotamica*, espécie mais frequente em 2007, perdeu 63,6% dos indivíduos. Foram excluídas 16 espécies em relação à 2007 e todas apresentavam apenas um indivíduo, com exceção de *Inga marginata* (4), *Terminalia* sp. (3) e *Ocotea puberula* (2). Em 2017 foram incluídas três espécies até então não amostradas, *Gallesia integrifolia*, *Inga striata* e *Trichilia pallens*.

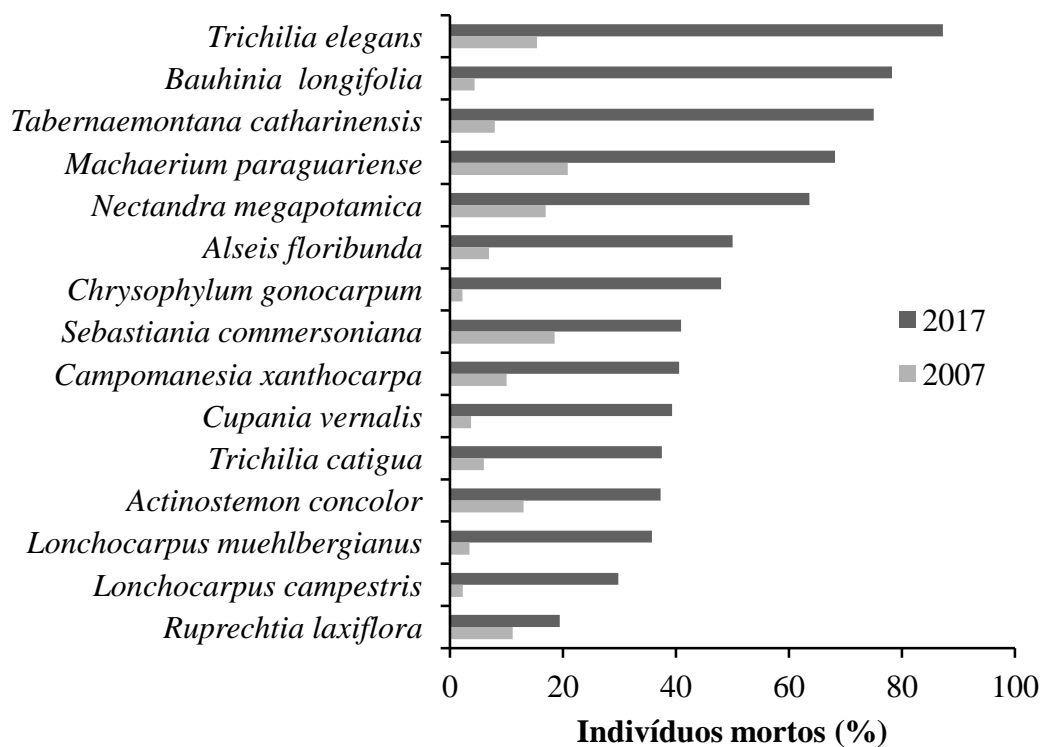


Figura 3. Comparação entre a porcentagem de indivíduos mortos nos levantamentos de 2007 e 2017 das espécies com maior densidade relativa (2017), em áreas sujeitas a alagamentos no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.

Em 2007, o diâmetro das árvores vivas variou de 4,8 a 70 cm, enquanto as árvores mortas variaram de 4,8 a 58,6 cm. Em 2017 o diâmetro das árvores vivas estava entre 4,8 a 70,7 cm e as mortas de 4,8 a 82 cm. O DAP médio dos indivíduos mortos foi 10,5 em 2007 e de 12,8 cm em 2017. Em ambos os levantamentos, a distribuição de diâmetro dos indivíduos vivos seguiu o padrão comum para as florestas tropicais, conhecido como J invertido, com maior número de indivíduos nas classes de menor diâmetro.

Em 2007, a maior proporção de árvores mortas foi registrada na primeira classe de diâmetro (Fig. 4), que corresponde a aproximadamente 63% de todos os indivíduos que morreram. A porcentagem de árvores mortas diferiu significativamente entre as classes de diâmetro ( $\chi^2=9,62$ ;  $p<0,05$ ). Entretanto para o período de 2007 a 2017, não ocorreu diferença entre porcentagem de árvores mortas nas classes de diâmetro ( $\chi^2=2,17$   $p>0,05$ ). Ao contrário do observado em 2007, a maior proporção de indivíduos mortos foi registrada na maior classe de diâmetro (Fig. 4).

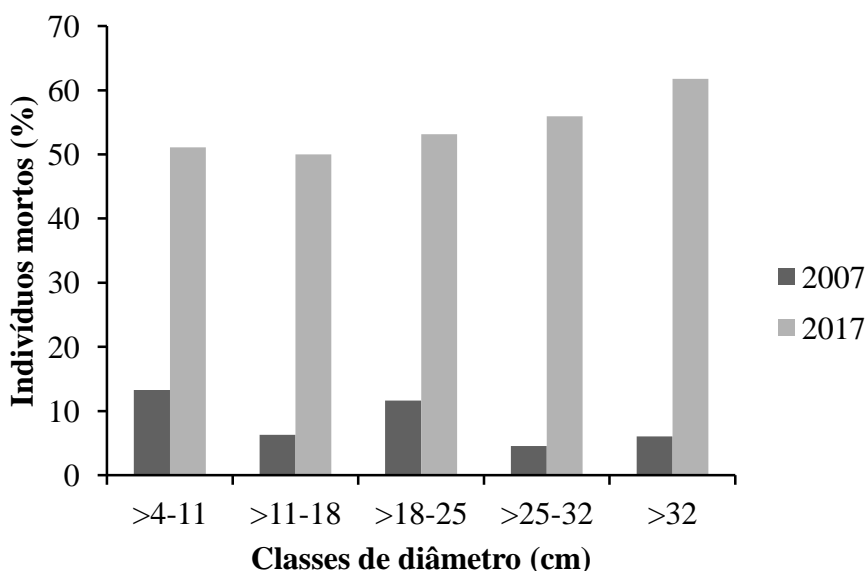


Figura 4. Porcentagem de árvores mortas no período de 2000 a 2007 (colunas escuras) e no período de 2007 a 2017 (colunas claras), distribuídas em classes de diâmetro, em áreas sujeitas a alagamentos no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.

**Regeneração natural de espécies arbóreas** – No componente regenerante foram amostrados 1055 indivíduos, pertencentes a 62 espécies e 23 famílias. As curvas de riqueza geradas por rarefação indicam a proximidade nas riquezas do componente regenerante e adulto (Fig. 5). A riqueza estimada foi de 85 espécies, sugerindo que a riqueza registrada contemplou aproximadamente 73% do número potencial de espécies que ocorrem nas áreas alagáveis do PEMG.

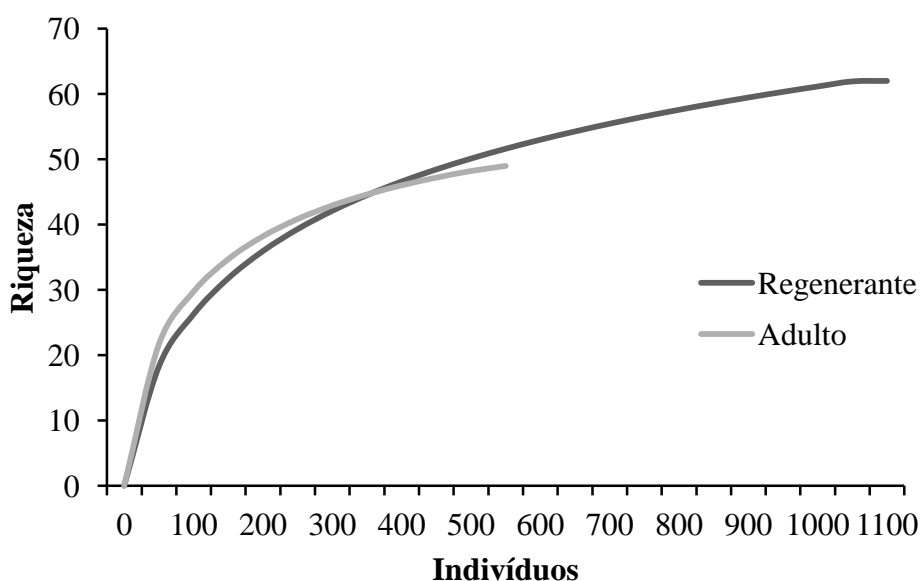


Figura 5. Curvas de rarefação para o componente regenerante e adulto, em áreas sujeitas a alagamentos no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.

As famílias com a maior riqueza de espécies foram Fabaceae (12), Myrtaceae (10) e Meliaceae (7), que somadas representaram 46,8% do total de espécies. Foram registrados indivíduos regenerantes de duas espécies exóticas, *Citrus* sp. e *Melia azedarach*, as quais não foram registradas no estrado arbóreo.

A densidade absoluta foi de 4.207 ind ha<sup>-1</sup>, índice de diversidade de Shannon 2,85, índice de equabilidade (*J'*) de 0,69 e a riqueza rarefeita 26,26.

As espécies com maior densidade e frequência foram *Actinostemon concolor*, *Trichilia elegans*, *Trichilia catigua*, *Nectandra megapotamica* e *Chrysophyllum gonocarpum*, que representam 64% da densidade absoluta total de regenerantes (Apêndice D).

Comparando o componente regenerante com o adulto, 54% das espécies foram comuns nos dois levantamentos. O teste de Mantel revelou que há relação de dependência do componente regenerante para o adulto ( $r=0,40$ ;  $p=0,0001$ ). As espécies exclusivas da regeneração natural foram 23, sendo 61% dessas com menos de três indivíduos. A densidade total do componente regenerante foi superior ao componente adulto, enquanto que a diversidade, a equabilidade e a riqueza rarefeita ( $p<0,05$ ) foram menores para o componente regenerante (Tabela 2). Das espécies com maior frequência registradas em 2017 no estrato arbóreo e que não foram amostradas na regeneração, destaca-se *Tabernaemontana catharinensis*, com 10 indivíduos adultos. Entre as regenerantes que não apareceram no estrato arbóreo estão *Inga marginata* e *Cecropia pachystachya* com 24 e 16 indivíduos, respectivamente.

Tabela 2. Comparação entre características estruturais dos componentes adulto (2017) e regenerante de áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Pr. Letras diferentes na linha indicam diferença estatística ( $p<0,05$ ).

	Adultos	Regenerantes
Espécies	49	62
Espécies exclusivas	10	23
Famílias	20	23
Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	1.088	4.207
Diversidade (H')	3,17	2,85
Equabilidade (J')	0,81	0,69
Riqueza rarefeita	29,75a	26,26b

Os valores do índice de regeneração natural total variaram de 0,29 a 25,45% (Apêndice D). As espécies com maiores valores de regeneração natural total em ordem

decrecente foram *Actinostemon concolor*, *Trichilia catigua*, *Trichilia elegans*, *Nectandra megapotamica* e *Chrysophyllum gonocarpum* (Apêndice D).

Na menor classe de tamanho (classe 1) foram amostrados 280 indivíduos, pertencentes a 35 espécies e 16 famílias; na segunda classe (classe 2), 237 indivíduos de 40 espécies e 16 famílias; e na maior classe (classe 3), 538 indivíduos de 51 espécies e 19 famílias. A classe 1 apresentou menor número de indivíduos e de espécie comparada à classe 3. As espécies que ocorreram nas três classes representam 40% do total. Sete espécies ocorreram apenas na classe 1, cinco espécies foram amostradas apenas na classe 2 e 13 espécies exclusivamente na classe 3.

Entre as 62 espécies amostradas, as que apresentaram maiores percentuais de Regeneração Natural na menor classe (RNC1) foram *Actinostemon concolor*, *Nectandra megapotamica*, *Trichilia catigua* e *Chrysophyllum gonocarpum*. Na classe 2 (RNC2), as que se destacaram foram *A. concolor*, *T. catigua*, *T. elegans*, *C. gonocarpum* e *N. megapotamica*. Na maior classe (RNC3), as espécies que apresentaram maiores valores foram *A. concolor*, *T. elegans*, *T. catigua* e *N. megapotamica*. Observa-se que estas espécies se destacaram por estarem bem representadas nas três classes de regeneração natural e estão entre as maiores taxas de regeneração natural total (Fig. 6).

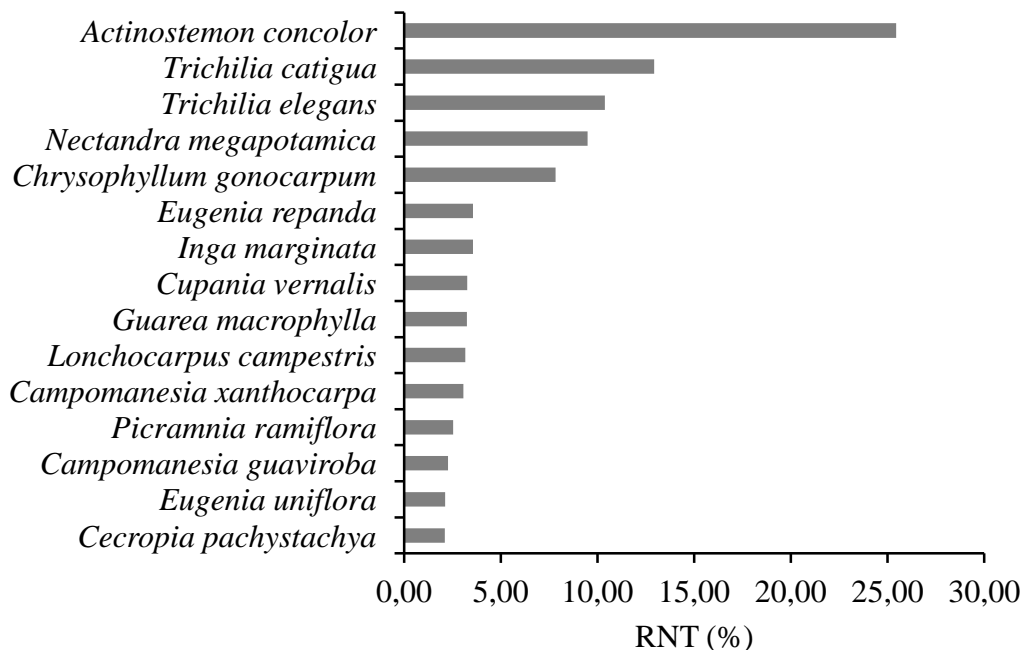


Figura 6. Espécies com maiores valores de regeneração natural total (RNT) amostradas nas áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. RNT obtido a partir da soma dos valores do índice de regeneração natural por classe de tamanho (RNCij), o qual consiste na média entre densidade relativa e frequência relativa de cada espécie em cada classe de tamanho .

## DISCUSSÃO

Os resultados da dinâmica do componente arbóreo observados no período de 2000 a 2017 (Bianchini et al. 2003; R. G. Peres (dados não publicados), presente estudo) nas áreas alagáveis do PEMG, forneceram informações que sugerem padrões de respostas das florestas ribeirinhas diante de alagamentos periódicos e de eventos extremos. O episódio de inundação de 2016 reduziu substancialmente o número de indivíduos para maioria das espécies amostradas, em comparação com as condições pré-inundação. A redução foi de 52% do número total de árvores. A taxa anual de mortalidade foi aproximadamente quatro vezes

maior do que a encontrada no estudo de 2007, indicando que esse alto número de indivíduos mortos foi provocado pelo evento atípico de inundação, sendo que mesmo após o fim do alagamento o encharcamento do solo pode ter sido prolongado, pois estes solos são argilosos e mal drenados em razão da proximidade do lençol freático (Silveira 1993), aumentando o tempo de anoxia das raízes e acentuando a proporção de indivíduos mortos.

A riqueza rarefeita e a diversidade de Shanon foram menores comparadas aos levantamentos de 2000 e 2007 e em relação a um estudo realizado em floresta ripária do Parque Estadual Mata dos Godoy (Soares-Silva et al. 1998) ( $H' = 3,90$ ). Este padrão corrobora estudos que têm demonstrado que as florestas ripárias inundáveis tendem a apresentar menor diversidade que florestas ripárias não-inundáveis, pois essas assembleias são constituídas predominantemente por poucas espécies bem adaptadas a esse ambiente, por apresentarem tolerância a alagamentos, e são enriquecidas por um conjunto maior de espécies que apresentam baixa densidade na área porque possivelmente são intolerantes a esses distúrbios (Nogueira e Schiavini 2003; Guarino e Walter 2005; Dietzsch et al. 2006).

As espécies *Actinostemon concolor*, *Ruprechtia laxiflora*, *Trichilia catigua*, *Lonchocarpus campestris*, *Nectandra megapotamica*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Campomanesia xanthocarpa*, tiveram altas densidades nos estudos de 2000, 2007 e inclusive em 2017, mesmo após um distúrbio intenso de inundação. Essas espécies são tipicamente de florestas estacionais semidecíduais (Turchetto et al. 2017, Grasel et al. 2017) e têm sido frequentemente relatadas em estudos realizados em áreas com influência de ambiente ribeirinho (Dias et al. 2002; Garcia 2015), confirmando a adaptação das suas populações em áreas alagáveis.

A similaridade entre os levantamentos de 2000 e 2007 foi alta, superior a 90%, indicando que pulsos de inundação de baixa intensidade não causam grande alteração na composição de espécies. No entanto, comparando 2017 com 2000 e 2007, ocorreu diminuição

da similaridade após o distúrbio intenso de inundação, devido à exclusão de mais de 20% das espécies presentes na área. A maioria das espécies excluídas apresentava baixa abundância (menos de dois indivíduos). De qualquer maneira, para as espécies predominantes na área não foram encontradas grandes alterações.

No levantamento de 2017 ocorreu a redução da área basal devido à alta porcentagem de indivíduos mortos, contrário ao que ocorreu no levantamento de 2007 no qual houve um pequeno aumento da área basal. Esse resultado de 2007 pode ser explicado pela maior taxa de crescimento de algumas espécies nas áreas inundáveis (Guilherme et al. 2004). No entanto, quando o distúrbio de inundação é mais intenso, e a mortalidade atinge altas proporções, como observado em 2017, é esperado que ocorra diminuição na área basal, o mesmo demonstrado por Silva et al. (2011) em áreas com enchentes de maiores níveis.

A alta porcentagem de indivíduos mortos por espécie encontradas em 2017, mesmo naquelas consideradas tolerantes a inundação, mostra diferenças na influência do efeito de alagamento extremo. Se por um lado *Nectandra megapotamica* com a com maior frequência no estudo de 2007, apresentou a 4ª maior porcentagem de indivíduos mortos, a espécie *Ruprechtia laxiflora*, por outro lado apresentou a menor porcentagem de indivíduos mortos entre as espécies mais abundantes. Apesar da carência de estudos abordando aspectos morfológicos, anatômicos e fisiológicos sobre a tolerância dessas espécies ao alagamento, essa distinção na capacidade de responder a inundações pode estar associada à diferença na capacidade de produção de novas raízes, hipertrofia de lenticelas, absorção de macronutrientes e resposta a toxinas nos solos (Kozłowski 1997; Parolin et al. 2004). Outros fatores que podem influenciar a sobrevivência diferencial das árvores sob alagamentos são a duração e profundidade das inundações, a localização do indivíduo considerando as diferenças de microrrelevo da área e o diâmetro (Palik et al. 1999; Ernst e Brooks 2003).

No levantamento de 2007 ocorreu diferença na proporção de indivíduos mortos entre as classes de diâmetro, havendo diminuição na mortalidade com o aumento de diâmetro, resultado suportado por estudos que mediram o diâmetro (Harms et al. 1980; Guimarães et al. 2008; Yin et al. 2009; Tzeng et al. 2018) ou a altura (Palik et al. 1999). Isto ocorre provavelmente porque grandes árvores apresentam maior superfície radicial para produzir novas raízes (Harms et al. 1980). A amostragem realizada nesse estudo revelou que após o alagamento mais severo, a relação de dependência entre mortalidade e diâmetro pode deixar de existir, considerando que mesmo nas maiores classes de diâmetro houve alta porcentagem de árvores mortas. Damasceno-Júnior et al. (2004) encontraram mortalidade independente da classe diamétrica em uma área com enchente de grandes proporções, confirmando a tendência de que distúrbios severos de alagamento afetam assembleias de árvores em todas as classes diamétricas.

A estrutura florestal nas áreas alagáveis do PEMG não apresentou grandes alterações. Como nos levantamentos de 2000 e 2007 a assembleia apresentou distribuição exponencial negativa em relação às classes de diâmetro (J invertido), com 56% dos indivíduos concentrados na primeira classe. As espécies de dossel foram mais abundantes entre 8 e 12 m e as espécies de subosque entre 4 e 8 m de altura. A porcentagem de espécies por estrato também apresentou pouca variação em relação a 2007, com aumento de 4% no número de espécies do subosque. A principal alteração da estrutura, promovida pela inundação avaliada neste estudo, foi a redução de 40,5% na densidade absoluta, em razão da alta mortalidade, o que provocou abertura do dossel (clareiras) em vários pontos da área de amostragem. Portanto, as áreas ripárias do PEMG e, possivelmente, de florestas estacionais semidecíduais, são formadas por um mosaico de manchas em diferentes estádios sucessionais, sendo que a evolução do processo sucessional na área depende, principalmente, da frequência de ocorrência de eventos extremos de inundação (Turner 1998).

**Regeneração natural de espécies arbóreas** - A diversidade do componente regenerante ( $H' = 2,85$ ) foi menor comparado a outros estudos realizados em floresta estacional semidecidual (Garcia et al. 2011; Kunz e Martins 2014; Santiago et al. 2014). Entretanto, o valor é esperado em áreas sujeitas a inundações periódicas (Silva et al. 2004). Este estudo também encontrou menores valores de diversidade e riqueza rarefeita dos regenerantes em relação ao componente arbóreo. Isto porque, mesmo apresentando um maior número de espécies, houve dominância de algumas espécies na área, já que foi registrada grande concentração de indivíduos nas 10 primeiras espécies com maior abundância que, em conjunto, concentram uma densidade relativa de 67,5%. A dominância dessas espécies indica que elas apresentam algum nível de tolerância à inundações, mesmo na fase juvenil.

Os valores encontrados para a taxa de regeneração natural total das áreas inundáveis do PEMG foram superiores aqueles registrados para a FES (Garcia et al. 2011; Magalhães 2014), possivelmente devido aos alto valores de RNT de *Actinostemon concolor*, *Trichilia catigua* e *Trichilia elegans*. Essas três espécies já tinham sido destacadas no sub-bosque nas áreas alagáveis do PEMG (Bianchini et al. 2003). A presença do gênero *Trichilia* é considerada comum em sub-bosque de florestas estacionais (Alberti et al. 2000). *Trichilia elegans* foi a espécie com maior porcentagem de árvores mortas em relação à amostragem de 2007. O seu alto valor de regeneração natural total indica que a espécie poderá se estabelecer entre as mais abundantes no componente arbóreo novamente, mas isso dependerá da frequência de episódios intensos de inundação, considerando que a espécie apresentou baixa tolerância a essa perturbação. *Actinostemon concolor* é apontada como uma importante espécie das florestas da bacia do rio Tibagi, apresentando uma ampla faixa de tolerância às condições ambientais, mas com maior densidade nas áreas alagáveis, indicando que suas estratégias de vida são favorecidas nestes ambientes (Bianchini et al. 2003, 2013).

*Actinostemon concolor* possui baixa competição intra-específica e alta eficiência competitiva interespecífica durante o estabelecimento inicial, o que pode explicar a sua predominância no sub-bosque das florestas estacionais semidecíduais (Giehl et al. 2007). Juntamente com *A. concolor* e as duas espécies do gênero *Trichilia*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Nectandra megapotamica* representam mais de 50% da regeneração natural total. Além disso, essas espécies já tinham sido registradas entre as seis espécies de maior densidade na área alagável do PEMG, nos levantamentos de 2000 e 2007 e tiveram destaque no componente em 2017. Considerando a importância dessas cinco espécies no componente arbóreo e no regenerante, podemos afirmar que apresentam alta probabilidade de continuar predominando na composição florestal das áreas alagáveis do PEMG.

As espécies que ocorreram nas três classes de altura do componente regenerante representaram 40% do total. Essas espécies, com distribuição nas diferentes fases de crescimento, apresentam maior probabilidade de compor a estrutura florestal em estágios mais avançados (Caldato et al. 1996). Por outro lado, 34 espécies (55%) obtiveram valores de RNT inferiores a 1,0%, indicando que essas podem ter um maior grau de dificuldade em se regenerar no futuro (Silva et al. 2010). Esse número reduzido de indivíduos no estrato regenerante dificulta a manutenção de populações viáveis, porque, como apontado por diversos estudos, a mortalidade é muito maior em juvenis e declina com a idade (Connell e Green 2000; Gilbert et al. 2001; Delissio e Primack 2003). Além disso, por ocuparem um ambiente afetado periodicamente por distúrbios naturais, as taxas de mortalidade são ainda mais acentuadas (Milhomem et al. 2013). Nos eventos de alagamento, os indivíduos menores apresentam maiores porções submersas, o que pode prejudicar o crescimento pela deposição de sedimentos sobre os ramos e folhas, diminuindo a captura de luz e as trocas gasosas (Damasceno-Junior et al. 2004; Appolinário et al. 2005). Sendo assim, os indivíduos menores, que já possuem dificuldades no estabelecimento pela menor disponibilidade em luz no sub-

bosque, são afetados também pelas condições de estresse provocada pela inundação, o que pode aumentar a taxa de mortalidade no componente regenerante (Appolinário et al. 2005).

A ocorrência de menos indivíduos na primeira classe (26,5%) em comparação com a terceira (51%) e a presença de 21% das espécies apenas na Classe III, pode ser justificado pela maior susceptibilidade dos indivíduos menores ao soterramento, e ao arraste pelas enxurradas, como também pela remoção ou soterramento de parte do banco de sementes, o que pode ter reduzido as taxas de germinação após o distúrbio. Já os indivíduos da maior classe de tamanho apresentaram maior altura e diâmetro e assim maior resistência aos efeitos do alagamento. Dessa forma muitas espécies foram excluídas nas duas primeiras classes, e terão seu recrutamento prejudicado.

As espécies exóticas *Melia azedarach* e *Citrus* sp. apresentaram densidade relativa baixa no componente regenerante e não foram amostradas no componente arbóreo, em nenhum dos levantamentos realizados na área. Embora não tenham ocorrência significativa na área até o presente estudo, devem ser monitoradas, pois há possibilidade de ocorrer o estabelecimento de novos indivíduos e o recrutamento para as outras fases de desenvolvimento, podendo aumentar a frequência e prejudicar a regeneração das espécies nativas.

Em áreas onde ocorrem distúrbios periódicos, a assembleia, embora estável, pode estar sendo impedita de avançar de estágio sucessional, permanecendo em um processo cíclico de mudança (Odum 1988). Decamps et al. (1988) sugeriram um modelo de sucessão cíclica para uma planície de inundação de uma floresta ripária, influenciada pela erosão e a deposição decorrente de alagamentos. Entretanto, em locais mais altos, sem alagamentos repetidos, a dinâmica sucessional não reverteu. Esse processo de sucessão cíclica pode estar ocorrendo nas áreas alagáveis do PEMG, considerando que de um modo geral, em pontos de amostragem que apresentavam uma porcentagem maior de indivíduos intolerantes à sombra, a mortalidade

foi mais alta, provocando maior abertura de dossel e regeneração predominante de formas arbustivas e herbáceas, ou seja, a sucessão foi revertida para uma fase inicial.

O futuro da assembleia, após um distúrbio natural intenso, é influenciado pelas características da perturbação: tamanho, duração, intensidade, frequência e características biológicas das proximidades (Viana 1987). Estudos climáticos apontam que distúrbios intensos de inundação tendem a se tornar mais frequentes no futuro (Kettner et al. 2018). Nesse cenário, as florestas ribeirinhas tropicais podem apresentar redução na biodiversidade, através da intensa exclusão de espécies provocada diretamente pelo distúrbio natural, como também pela invasão de espécies exóticas, favorecida em ambientes perturbados. Com isso, é necessário compreender a dinâmica do ecossistema ribeirinho, analisando as consequências de eventos atípicos de perturbação para a estrutura e composição da assembleia vegetal e as respostas das espécies após esses distúrbios. A partir disso, é possível indicar quais espécies são mais tolerantes a esses eventos, o que pode auxiliar na recuperação dessas áreas, na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

## **CONCLUSÃO**

Os resultados observados no presente estudo, um ano após a intensa inundação de janeiro de 2016, indicam a diminuição na riqueza de espécies e da área basal e uma alta proporção de árvores mortas, possivelmente devido aos efeitos da anoxia das raízes, provocada pela inundação e pelo encharcamento do solo, mesmo após o escoamento da água. Ocorreu alteração na composição da assembleia arbórea através da exclusão de espécies de baixa abundância. No entanto as espécies que apresentaram maior densidade nos estudos de 2000 e 2007 continuam predominando na área.

Observando as proporções de árvores mortas distribuída em classes de diâmetro para o levantamento realizado em 2007 (R. G. Peres (dados não publicados)) e no estudo atual, foi possível observar que em inundações periódicas mais brandas, ocorre a tendência de indivíduos com maior diâmetro serem mais tolerantes a inundações, pois apresentam maior superfície radicial para produzir novas raízes. No entanto, como visto no presente levantamento, em alagamentos de maiores proporções, com maior período de duração, os indivíduos são afetados com intensidades similares, independentemente do diâmetro, pois o tempo prolongado de anoxia das raízes supera a capacidade de resposta da maioria das espécies.

A regeneração natural foi baixa para a maior parte das espécies. No entanto, aquelas que apresentaram alta densidade no componente adulto dos três levantamentos, principalmente *Actinostemon concolor* e *Trichilia catigua*, apresentaram taxa de regeneração maior, indicando que a tolerância à inundação não está restrita a fase adulta para essas espécies e que apresentam grande probabilidade de continuar dominando a estrutura florestal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberti LF, Hirt JAN, Junior DBFM, Steckel M, Tombini CS, Longhi SJ (2000) Aspectos florísticos e síndromes de dispersão das espécies arbóreas do Morro de Santo Antônio, Santa Maria-RS. *Ciênc e Natura* 22:145-160.
- APG IV (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot J Linn Soc* 181:1–20.
- Appolinário V, Oliveira Filho TA, Guilherme FAG (2005) Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Rev Bras Bot* 28(2):347-360.

- Bianchini E (1998) Ecologia de população de *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. e Eichler) Engl. no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade de Campinas, Campinas.
- Bianchini E, Pimenta JA, Santos FAM (2001) Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. *Braz Arch Biol Technol* 44(3):269-276.
- Bianchini E, Araújo CG, Green M, Pimenta JA (2013) Demography and structures population of *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) in flooded areas in Southern Brazil. *Braz Arch Biol Technol* 56(1):69-79.
- Bianchini E, Popolo RS, Dias MC, Pimenta JA (2003) Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, sul do Brasil. *Acta Bot Bras* 17(3):405-419.
- Budke JC, Jarenkow JA, Oliveira-Filho AT (2008) Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. *Flora* 203:162–174.
- Caldato SL, Floss PA, Da Croce DM, Longhi SJ (1996) Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. *Ciênc Florest* 6(1):27-38.
- Capon SJ (2007) Effects of flooding on seedling emergence from the soil seed bank of a large desert floodplain. *Wetlands* 27:904–914.
- Camporeale C, Ridolfi L (2006) Riparian vegetation distribution induced by river flow variability: a stochastic approach. *Water Resour Res* 42:W10415, doi:10.1029/2006WR004933.
- Connell JH, Green PT (2000) Seedling dynamics over thirty-two years in a tropical rain forest tree. *Ecology* 81:568–584.
- Corenblit D, Tabacchi E, Steiger J, Gurnell AM (2007) Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics: a review of

complementary approaches. *Earth Sci Rev* 84:56-86.

Damasceno-Junior GA, Semir J, Santos FAM, Leitão Filho HF (2004) Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. *Acta Bot Bras* 18:839-846.

Décamps H, Fortune M, Gazelle F, Pautou G (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Land Ecol* 1:163-173.

Delissio LJ, Primack RB (2003) The impact of drought on the population dynamics of canopy-tree seedlings in an aseasonal Malaysian rain forest. *J Trop Ecol* 19:489-500.

Dias MC, Vieira AOS, Paiva MR (2002) Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds) *A Bacia do Rio Tibagi*. Edição dos editores, Londrina, pp. 109-124.

Dietzsch L, Rezende AV, Pinto JRR, Pereira BAS (2006) Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria do Parque Canjerana, DF. *Cerne* 12:201-210.

Ernst KA, Brooks JR (2003) Prolonged flooding decreased stem diversity, tree size and shifted composition towards clonal species in a central Florida hardwood swamp. *For Ecol Manag* 173:261-279.

Finol UH (1971) Nuevos parámetros a considerar se en el análisis estructural de las Selvas virgenes tropicales. *Rev Florest Venezoe* 14(21):29-42.

Garcia LM (2015) Estrutura da comunidade arbórea-arbustiva em uma área de vegetação ripária no norte do Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Garcia CC, Reis MGF, Reis GG, Pezzopane JEM, Lopes HNS, Ramos DC (2011) Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta estacional semidecidual montana, no domínio da mata atlântica, em Viçosa, MG. *Ciênc Florest* 21(4):677-688.

- Giehl ELH, Jarenkow JÁ (2008) Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. *Acta Bot Bras* 22(3): 741-753.
- Giehl ELH, Athayde EA, Budke JC, Gesing JPA, Einsiger SM, Canto-Dorow TS (2007) Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Bot Bras* 21(1):137-145.
- Gilbert IR, Jarvis PG, Smith H (2001) Proximity signal and shade avoidance differences between early and late successional trees. *Nature* 411:792-795.
- Guarino ESG, Walter BMT (2005) Fitossociologia de dois trechos inundáveis de matas de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot Bras* 19:431-442.
- Guilherme FAG, Oliveira-Filho AT, Appolinário V (2004) Effects of flooding regimes and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecol* 174(1):19-36.
- Guimarães JCC, Van Den Berg E, Castro GC, Machado ELM, Oliveira Filho AT (2008) Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev Bras Bot* 31:621-632.
- Grasel D, Spezia MB, Oliveira AD (2017) Fitossociologia do componente arborescente-arbóreo de uma Floresta Estacional no vale do rio Uruguai, Sul do Brasil. *Ciênc Florest* 7(1):153-167.
- Gurnell AM, Bertoldi W, Corenblit D (2012) Changing river channels: the roles of hydrological processes, plants and pioneer landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth Sci Rev* 111:129-141.
- Hall P, Bawa K (1993) Methods to assess the impact of extration of non-timber tropical forest products on plant population. *Econom Bot* 47(3):234-247.
- Harms W, Schreuder H, Hook D, Brown C (1980) The effects of flooding on the Swamp

Forest in Lake Ocklawaha, Florida. *Ecology* 61:412–21.

Herrera A (2013) Responses to flooding of plant water relations and leaf gas exchange in tropical tolerant trees of a black-water wetland. *Front Plant Sci* 4:106. doi: 10.3389/fpls.2013.00106

Hou ZY, Xie YH, Yu XY (2008) Research method, content, and prospecting seed bank of fresh water wetland. *Chin J Ecol* 27:1400–1405

IPNI (2018) International Plant Names Index. Disponível em: <http://www.ipni.org/index.html>. Acesso em: 01/11/2018.

Kettner AJ, Cohen S, Overeem I, Fekete BM, Brakenridge GR, Syvitski JJP (2018) Estimating change in flooding for the 21st century under a conservative RCP forcing: a global hydrological modeling assessment. In: Schumann GJ-P, Bates PD, Apel H, Aronica GT (eds). *Global flood hazard: applications in modeling, mapping and forecasting*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA pp. 157-165.

Kozłowski TT (1997) Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiol Monogr* 1:1-29.

Kunz SH, Martins SV (2014) Regeneração natural de floresta estacional semidecidual em diferentes estágios sucessionais (Zona da Mata, MG, Brasil). *Floresta* 44(1):111-124.

Kurzatkowski D, Leuschner C, Homeier J (2015) Effects of flooding on trees in the semideciduous transition forests of the Araguaia floodplain, Brazil. *Acta Oecol* 69:21-30.

Leksungnoen N, Eiadthong W, Kjelgren R (2017) Thailand's catastrophic flood: Bangkok tree mortality as a function of taxa, habitat, and tree size. *Urban Forest Urban Green* 22:111–119.

Magalhães JHR (2014) Dinâmica do componente arbóreo e estrutura do estrato de regeneração da floresta estacional semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia, MG. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Uberlândia,

Uberlândia.

Mantel N, Valand RS (1970) A technique of nonparametric multivariate analysis. *Biometrics* 26:547-558.

Milhomem MEV, Araújo GM, Vale VS (2013) Estrato arbóreo e regenerativo de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Itumbiara, GO. *Ciênc Florest* 23:679-690.

Mori AS, Silva LAM, Lisboa G, Coradin L (1985) Manual de manejo de herbário fanerogâmico. CEPLAC, Ilhéus.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, New York.

Odum EP (1988) *Ecologia*. Editora Guanabara, Rio de Janeiro.

Oliveira LZ, Moser P, Vibrans AC, Piazza GA, Gasper AL, Oliveira-Filho AT (2016) Insights for selecting the most suitable nonparametric species-richness estimators for subtropical Brazilian Atlantic Forests. *Braz J Bot* 39(2):593–603.

Olmstead VG, Webb EB, Johnson RW (2013) Moist-soil seed biomass and species richness on Wetland Reserve Program Easements in the Mississippi alluvial Valley. *Wetlands* 33:197–206.

Osunkoya OO, Ali S, Perrett TNC, Adkins S et al (2014) Soil seed bank dynamics in response to an extreme flood event in a riparian habitat. *Ecol Res* 29:1115–1129.

Palik BJ, Michener WK, Mitchell RJ, Jones JW (1999) The effects of landform and plant size on mortality and recovery longleaf pine during a 100-year flood. *Ecoscience* 6:255-263.

Parolin P (2001) Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. *Oecologia* 128:326-335.

Parolin P, Ferreira LV, Albernaz ALKM, Almeida SS (2004) Tree species distribution in varzea forests of Brazilian Amazonia. *Folia Geobot* 39:371-383.

- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth System Scie Discus* 4(2):439-473.
- Naiman RJ, Decamps H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu Rev Ecol Syst* 28:621-658.
- Nogueira MF, Schiavini I (2003) Composição florística e estrutural da comunidade arbórea de uma mata de galeria inundável em Uberlândia, MG, Brasil. *Bioscie J* 19:89-98.
- R Development Core Team (2011) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Disponível online em <http://www.R-project.org/>.
- Santiago DS, Fonseca CR, Carvalho FA (2014) Fitossociologia da regeneração natural de um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual (Juiz de Fora, MG). *Rev Bras Ciênc Agrar* 9:117–123.
- Shepherd GJ (2010) Fitopac 2.1. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <https://pedroisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>. Acesso em: 05/09/2014.
- Siebel HN, Blom CWPM (1998) Effects of irregular flooding on establishment of tree species. *Acta Bot Neerl* 47:231–240.
- Silva AC, Berg EVD, Higushi P, Nunes MH (2011) Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. *R Árvore* 35:381-389.
- Silva JA, Leite EJ, Silveira M, Nassif AA, Rezende SJM (2004) Caracterização florística, fitossociológica e regeneração natural do sub-bosque da Reserva Genética Florestal Tamanduá, DF. *Ciênc Florest* 14 (1):121-132.
- Silva WC, Marangon LC, Ferreira RLC, Feliciano ALP, Silva Aparício P, Costa Junior RF (2010) Estrutura horizontal e vertical do componente arbóreo em fase de regeneração natural na Mata Santa Luzia, no Município de Catende-PE. *R Árvore* 34(5):863-869.

- Silveira M (1993) Estrutura vegetacional em uma topossequência no Parque Estadual “Mata dos Godoy”, Londrina, PR. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Silveira M (2006) A vegetação do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: Torezan JMD (org) Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. Itedes, Londrina, pp. 19-72.
- Soares-Silva LH, Kita KK, Silva FC (1998) Fitossociologia de um trecho de floresta de galeria no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. Bol Herb Ezech Paulo Hering 3:46-62.
- Sofia SH, Santos AM, Silva CRM (2004) Euglossine bees (Hymenoptera, Apidae) in a remnant of Atlantic Forest in Paraná State, Brazil. Iheringia, Sér. Zool. 94(2):217-222.
- Souza VC, Lorenzi H (2012) Botânica Sistemática: guia ilustrado para a identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. 3ed. Plantarum, Nova Odessa.
- Stroh PA, Mountford JO, Araya YN et al (2013) Quantifying soil hydrology to explain the development of vegetation at an ex-arable wetland restoration site. Wetlands 33:311–320.
- Sturges HA (1926) The choice of a class interval. J Amer Statist Assoc 21(153):65-66.
- Tockner K, Stanford J (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. Environ Conserv 29(3):308-330.
- Turchetto F, Araujo MM, Callegaro RM, Griebeler AM, Mezzomo JC, Berghetti ALP, Rorato DG (2017) Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. Biodivers Conserv 26:1463–1480.
- Turner MG, Baker WL, Peterson CJ, Peet PK (1998) Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. Ecosystems 1: 511-523.
- Tzeng H-Y, Wang W, Tseng Y-H, Chiu CA, Kuo C-C, Tsai S-T (2018) Tree mortality in response to typhoon-induced floods and mudslides is determined by tree species, size, and

position in a riparian Formosan gum forest in subtropical Taiwan. PLoS ONE 13(1):e0190832.

Viana V (1987) Ecologia de populações florestais colonizadoras e recuperação de áreas degradadas. In Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, ACIESP, São Paulo v.1.

Volpato MML (1994) Regeneração natural de uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica. Dissertação de Mestrado em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Yin Y, Wu Y, Bartell SM, Cosgriff R (2009) Patterns of forest succession and impacts of flood in the Upper Mississippi River floodplain ecosystem. *Ecolog Complex* 6:463–472.

## APÊNDICES

**APÊNDICE A** – Relação das famílias e espécies vegetais arbóreas, com seus respectivos nomes populares, amostradas em 2017 na área alagável do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.

<b>Família/Espécie</b>	<b>Nome popular</b>
<b>ACHATOCARPACEAE</b>	
<i>Achatocarpus pubescens</i> C.H. Wright	cabo-de-lança, galinheiro
<b>APOCYNACEAE</b>	
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	leiteiro
<b>BORAGINACEAE</b>	
<i>Patagonula americana</i> L.	guajuvira
<b>EUPHORBIACEAE</b>	
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	laranjeira-do-mato
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	branquilha, leiteiro
<b>INDETERMINADA</b>	
Indeterminada	
<b>LAURACEAE</b>	
<i>Nectandra megapotamica</i> Mez	canelinha, canela-preta
<b>FABACEAE</b>	
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	monjoleiro
<i>Bauhinia longifolia</i> D. Dietr.	pata-de-vaca
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	timbózinho
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campina
<i>Inga striata</i> Benth.	ingá banana, Ingá caixão
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	rabo-de-macaco
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	feijão-cru, timbó
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	jacarandá, sapuvão
<i>Machaerium stiptatum</i> Vogel	farinha-seca, sapuva
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allem	cabreúva, óleo-pardo
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho
<b>LOGANIACEAE</b>	
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	anzol-de-lontra
<b>MELIACEAE</b>	
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	ataúba
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	catiguá
<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	catiguá
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	pau-de-ervilha
<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	baga-de-morcego
<b>MORACEAE</b>	
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	capiricica, cincho
<b>MYRTACEAE</b>	
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	guariroba-de-árvore

Continuação

<b>Família/Espécie</b>	<b>Nome popular</b>
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	capoteira, sete-capotes
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	guabirobeira
<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg	
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	araçá
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	batinga-branca
<i>Eugenia repanda</i> O. Berg	
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitangueira
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	guamirim
<b>NYCTAGINACEAE</b>	
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	primavera
<b>PHYTOLACCACEAE</b>	
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau d'álho
<b>PICRAMNIACEAE</b>	
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	cedrinho
<b>POLYGONACEAE</b>	
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	farinha-seca, viraru
<b>RUBIACEAE</b>	
<i>Alseis floribunda</i> Schott	quina de são paulo
<i>Simira corumbensis</i> (Standl.) Steyerm.	
<b>RUTACEAE</b>	
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim
<b>SALICACEAE</b>	
<i>Banara tomentosa</i> Clos	cambroé
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	cafezeiro-do-mato
<b>SAPINDACEAE</b>	
<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.	vacum
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	camboatá, cuvata
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado
<b>SAPOTACEAE</b>	
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	guatambu-de-leite
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	aguai-vermelho
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	aguai-açu

**APÊNDICE B** – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas em 2017 na área alagável do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, apresentados em ordem decrescente de DR. NI - número de indivíduos; DR - Densidade relativa; FR - frequência relativa; DoR: Dominância relativa; IVI - Valor de importância; IVC – Valor de cobertura.

<b>Espécies</b>	<b>NI</b>	<b>DR</b>	<b>FR</b>	<b>DoR</b>	<b>IVI</b>	<b>IVC</b>
<i>Actinostemon concolor</i>	97	17,83	8,19	4,01	30,03	21,84
<i>Trichilia catigua</i>	54	9,93	8,19	3,74	21,86	13,67
<i>Lonchocarpus campestris</i>	39	7,17	6,43	7,42	21,03	14,59
<i>Nectandra megapotamica</i>	38	6,99	6,43	6,31	19,73	13,29
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	30	5,51	5,56	14,39	25,46	19,91
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	28	5,15	5,85	8,07	19,06	13,21
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	25	4,60	5,26	7,38	17,24	11,98
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	22	4,04	3,80	4,52	12,36	8,56
<i>Cupania vernalis</i>	19	3,49	3,80	8,33	15,62	11,82
<i>Alseis floribunda</i>	15	2,76	3,22	1,96	7,93	4,71
<i>Sebastiania commersoniana</i>	14	2,57	3,80	2,94	9,32	5,52
<i>Trichilia elegans</i>	13	2,39	3,22	0,41	6,02	2,80
<i>Eugenia uniflora</i>	12	2,21	3,51	2,61	8,33	4,82
<i>Matayba elaeagnoides</i>	12	2,21	2,34	3,11	7,65	5,31
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	10	1,84	1,17	2,51	5,52	4,35
<i>Eugenia repanda</i>	10	1,84	1,75	0,32	3,92	2,16
<i>Machaerium paraguariense</i>	8	1,47	1,75	2,42	5,65	3,89
<i>Holocalyx balansae</i>	8	1,47	1,75	1,14	4,36	2,61
<i>Allophylus guaraniticus</i>	7	1,29	1,75	0,54	3,58	1,83
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	6	1,10	1,75	1,97	4,82	3,07
<i>Gallesia integrifolia</i>	6	1,10	1,17	0,92	3,19	2,02
<i>Simira corumbensis</i>	5	0,92	1,17	0,69	2,78	1,61
<i>Picramnia ramiflora</i>	5	0,92	1,46	0,21	2,59	1,13
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	5	0,92	1,46	0,16	2,55	1,08
<i>Bauhinia longifolia</i>	5	0,92	1,17	0,44	2,53	1,36
<i>Plinia rivularis</i>	4	0,74	0,88	0,96	2,57	1,69
<i>Pouteria beaurepairei</i>	4	0,74	1,17	0,58	2,48	1,31
<i>Eugenia ramboi</i>	4	0,74	1,17	0,37	2,27	1,10
<i>Casearia sylvestris</i>	4	0,74	1,17	0,34	2,24	1,07
<i>Parapiptadenia rigida</i>	3	0,55	0,88	1,10	2,53	1,66
<i>Guarea macrophylla</i>	3	0,55	0,58	0,44	1,58	1,00
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i>	3	0,55	0,88	0,08	1,51	0,63
<i>Eugenia moraviana</i>	3	0,55	0,88	0,07	1,50	0,62
<i>Campomanesia guavirova</i>	2	0,37	0,58	5,53	6,48	5,89
<i>Machaerium stiptatum</i>	2	0,37	0,58	0,81	1,76	1,17
<i>Strychnos brasiliensis</i>	2	0,37	0,58	0,79	1,74	1,16
<i>Myrocarpus frondosus</i>	2	0,37	0,58	0,32	1,27	0,69
<i>Acacia polyphylla</i>	1	0,18	0,29	1,01	1,49	1,20

Continuação

<b>Espécies</b>	<b>NI</b>	<b>DR</b>	<b>FR</b>	<b>DoR</b>	<b>IVI</b>	<b>IVC</b>
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	0,37	0,58	0,25	1,20	0,61
<i>Sorocea bonplandii</i>	2	0,37	0,58	0,08	1,03	0,45
<i>Achatocarpus pubescens</i>	2	0,37	0,29	0,19	0,85	0,56
<i>Trichilia claussoni</i>	1	0,18	0,29	0,25	0,73	0,43
<i>Banara tomentosa</i>	1	0,18	0,29	0,07	0,55	0,26
Indeterminada	1	0,18	0,29	0,07	0,55	0,25
<i>Patagonula americana</i>	1	0,18	0,29	0,05	0,53	0,23
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	0,18	0,29	0,05	0,52	0,23
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	1	0,18	0,29	0,02	0,50	0,21
<i>Trichilia pallens</i>	1	0,18	0,29	0,02	0,50	0,20
<i>Inga striata</i>	1	0,18	0,29	0,02	0,49	0,20

**APÊNDICE C**– Densidade relativa (%) e Área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) das espécies arbóreas da área alagável do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, em 2000, 2007 e 2017 apresentados em ordem decrescente de densidade relativa de 2017.

Espécies	Densidade relativa (%)			Área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ )		
	2000	2007	2017	2000	2007	2017
<i>Actinostemon concolor</i>	10,96	12,04	17,83	0,43	0,47	0,43
<i>Trichilia catigua</i>	7,35	7,88	9,93	0,38	0,46	0,40
<i>Lonchocarpus campestris</i>	4,82	5,14	7,17	0,82	1,01	0,80
<i>Nectandra megapotamica</i>	7,79	8,42	6,99	0,97	1,28	0,68
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	3,95	3,94	5,51	1,44	1,20	1,55
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4,93	5,47	5,15	1,45	1,48	0,87
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4,50	4,05	4,60	1,30	1,15	0,79
<i>Lonchocarpus muelbergianus</i>	3,18	3,06	4,04	0,52	0,57	0,49
<i>Cupania vernalis</i>	2,96	3,06	3,49	0,77	0,91	0,90
<i>Alseis floribunda</i>	3,18	3,06	2,76	0,55	0,32	0,21
<i>Sebastiania commersoniana</i>	2,96	2,41	2,57	1,11	1,09	0,32
<i>Trichilia elegans</i>	5,70	6,02	2,39	0,17	0,25	0,05
<i>Eugenia uniflora</i>	1,32	1,20	2,21	0,13	0,15	0,28
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2,63	2,19	2,21	0,72	0,53	0,33
<i>Eugenia repanda</i>	2,63	2,08	1,84	0,42	0,14	0,04
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	4,17	3,94	1,84	0,56	0,67	0,27
<i>Holocalyx balansae</i>	0,88	0,98	1,47	0,08	0,12	0,12
<i>Machaerium paraguariense</i>	2,63	2,41	1,47	0,65	0,63	0,26
<i>Allophylus guaraniticus</i>	1,54	1,53	1,29	0,07	0,09	0,06
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1,10	0,98	1,10	0,27	0,29	0,21
<i>Gallesia integrifolia</i>	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,10
<i>Bauhinia longifolia</i>	2,52	2,41	0,92	0,24	0,31	0,05
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	0,88	0,88	0,92	0,05	0,06	0,02
<i>Picramnia ramiflora</i>	1,10	1,97	0,92	0,04	0,07	0,02
<i>Simira corumbensis</i>	1,43	1,42	0,92	0,15	0,17	0,07
<i>Casearia sylvestris</i>	1,10	1,09	0,74	0,22	0,19	0,04
<i>Eugenia ramboi</i>	0,44	0,44	0,74	0,03	0,03	0,04
<i>Plinia rivularis</i>	0,44	0,66	0,74	0,08	0,10	0,10
<i>Pouteria beaurepairei</i>	0,55	0,33	0,74	0,05	0,05	0,06
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i>	0,11	0,22	0,55	0,003	0,01	0,01
<i>Eugenia moraviana</i>	0,55	0,66	0,55	0,02	0,02	0,01
<i>Guarea macrophylla</i>	0,99	0,88	0,55	0,10	0,08	0,05
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,10	0,88	0,55	0,29	0,25	0,12
<i>Achatocarpus pubescens</i>	0,22	0,22	0,37	0,03	0,02	0,02
<i>Campomanesia guavirova</i>	0,11	0,22	0,37	0,08	0,52	0,60
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0,33	0,33	0,37	0,13	0,09	0,03
<i>Machaerium stiptatum</i>	1,32	1,20	0,37	0,40	0,42	0,09

Continuação

Espécies	Densidade relativa (%)			Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		
	2000	2007	2017	2000	2007	2017
<i>Myrcarpus frondosus</i>	0,22	0,22	0,37	0,03	0,04	0,03
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,44	0,22	0,37	0,02	0,01	0,01
<i>Strychnos brasiliensis</i>	1,10	0,77	0,37	0,08	0,05	0,09
<i>Acacia polyphylla</i>	1,21	0,88	0,18	0,70	1,06	0,11
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,99	0,88	0,18	0,12	0,09	0,01
<i>Banara tomentosa</i>	0,22	0,22	0,18	0,01	0,01	0,01
Indeterminada sp17	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,01
<i>Inga striata</i>	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,002
<i>Patagonula americana</i>	0,11	0,11	0,18	0,01	0,01	0,01
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	0,33	0,11	0,18	0,06	0,05	0,003
<i>Trichilia claussenii</i>	0,22	0,33	0,18	0,02	0,03	0,03
<i>Trichilia pallens</i>	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,002
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,11	0,11	0,00	0,05	0,02	0,00
<i>Boehmeria caudata</i>	0,33	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
<i>Pisonia aculeata</i>	0,11	0,11	0,00	0,003	0,002	0,00
<i>Casearia decandra</i>	0,11	0,11	0,00	0,003	0,01	0,00
<i>Croton floribundus</i>	0,11	0,11	0,00	0,02	0,02	0,00
Indeterminada sp07	0,00	0,11	0,00	0,00	0,002	0,00
<i>Inga marginata</i>	0,11	0,44	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Justicia brasiliensis</i>	0,11	0,00	0,00	0,002	0,00	0,00
<i>Luehea divaricata</i>	0,11	0,11	0,00	0,39	0,27	0,00
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,11	0,11	0,00	0,01	0,01	0,00
<i>Myrsine aff. loefgrenii</i>	0,11	0,11	0,00	0,02	0,01	0,00
<i>Ocotea dyospirifolia</i>	0,11	0,11	0,00	0,10	0,11	0,00
<i>Ocotea indecora</i>	0,22	0,22	0,00	0,01	0,02	0,00
<i>Ocotea puberula</i>	0,22	0,22	0,00	0,05	0,06	0,00
<i>Phytolacca dioica</i>	0,11	0,11	0,00	0,09	0,09	0,00
<i>Sapium glandulatum</i>	0,22	0,11	0,00	0,07	0,05	0,00
<i>Slonea monosperma</i>	0,11	0,11	0,00	0,003	0,004	0,00
<i>Terminalia sp</i>	0,33	0,33	0,00	0,03	0,04	0,00
<i>Trema micrantha</i>	0,00	0,11	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Trichilia casaretti</i>	0,11	0,00	0,00	0,004	0,00	0,00
<i>Vassobia breviflora</i>	0,11	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00

**APÊNDICE D** – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas regenerantes amostradas em 2017 nas áreas alagáveis do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. NI = número de indivíduos amostrados; DA = Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa (%); RNC1, RNC2 e RNC3 (%) = Regeneração natural nas classes 1 (0,30 a 1 m), classe 2 (1 a 2 m), classe 3 (>2 m e DAP < 4,8 cm) ; RNT= Regeneração natural total.

Espécies	NI	DA	DR	FA	FR	RC1	RC2	RC3	RNT
<i>Actinostemon concolor</i>	287	883,1	27,20	73,47	8,29	12,57	42,27	21,51	25,45
<i>Trichilia catigua</i>	121	575,7	11,47	75,51	8,53	14,06	14,67	10,06	12,93
<i>Trichilia elegans</i>	115	316,4	10,90	61,22	6,91	4,68	13,92	12,57	10,39
<i>Nectandra megapotamica</i>	96	552,7	9,10	63,27	7,14	15,08	6,63	6,77	9,49
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	57	263,0	5,40	61,22	6,91	7,49	11,48	4,52	7,83
<i>Eugenia repanda</i>	34	84,3	3,22	46,94	5,30	0,96	3,44	6,31	3,57
<i>Inga marginata</i>	24	151,0	2,27	32,65	3,69	5,82	3,44	1,42	3,56
<i>Cupania vernalis</i>	27	142,5	2,56	24,49	2,76	4,56	2,69	2,54	3,26
<i>Guarea macrophylla</i>	22	110,8	2,09	34,69	3,92	3,41	4,52	1,79	3,24
<i>Lonchocarpus campestris</i>	29	66,8	2,75	44,90	5,07	0,48	3,44	5,56	3,16
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	20	85,0	1,90	28,57	3,23	2,28	4,94	1,98	3,06
<i>Picramnia ramiflora</i>	17	107,7	1,61	20,41	2,30	3,59	3,44	0,57	2,53
<i>Campomanesia guaviroba</i>	3	6,4	0,28	6,12	0,69	0,00	2,27	0,00	2,27
<i>Eugenia uniflora</i>	9	18,7	0,85	14,29	1,61	0,00	3,02	1,23	2,12
<i>Cecropia pachystachya</i>	16	120,0	1,52	18,37	2,07	4,26	1,50	0,57	2,11
<i>Citrus</i> sp.	6	19,9	0,57	10,20	1,15	0,48	3,44	0,00	1,96
<i>Simira corumbaensis</i>	12	53,9	1,14	14,29	1,61	1,62	2,69	0,94	1,75
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	12	53,7	1,14	18,37	2,07	1,92	1,50	1,13	1,52
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	2	4,3	0,19	4,08	0,46	0,00	1,50	0,00	1,50
<i>Eugenia ramboi</i>	5	10,5	0,47	6,12	0,69	0,00	2,27	0,57	1,42
<i>Sebastiania commersoniana</i>	9	40,1	0,85	14,29	1,61	1,44	0,00	1,32	1,38
<i>Sloanea monosperma</i>	4	37,2	0,38	4,08	0,46	1,32	0,00	0,00	1,32
<i>Lonchocarpus muelbergianus</i>	7	14,5	0,66	12,24	1,38	0,00	1,17	1,42	1,29
<i>Trichilia clausenii</i>	10	35,1	0,95	6,12	0,69	0,96	1,50	1,13	1,20
<i>Erythrina falcata</i>	3	2,0	0,28	4,08	0,46	1,14	0,00	0,00	1,14
<i>Sorocea bonplandii</i>	12	31,8	1,14	14,29	1,61	0,48	0,75	2,07	1,10
<i>Casearia sylvestris</i>	6	12,3	0,57	12,24	1,38	0,00	0,75	1,42	1,08

Continuação

<b>Espécies</b>	<b>NI</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>RC1</b>	<b>RC2</b>	<b>RC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Melia azedarach</i>	7	50,6	0,66	8,16	0,92	2,10	0,75	0,29	1,05
<i>Inga striata</i>	2	18,6	0,19	4,08	0,46	0,96	0,00	0,00	0,96
<i>Paraptadenia rigida</i>	7	36,1	0,66	10,20	1,15	1,44	0,75	0,66	0,95
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	3	6,3	0,28	6,12	0,69	0,00	1,50	0,29	0,89
<i>Myrciaria floribunda</i>	7	21,6	0,66	14,29	1,61	0,48	0,75	1,42	0,88
<i>Alseis floribundus</i>	7	28,9	0,66	12,24	1,38	0,66	0,75	1,13	0,85
<i>Allophylus guaraniticus</i>	6	34,1	0,57	10,20	1,15	1,14	0,75	0,57	0,82
<i>Acacia polyphylla</i>	5	24,8	0,47	8,16	0,92	0,96	0,75	0,57	0,76
<i>Bauhinia forficata</i>	1	2,1	0,09	2,04	0,23	0,00	0,75	0,00	0,75
<i>Miconia pusilliiflora</i>	1	2,1	0,09	2,04	0,23	0,00	0,75	0,00	0,75
<i>Trichilia pallida</i>	1	2,1	0,09	2,04	0,23	0,00	0,75	0,00	0,75
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	3	6,1	0,28	4,08	0,46	0,00	0,00	0,66	0,66
<i>Myrsine aff.loefgrenii</i>	3	6,2	0,28	6,12	0,69	0,00	0,75	0,57	0,66
<i>Pouteria beaurepairei</i>	3	6,2	0,28	6,12	0,69	0,00	0,75	0,57	0,66
<i>Jacaranda spinosa</i>	5	32,0	0,47	4,08	0,46	0,84	0,75	0,29	0,62
<i>Holocalyx balansae</i>	4	15,5	0,38	8,16	0,92	0,48	0,75	0,57	0,60
<i>Gallesia integrifolia</i>	2	4,1	0,19	4,08	0,46	0,00	0,00	0,57	0,57
<i>Myrocarpus frondosus</i>	2	4,1	0,19	4,08	0,46	0,00	0,00	0,57	0,57
<i>Ocotea indecora</i>	2	4,1	0,19	4,08	0,46	0,00	0,00	0,57	0,57
<i>Endlicheria paniculata</i>	2	27,9	0,19	4,08	0,46	0,00	0,75	0,29	0,52
<i>Plinia trunciflora</i>	2	4,1	0,19	4,08	0,46	0,00	0,75	0,29	0,52
<i>Citronella paniculata</i>	1	9,3	0,09	2,04	0,23	0,48	0,00	0,00	0,48
<i>Eugenia</i> sp.	1	9,3	0,09	2,04	0,23	0,48	0,00	0,00	0,48
<i>Rudgea</i> sp.	1	9,3	0,09	2,04	0,23	0,48	0,00	0,00	0,48
<i>Solanum sanctaecatharinae</i>	1	9,3	0,09	2,04	0,23	0,48	0,00	0,00	0,48
<i>Trichilia pallens</i>	2	11,3	0,19	4,08	0,46	0,48	0,00	0,29	0,38
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Casearia decandra</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i>	1	4,1	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Machaerium paraguariense</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Maytenus aquifolium</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29

Continuação

<b>Espécies</b>	<b>NI</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>RC1</b>	<b>RC2</b>	<b>RC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Mollinedia clavigera</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Myrsine guianensis</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29
<i>Plinia rivuralis</i>	1	2,0	0,09	2,04	0,23	0,00	0,00	0,29	0,29