

Ano 18, Vol. XVIII, Núm.1, jan-jun, 2025, pág. 511-534.

Dinâmica de uma comunidade arbórea de várzea no Parque Natural Municipal Porto Velho-Rondônia

Dynamics of a floodplain tree community in the Municipal Natural Park Porto Velho-Rondônia

Felipe Thiago Lins Nogueira
Késid Rafael Cavalcante Paixão
Antônio Laffayette Pires da Silveira

RESUMO

As florestas de várzea são sujeitas a inundações que geram o zoneamento de espécies em comunidades que se organizam conforme o gradiente do nível de cheias proporcionados por diferenças temporais e amplitudes de inundação. Este estudo teve como objetivo avaliar as mudanças na estrutura florestal e na dinâmica de um hectare de uma comunidade arbórea de várzea, localizada no Parque Natural Municipal de Porto Velho-Rondônia. Foi realizado um inventário em 100 unidades amostrais permanentes de 10 m x 10 m em dois momentos: 2014 e 2020. Nas remeidições de fustes dos indivíduos do primeiro momento foram registrados os mortos. Para indivíduos recrutados foram mensuradas todas as árvores com DAP maior ou igual a 10 cm. Estimou-se os parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos para o segundo momento. Em 2020 foram amostrados, 609 indivíduos, pertencentes a 34 famílias 60 ± 63 gêneros e 129 ± 131 espécies, com o recrutamento de 19 novas espécies. O índice de diversidade específica de Shannon-Weaner (H') foi $4,07 \text{ nats.ind.}^{-1}$ e equabilidade de Pielou 0,84. O sítio apresentou taxa de mortalidade ($2,48\%/ano^{-1}$) e recrutamento ($2,23\%/ano^{-1}$) dentro das faixas para área tropical. O tempo de duplicação (32 anos) e tempo de meia vida (29 anos) podem ser considerados curtos. O incremento periódico anual em diâmetro foi de $0,26 \text{ cm/ano}$, na faixa de valores para áreas úmidas. A estrutura diamétrica demonstrou que a área não passou por perturbação ambiental. A área do Parque atua como refúgio para quatro espécies ameaçadas de extinção: *Hymenolobium excelsum*, *Caraipa rodriguesii*, *Vochysia rufescens* e *Eschweilera romeu-cardosoi*.

Palavras-chave: Estrutura, Florística, Fitossociologia, Amazônia Ocidental.

ABSTRACT

Floodplain forests are subject to flooding that generates the zoning of species into communities that are organized according to the flood level gradient provided by temporal differences and flood amplitudes. This study aimed to evaluate the changes in the forest structure and dynamics of one hectare of a floodplain tree community, located in the Porto Velho Municipal Natural Park-Rondônia. An inventory was carried out in 100 permanent sampling units of 10 m x 10 m in two moments: 2014 and 2020. In the remeasurements of the stems of the individuals of the first moment, the dead ones were recorded. For recruit individuals, all trees with a diameter at 1.3 m above ground (DBH) greater than or equal to 10 cm were measured. The phytosociological parameters and ecological index were estimated for the second moment. In 2020, 609 individuals were sampled, belonging to 34 families, 60 ± 63 general 129 ± 131 species, with the recruitment of 19 new species. The Shannon-Weaner specific diversity index (H') was 4.07 nats.Ind. and Pielou equivalence 0.84. The site presented mortality rates ($2.48\%/year^{-1}$) and recruitment ($2.23\%/year^{-1}$) within the ranges for tropical areas. The doubling time (32 years) and half-life (29 years) can be considered short. The annual periodic increase in diameter was 0.26 cm/year , within the range of values for humid areas. The diametric structure demonstrated that the area did not undergo environmental disturbance. The Park area acts as a refuge for four endangered species: *Hymenolobium excelsum*, *Caraipa rodriguesii*, *Vochysia rufescens* and *Eschweilera romeu-cardosoi*.

Keywords: Structure; Floristics; Phytosociology; Western Amazon.

1. INTRODUÇÃO

O território brasileiro tem uma grande diversidade de ecossistemas florestais decorrente de sua grande área física e da diversidade de climas e solos existentes em seus limites (Leitão-Filho, 1987). O Bioma Amazônico ocupa 49% do espaço brasileiro e é reconhecido como a mais extensa floresta tropical do mundo, representa 1/3 das reservas de florestas tropicais úmidas e abriga uma alta variedade de espécies da flora e fauna (IBGE, 2004). E detém a segunda maior diversidade de plantas terrestres nativas do Brasil (BFG, 2021).

O rio Amazonas tem como principais tributários, rios caracterizados por suas águas claras, como: Madeira, Branco e Solimões (Junk e Piedade, 2010), cujas origens estão nas regiões andinas, sujeitas a intensos processos de erosão por serem geologicamente jovens. Suas águas transportam grande quantidade de material em suspensão ricas em nutrientes e com pH neutro (Almeida; Amaral; Silva, 2004; Wittmann *et al.* 2006; Junk *et al.*, 2011; Junk *et al.*, 2015).

Ao longo das margens dos rios de águas claras surgem extensas áreas férteis alagáveis cobertas por florestas que ocupam aproximadamente 750,000 km² da região amazônica (Melack; Hess, 2010; Wittmann; Junk, 2016). Estas florestas são regionalmente chamadas florestas de várzea. Estas formações são caracterizadas como florestas periodicamente inundadas cujas inundações podem ser decorrentes de movimento de maré, de chuvas irregulares e de ciclos anuais dos rios (Prance, 1980). A última mencionada ocasiona a formação de florestas de planícies inundáveis.

As formações florestais de várzea estão sujeitas a inundações que geram o zoneamento de espécies em comunidades florestais que se organizam conforme o gradiente do nível de cheias proporcionados por diferenças temporais e amplitudes de inundação (Wittmann *et al.*, 2006; Monteiro; Piedade; Wittmann, 2014). Dessa forma, os períodos de cheias influenciam os processos ecológicos como produtividade, demografia, biologia, produtividade e distribuição (Junk, 1997).

Além destes fatores, uma comunidade vegetal passa por contínuas modificações no tempo em função das taxas de nascimento, crescimento e morte dos indivíduos (Mews *et al.*, 2011). Nesse cenário, a importância da avaliação das florestas tropicais está em poder inferir esses fatores, sobre ingresso, mortalidade, crescimento, bem como de avaliar a intensidade de perturbações que ocorreram na comunidade florestal (Reis *et al.*, 2014). Segundo Phillips *et al.*, (1994) a maior

riqueza de espécies na Amazônia está relacionada com a dinâmica natural de mortalidade de árvores, onde florestas com altas taxas de mortalidade e recrutamento seriam mais diversificadas. Neste sentido, a morte de uma única árvore grande pode permitir que várias árvores pequenas sejam recrutadas e passem a competir por esse espaço (Swaine; Lieberman; Putz, 1987).

Santos *et al.*, (2018) salientam a importância de adotar simultaneamente mais de um tipo de análise estrutural como alternativa de agregar informações relevantes aos resultados produzidos pela distribuição diamétrica. Como por exemplo, trabalhos para Amazônia utilizam como base a estrutura fitossociológica para subsidiar a dinâmica florestal (Santos *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2015).

O estudo da dinâmica pode gerar o entendimento dos processos ecológicos por meio dos quais ocorrem as mudanças, a nível de espécies e comunidades florestais como um todo, assim como contribui para a elaboração de estratégias de gestão de florestas naturais (Sheil; Heist., 2000; Figueiredo-Filho *et al.*, 2010).

O objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica da comunidade arbórea aluvial, em um período de seis anos, em um fragmento de um hectare no Parque Natural Municipal de Porto Velho, Rondônia.

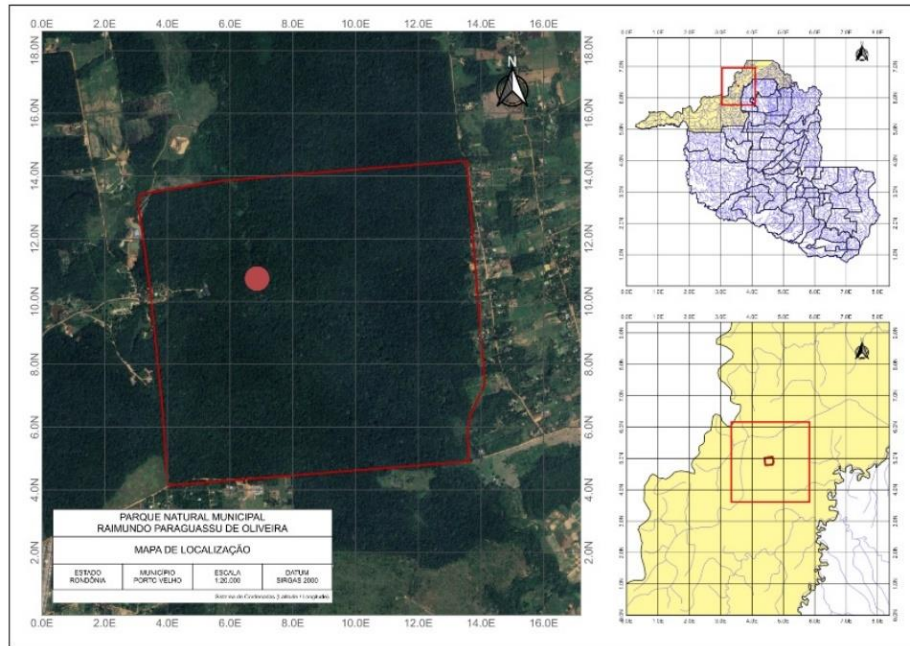
2. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi executado no Parque Natural Municipal de Porto Velho-PNMPV (Figura 1). O PNMPV é Unidade de Conservação de Proteção Integral com objetivo de preservação de ecossistemas naturais com objetivo de preservação de ecossistemas naturais com uma área de 390,8216 ha (SEMA, 2012). A vegetação predominante é Floresta Ombrófila Aberta de Terras Baixas com Palmeiras (SEMA, 2012). A região estudada detém em sua área porção de várzea estacional sob influência das águas barrentas, *sensu* (Prance, 1980), do igarapé Belmont que sofre influência da dinâmica fluvial do rio Madeira (Santos; Justino; Ferreira, 2013). O dossel descontínuo, com altura de até 25 m possibilita a entrada de luz solar, favorecendo o desenvolvimento da vegetação de sub-bosque, com árvores emergentes de até 35 m (Silveira; Paixão, 2019). Em locais sujeitos a maior tempo de cheia, a densidade do sub-bosque é menor, já na área sujeita a um tempo menor de cheia ocorre um sub-bosque denso (Silveira; Paixão, 2019). O clima na área de estudo é do tipo Equatorial Quente Úmido (IBGE, 2002), sendo o município de Porto Velho incluído em região com duas estações bem definidas de clima tropical chuvoso, com altos níveis pluviométricos e um curto período de estiagem. O período chuvoso

abrange os meses de outubro a abril e o período seco de junho a agosto. Maio e setembro são períodos de transição (Tejas *et al.*, 2012; Franca, 2015). O solo predominante é do tipo Gleissolo, típico de regiões com excesso de água (SEMA, 2012), é ácido (pH 4,1- 4,4), distrófico, com baixa saturação de base, elevadas saturação de alumínio e Capacidade de Troca de Cations (Paixão; Silveira., 2020).

Em 2014 foi realizado o primeiro inventário em 100 parcelas de 10 m x 10 m (1,0 hectare) situada sob as coordenadas S 8°45'36'' e W 63°58'00'' distribuídos de forma contígua utilizados por Paixão; Silveira, (2020). No segundo momento, no ano de 2020, todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP a 1,3 m do solo) ≥ 10 cm foram medidos. Foram considerados os sobreviventes da primeira avaliação, os quais foram novamente medidos. Da mesma forma os considerados ingressantes, ou seja, aqueles que não tinham sido amostrados em 2014, mas que entraram em 2020 por terem alcançado o critério de inclusão. Os considerados mortos, caídos ou em pé, foram registrados. Para a coleta do material botânico e identificação, contou-se com auxílio do parobotânico Adelciano Alves. Quando não identificados em campo, o material botânico foi encaminhado para o Herbário Rondoniense João Geraldo Kuhlmann, sendo analisado com auxílio de literatura especializada e ajuda de especialistas nos respectivos táxons. Os indivíduos não identificados foram morfotipados e classificados como não identificados. O sistema de nomenclatura adotado foi o APG IV (APG IV, 2016), a consulta para os nomes corretos do material foi feita através da Plataforma REFLORA Flora e Funga do Brasil (BFG, 2024).

Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Natural Municipal de Porto Velho. (Fonte: produzido pelos autores).



Os cálculos dos parâmetros fitossociológicos conforme Martins, (1993). Determinou-se a distribuição por classes diamétricas com intervalo de 10 cm (Rabelo *et al.*, 2002). A diversidade específica foi estimada através do Índice de Shannon-Weaver (H'), Equabilidade com o índice de Pielou (J'), (Magurran, 1988). Considerou-se como espécie localmente rara aquelas que apresentaram um indivíduo na área estudada (Oliveira; Amaral, 2004). Famílias monoespecíficas foram aquelas que tiveram apenas uma espécie (Turner, 1994). A suficiência amostral foi testada através da curva espécie-área, (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974).

Para estimar os parâmetros para dinâmica: taxa de mortalidade e taxa de recrutamento seguiu-se (Sheil; May, 1996). As taxas de meia-vida (TMV) e o tempo de duplicação (TD) foram estimados utilizando as taxas de mortalidade e recrutamento, respectivamente (Körnig; Balslev, 1994). A velocidade de modificações que ocorreram na comunidade foi obtida pela taxa de rotatividade (Laurance *et al.*, 1998). O incremento periódico anual (IPA) da comunidade seguiu Souza *et al.*, (2012). Para a taxa de mortalidade anual foram consideradas as árvores mortas em pé, árvores mortas caídas ou quebradas por ação de agentes naturais. O IPA em área basal e em DAP foram estimados para as dez espécies com maior valor de importância (IVI) no ano de 2020.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Florística

No ano de 2020, foram inventariados 609 indivíduos, pertencentes a 34 famílias, 60 ± 63

gêneros e 129 ± 131 espécies (Tabela 1). Dois indivíduos permaneceram indeterminados. No primeiro inventário, realizado em 2014, foram registrados 607 indivíduos arbóreos distribuídos em 35 famílias, 75 gêneros e 113 espécies (Paixão; Silveira, 2020).

Em 2020, as famílias com maior riqueza na área estudada foram Fabaceae com 22 espécies seguida de Malvaceae (11), Lecythidaceae (10), Chrysobalanaceae (7), Moraceae (7), Myristicaceae (6) e Sapotaceae (5). Os gêneros com maior riqueza foram: *Inga* com 8 espécies, *Eschweilera* (7), *Pouteria* (6), *Licania* (5) e *Iryanthera* (4). Na área, 60 espécies foram classificadas como localmente raras (46,51%). Esse fenômeno é apontado para outros sítios florestais como, por exemplo o demonstrado por Condé; Tonini, (2013) em formação florestal amazônica. No presente estudo, 13 famílias foram monoespecíficas, o que representa 17,33%.

Tabela 1. Florística e Parâmetro fitossicológico das espécies para um hectare de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial no Parque Natural Municipal, Porto Velho, Rondônia, 2020. DA= Densidade Absoluta (n); DR= Densidade Relativa; Frequência Absoluta; DoA= Dominância Absoluta (m²) ; DoR Dominância Relativa; IV= Índice de Importância. Nomes com “*” estão na lista de espécies ameaçadas.

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Melastomataceae	<i>Miconia poeppigii</i> Triana	39	6,4	23	4,62	4,21	16,84	9,29
Arecaceae	<i>Attalea butyracea</i> (Mutis ex L.f.) Wess.Boer	38	6,24	29	5,82	2,53	10,13	7,4
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori*	45	7,39	34	6,83	1,92	7,69	7,3
Arecaceae	<i>Euterpe precatória</i> Mart.	52	8,54	31	6,22	0,88	3,53	6,1
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	19	3,12	16	3,21	1,21	4,83	3,72
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp1	26	4,27	20	4,02	0,41	1,65	3,31
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	18	2,96	13	2,61	1,03	4,1	3,22
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	21	3,45	15	3,01	0,67	2,68	3,05
Vochysiaceae	<i>Vochysia rufescens</i> W.A. Rodrigues	17	2,79	11	2,21	0,5	2,01	2,34
Lecythidaceae	<i>Eschweilera andina</i> (Rusby) J.F.Macbr.	14	2,3	14	2,81	0,33	1,31	2,14
Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp1	13	2,13	12	2,41	0,45	1,79	2,11
Arecaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	15	2,46	12	2,41	0,2	0,82	1,9
Fabaceae	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	9	1,48	8	1,61	0,63	2,51	1,87

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Myristicaceae	<i>Virola mollissima</i> (Poepp. ex A.DC.) Warb.	6	0,99	5	1	0,83	3,3	1,76
Erythrolalaceae	<i>Heisteria</i> sp1	12	1,97	9	1,81	0,26	1,05	1,61
Malvaceae	<i>Quararibea</i> sp.	11	1,81	8	1,61	0,25	0,99	1,47
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	7	1,15	7	1,41	0,38	1,51	1,36
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	7	1,15	7	1,41	0,36	1,43	1,33
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	9	1,48	8	1,61	0,26	1,06	1,38
Lecythidaceae	<i>Eschweilera truncata</i> A.C.Sm.	9	1,48	7	1,41	0,16	0,64	1,18
Fabaceae	<i>Inga</i> sp1	6	0,99	6	1,2	0,27	1,1	1,1
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	5	0,82	5	1	0,3	1,21	1,01
Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	5	0,82	5	1	0,25	1,01	0,94
Sapotaceae	<i>Pouteria pallens</i> T.D.Penn.	5	0,82	5	1	0,23	0,92	0,92
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell	5	0,82	5	1	0,2	0,79	0,87
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp.	3	0,49	3	0,6	0,33	1,32	0,81
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp3	5	0,82	5	1	0,12	0,49	0,77
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp2	6	0,99	5	1	0,07	0,29	0,76
Fabaceae	<i>Tachigali</i> sp1	3	0,49	3	0,6	0,29	1,16	0,75
Moraceae	<i>Maquira coriacea</i> (H.Karst.) C.C.Berg.	6	0,99	4	0,8	0,1	0,4	0,73
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	5	0,82	5	1	0,08	0,33	0,72
Chrysobalanaceae	<i>Couepia</i> sp.	5	0,82	4	0,8	0,12	0,47	0,7
Vochysiaceae	<i>Erismia</i> sp.	6	0,99	4	0,8	0,06	0,25	0,68
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	5	0,82	4	0,8	0,1	0,39	0,67
Malvaceae	<i>Apeiba</i> sp1	4	0,66	4	0,8	0,14	0,54	0,67
Styracaceae	<i>Styracaceae</i> N.I	4	0,66	4	0,8	0,11	0,44	0,63
Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.	3	0,49	2	0,4	0,25	1	0,63
Putranjivaceae	<i>Drypetes amazonica</i> Steyerm.	3	0,49	3	0,6	0,18	0,73	0,61
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	1	0,16	1	0,2	0,36	1,42	0,6
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton &	4	0,66	4	0,8	0,06	0,24	0,57

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
	Killip							
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	4	0,66	4	0,8	0,06	0,23	0,56
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Forsyth f.	1	0,16	1	0,2	0,33	1,3	0,56
Arecaceae	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	4	0,66	3	0,6	0,1	0,39	0,55
Myristicaceae	<i>Iryanthera</i> sp1	3	0,49	3	0,6	0,11	0,45	0,52
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	2	0,33	2	0,4	0,19	0,75	0,49
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	3	0,49	3	0,6	0,07	0,3	0,46
Moraceae	<i>Naucleopsis</i> sp.	3	0,49	3	0,6	0,06	0,24	0,45
Chrysobalanaceae	<i>Licania caudata</i> Prance	3	0,49	3	0,6	0,06	0,22	0,44
Annonaceae	<i>Gutteria</i> sp.	3	0,49	3	0,6	0,04	0,18	0,42
Myristicaceae	<i>Iryanthera</i> sp2	2	0,33	2	0,4	0,13	0,51	0,41
Euphorbiaceae	<i>Hevea nitida</i> Mart. ex Müll.Arg.	2	0,33	2	0,4	0,13	0,51	0,41
Lecythidaceae	<i>Allantoma</i> sp.	3	0,49	2	0,4	0,06	0,22	0,37
Malvaceae	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	2	0,33	2	0,4	0,08	0,32	0,35
Erythralaceae	<i>Heisteria</i> sp2	2	0,33	2	0,4	0,08	0,31	0,35
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2	0,33	2	0,4	0,07	0,27	0,33
Fabaceae	<i>Inga suberosa</i> T.D.Penn.	2	0,33	2	0,4	0,07	0,26	0,33
Humiriaceae	<i>Humiriastrum</i> sp.	2	0,33	2	0,4	0,06	0,25	0,33
Fabaceae	<i>Copaifera multijuga</i> Hayne	2	0,33	2	0,4	0,06	0,23	0,32
Moraceae	<i>Naucleopsis stipularis</i> Ducke	2	0,33	2	0,4	0,06	0,22	0,32
Sapotaceae	<i>Pouteria filipes</i> Eyma	2	0,33	2	0,4	0,05	0,21	0,31
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	2	0,33	2	0,4	0,05	0,2	0,31
Malvaceae	<i>Apeiba</i> sp2	2	0,33	2	0,4	0,04	0,15	0,29
Ebenaceae	<i>Diospyros</i> sp.	2	0,33	2	0,4	0,04	0,15	0,29
Annonaceae	<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	2	0,33	2	0,4	0,03	0,13	0,29
Myristicaceae	<i>Virola</i> sp1	2	0,33	2	0,4	0,03	0,13	0,29
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp1	2	0,33	2	0,4	0,02	0,1	0,28
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp.	2	0,33	2	0,4	0,02	0,1	0,28
Malvaceae	<i>Theobroma sylvestre</i> Mart.	2	0,33	2	0,4	0,02	0,09	0,27
Apocynaceae	<i>Couma</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,11	0,45	0,27

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Malvaceae	<i>Huberodendron</i> sp.	2	0,33	2	0,4	0,02	0,08	0,27
Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.	2	0,33	2	0,4	0,02	0,07	0,27
Lecythidaceae	<i>Eschweilera amazoniciformis</i> S.A.Mori	2	0,33	1	0,2	0,05	0,21	0,25
Urticaceae	<i>Pourouma minor</i> Benoist	2	0,33	1	0,2	0,05	0,2	0,24
Chrysobalanaceae	<i>Licania coriacea</i> Benth.	1	0,16	1	0,2	0,08	0,34	0,23
Lecythidaceae	<i>Couratari</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,08	0,32	0,23
Indet2	Indet 2	2	0,33	1	0,2	0,03	0,14	0,22
Euphorbiaceae	<i>Copaifera</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,07	0,3	0,22
Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,07	0,3	0,22
Erythralaceae	<i>Heisteria nitida</i> Spruce ex Engl.	1	0,16	1	0,2	0,07	0,29	0,22
Combretaceae	<i>Terminalia</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,07	0,29	0,22
Sapindaceae	<i>Matayba</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,06	0,23	0,2
Burseraceae	<i>Protium divaricatum</i> Engl.	1	0,16	1	0,2	0,06	0,23	0,2
Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,06	0,22	0,2
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	1	0,16	1	0,2	0,05	0,2	0,19
Fabaceae	<i>Inga</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,05	0,2	0,19
Fabaceae	<i>Clitoria arborea</i> Benth	1	0,16	1	0,2	0,05	0,19	0,19
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engl.	1	0,16	1	0,2	0,05	0,19	0,18
Malvaceae	<i>Sterculia</i> sp1	1	0,16	1	0,2	0,04	0,16	0,18
Anacardiaceae	<i>Tapirira</i> sp1	1	0,16	1	0,2	0,03	0,14	0,17
Chrysobalanaceae	<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz & Pav.) Steud.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,12	0,16
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,11	0,16
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,11	0,16
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,11	0,16
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,1	0,16
Vochysiaceae	<i>Qualea</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,03	0,1	0,16
Fabaceae	<i>Inga</i> sp4	1	0,16	1	0,2	0,02	0,09	0,15
Malvaceae	<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	1	0,16	1	0,2	0,02	0,09	0,15
Malvaceae	<i>Lueheopsis rosea</i> (Ducke) Burret	1	0,16	1	0,2	0,02	0,08	0,15

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Moraceae	Moraceae N.I	1	0,16	1	0,2	0,02	0,08	0,15
Burseraceae	<i>Protium</i> sp1	1	0,16	1	0,2	0,02	0,08	0,15
Fabaceae	<i>Platymiscium</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,02	0,08	0,15
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,02	0,08	0,15
Lecythidaceae	<i>Eschweilera romeu-cardosoi</i> S.A.Mori*	1	0,16	1	0,2	0,02	0,07	0,15
Fabaceae	<i>Dalbergia</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,02	0,07	0,15
Euphorbiaceae	<i>Hevea guianensis</i> (Aubl.)	1	0,16	1	0,2	0,02	0,07	0,14
Fabaceae	<i>Maclobium</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,06	0,14
Sapindaceae	<i>Pseudima</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,06	0,14
Moraceae	<i>Sorocea</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,06	0,14
Fabaceae	<i>Inga</i> sp3	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Chrysobalanaceae	<i>Licania macrophylla</i> Benth.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Clusiaceae	<i>Garcinia</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Burseraceae	<i>Trattinnickia</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Fabaceae	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke*	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Violaceae	<i>Rinoreocarpus ulei</i> (Melch.) Ducke	1	0,16	1	0,2	0,01	0,05	0,14
Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp1	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,14
Lecythidaceae	<i>Lecythis</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,14
Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Fabaceae	<i>Inga melinonis</i> Sagot	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Calophyllaceae	<i>Caraipa rodriguesii</i> Paula*	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Fabaceae	<i>Inga</i> sp5	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Malvaceae	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,04	0,13
Annonaceae	Annonaceae N.I	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Indet1	Indet 1	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Myristicaceae	<i>Iryanthera</i> sp3	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Burseraceae	<i>Protium</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Fabaceae	<i>Pterorcarpus</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13

Família	Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Fabaceae	<i>Swartzia</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Fabaceae	<i>Tachigali</i> sp2	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
Myrtaceae	<i>Psidium</i> sp.	1	0,16	1	0,2	0,01	0,03	0,13
		609	100	498	100	25,02	100	100

O índice de diversidade específica de Shannon-Weaner (H') foi 4,07 nats.ind.⁻¹ que demonstra um dos mais altos para florestas alagáveis amazônicas, em comparação com estudos de Dos Santos; Jardim, (2006), 3,95 nats.ind.⁻¹; Carim *et al.*, (2008); 0,74 nats.ind.⁻¹, Almeida; Jardim, (2011), 2,58 nats.ind.⁻¹ e 0,62 nats.ind.⁻¹ e Braga; Jardim, (2019), 2,63 nats.ind.⁻¹. O índice de equabilidade de Pielou, foi estimado em 0,84, um indicativo de distribuição homogênea de indivíduos por espécies.

Fabaceae foi a família com maior diversidade específica seguida de Malvaceae. Seguiu o padrão dos resultados de outros estudos realizados em planícies alagáveis da Amazônia (Wittmann *et al.*, 2010, Batista *et al.*, 2011, Assis *et al.*, 2017). O número de espécies para o sítio está de acordo com Wittmann; Schöngart; Junk, (2010), no qual florestas de várzea podem atingir até 142 espécies ha⁻¹.

A família Arecaceae representou 17,80% de densidade de indivíduos para a área, a importância dessa família na estruturação de várzeas amazônicas é documentada por (Carim *et al.*, 2008; Almeida e Jardim, 2011; Wittmann 2012; Assis *et al.*, 2017).

As espécies *Attalea butyracea* e *Euterpe precatoria* apresentaram 38 e 52 indivíduos respectivamente. O adensamento desses indivíduos é favorecido pela distância dos cursos fluviais, um fator preditivo na configuração populacional de palmeiras em várzeas (Gomes *et al.*, 2016).

Parâmetros fitossociológicos

Quanto fitossociologia, as 10 espécies com maiores valores de importância (IVI) foram: *Miconia poeppigii*, *Attalea butyracea*, *Eschweilera coriácea*, *Euterpe precatória*, *Goupia glabra*, *Mabea* sp1, *Tapiria guianensis*, *Aparisthmium cordatum*, *Vochysia rufescens* e *Eschweilera andina*.

As espécies *A. butyracea*, *E. coriacea*, *E. precatória*, *T. guianensis* e *G. glabra* aparecem na listagem entre as 20 espécies hiperdominantes da Amazônia por Ter Steege *et al.*, (2013).

Euterpe. precatoria esteve entre as espécies de maior IVI no trabalho de Assis *et al.*, (2017), na bacia do rio Tefé, assim como *T. guianensis* em duas áreas distintas, e para uma área de várzea na Amazônia Central (Montero *et al.*, 2014). Estas espécies aparecem no inventário de Condé; Tonini, (2013) em terra-firme da Amazônia, onde *G. glabra* esteve entre os maiores IVI. As

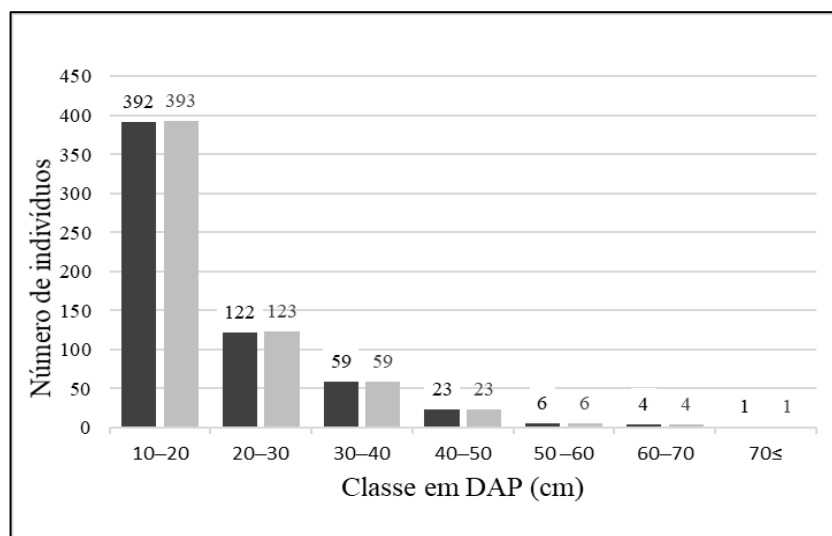
presenças recorrentes destas espécies em diferentes sítios, confirmam o padrão apontado por ter Steege *et al.*, (2013) em que poucas espécies seriam hiperdominantes respondendo por grande parte dos indivíduos e biomassa ao longo de toda a Amazônia.

Eschweilera coriacea foi a única da listagem de maior valor de importância que está entre os gêneros de maior riqueza para o fragmento de várzea do Parque Natural Municipal, assim como entre as famílias de maior riqueza (Lecythidaceae). A espécie foi classificada como a única hiperdominante, que apareceu nos cinco tipos de áreas (terra firme, várzea, floresta de areia branca, pântanos e igapó) em Ter Steege *et al.* (2013). Que demonstra tratar-se possivelmente de uma espécie generalista.

Distribuição diamétrica

A distribuição diamétrica dos 609 indivíduos amostrados, apresentou forma de J-invertido (Figura 2). Para um padrão semelhante, Oliveira *et al.*, (2008), ressalta o comportamento decrescente e sugere que o ambiente florestal não sofreu perturbação mais severa. Foi observado que as duas primeiras classes diamétrica (10-20; 20-30), apresentaram grande parte dos representantes da comunidade arbórea: 64,53% e 20,19% respectivamente. Nas datas mensuradas, 2014 e 2020, a primeira classe foi a que mais apresentou indivíduos, não havendo mudanças significativas.

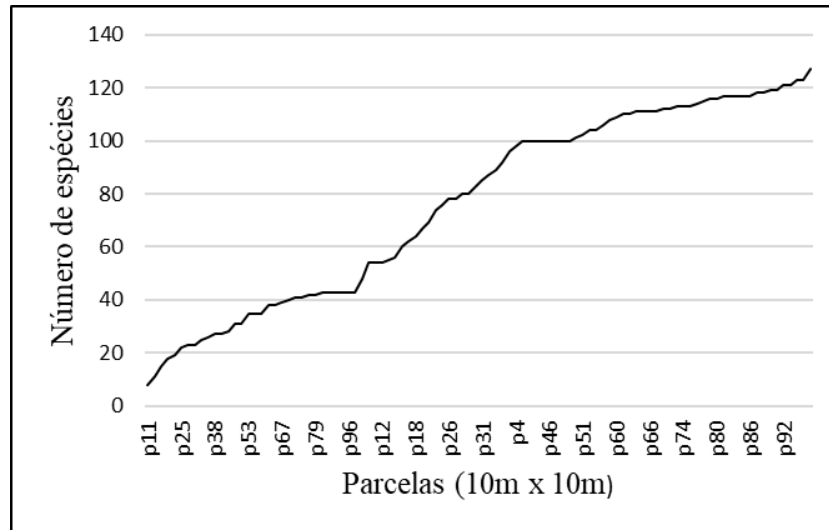
Figura 2- Distribuição dos indivíduos arbóreos por diâmetro a altura acima do peito para um hectare de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial no Parque Natural Municipal, Porto Velho, Rondônia. Em (Preto) 2014 e 2020 (cinza). (Fonte: Produzido pelos autores)



No ano de 2014, a área possuía uma área basal total de 24,71 m²/ha e apresentou um crescimento de 0,31 m²/ha com o total no segundo momento (2020) de 25,02 m²/ha o que representa um crescimento na estocagem em biomassa na comunidade.

A suficiência amostral estimada a partir da curva cumulativa de espécies mostrou incremento de novas espécies ao longo de toda área estudada (Figura 3).

Figura 3- Curva cumulativa de espécies para um hectare de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial, Porto Velho, Rondônia, 2020. (Produzido pelos autores)



Espécies novas para área do Parque Natural Municipal

A abundância populacional da comunidade diminuiu em 8 espécies e aumentou em 22. Entre 2014-2020, ocorreram mortes de indivíduos em 35 espécies e houve recrutamento para 47 espécies. Entre as espécies que permaneceram: *M. poeppigii* perdeu 30 indivíduos e *V. brasiliensis* (9), juntas representaram 44,82% da mortalidade total seguidas de *E. precatoria* (4) *Mabea* sp1(4), *Aparisthmium cordatum* (3), *Apeiba* sp1 (2), *E. andina* (2), *E. coriaceae* (2), *Iryanthera juruensis* (2), *Quararibea* sp1 (2) e 25 espécies que perderam um indivíduo. Que incluíam espécies representadas por apenas um indivíduo, que desapareceram do sítio: *Eriotheca globosa*, *Handroantus* sp., *Machaerium* sp., *Pouteria* sp2, *Stryphnodendron* sp., *Pseudopiptadenia* sp. *Heisteria* sp3. e *Theobroma speciosum*.

O recrutamento foi maior entre *E. precatoria* com 13 indivíduos, *E. coriaceae* (9), *Erisma* sp. (6), *Mabea* sp2 (6), *V. rufescens* (4), *A. butyraceae* (3), *G. glabra* (3) *Apeiba* sp2 (2), *Caryocar glabrum* (2), *Leonia glycyarpa* (2), *Naucleopsis* sp. (2) e indet. (2). As demais 35 espécies adensaram em um indivíduo cada. As espécies novas para o sítio foram: *Alchornea discolor*, *Alchornea* sp., *Annonaceae N.I*, *Copaifera* sp., *Eschweilera romeu-cardosi*, *Lecythis* sp., *Tachigali*

sp2, *Mabea* sp2, *Ficus* sp., *Protium* sp2. *Psidium* sp., *Trattinickia* sp., *Licania macraphyla*., *Caraipa rodriguesii*, *Rinoreocarpus ulei*, *Pterocarpus* sp., *Protium* sp2., *Quararibea guianensis* e *Inga melinosis*.

Parâmetros de Dinâmica

A mortalidade absoluta foi de 87 indivíduos (14,28%) e recrutamento 89 (14,61%). As taxas de mortalidade e recrutamento foram 2,48% ano⁻¹ e 2,23% ano⁻¹. A taxa de mortalidade da várzea no PNMPV, foi menor que a encontrado por Santos *et al.*, (2012), em área de várzea estuarina no Macapá-PA (18,80%), no período 2009-2010, afetada por extração madeireira, que difere-se do presente estudo, visto que a área do PNMPV não possui histórico de exploração madeireira, por se tratar de uma área protegida. Foi observado que a taxa de mortalidade é percentualmente superior à de recrutamento, o mesmo ocorreu para um estudo em florestas tropical amazônica: Santos *et al.*, (2018) em floresta Terra-firme (2016-2017) encontraram a mortalidade: 2,25% e recrutamento igual a 1,75% ano⁻¹. Em contraparte, os resultados de Medeiros *et al.*, (2013) em floresta do sudoeste amazônico dominada por bamboo (mortalidade: 3,77% ano⁻¹ e recrutamento: 8,10% ano⁻¹) e Silva *et al.*, (2015), na Amazônia Central (mortalidade: 3,80% ano⁻¹ e recrutamento: 5,20% ano⁻¹) ambos em intervalo de dois anos, encontraram o recrutamento maior que a mortalidade, destoando do presente levantamento, no qual as taxas encontradas para a área, não se diferenciam acentuadamente entre si, sendo um indicador de que os índices de mortalidade foram compensados pelo incremento de indivíduos novos, um padrão esperado para florestas tropicais não perturbadas. Swaine; Lieberman; Putz, (1987), defende que florestas naturais são autossustentáveis com equilíbrio dinâmico onde árvores perdidas são substituídas continuamente.

A comunidade de várzea do PNMPV, apresentou taxa de rotatividade de 2,24% ano⁻¹, o tempo de duplicação (TD) foi de 32 anos⁻¹ e tempo de meia vida (TMV) foi de 29 anos⁻¹. Valores muito próximos foram encontrados em estudo de floresta explorada no Sudoeste Amazônico por D'Oliveira *et al.*, (2024) que estimaram 29,6 anos⁻¹ (TMV) e 27,2 anos⁻¹ (TD). Quando comparada com estudo em área de várzea amazônica no Peru, no intervalo de 10 anos, (Gentry; Terborgh, 1990), obtiveram 39 anos⁻¹ (tempo de meia vida) e 73 anos⁻¹ (TD), valores considerados elevados.

Phillips *et al.* (1994) estudaram três áreas de várzea amazônicas no Peru. A primeira área: 0,95 ha, com intervalo de mensuração 1983-1991; taxa de mortalidade 1,84 anos⁻¹; TMV 38 anos⁻¹; Taxa de recrutamento 2,83 anos⁻¹; TD 25 anos⁻¹.; a segunda área: 1 ha, 1983-1991; taxa de mortalidade 2,85; TMV 24 anos⁻¹; taxa de recrutamento 2,37 anos⁻¹; TD 29 anos⁻¹; a terceira área: 1 ha, 1983-1993; taxa de mortalidade 2,81; TMV, 25 anos⁻¹; taxa de recrutamento 2,32 anos⁻¹; TD 30 anos⁻¹. Aqueles consideram as três áreas como situadas entre as mais dinâmicas do mundo. Os

valores dos parâmetros encontrados para a várzea do PNMPV são semelhantes aos de Phillips *et al.* (1994). Podemos, portanto, considerar a área de várzea do PNMPV entre as florestas mais dinâmicas do mundo.

A comunidade não apresentou mortalidade nas maiores classes (Tabela 3). Para as outras classes de diâmetro foram os seguintes os percentuais de mortalidade: 12,75% (10-20 cm), 18,18% (20-30 cm), 15% (30-40 cm), 13% (40-50 cm), 50% (50-60). A mortalidade nas menores classes representa a maior competição por recursos (espaço, luz solar, nutrientes, água), que aquela observada em classes posteriores. As taxas de mortalidade anuais por intervalo de classes diamétricas foi consideravelmente maior no intervalo (50-60 cm). No entanto, as perdas foram compensadas por indivíduos que cresceram nesse meio tempo (Tabela 3).

Para as classes iniciais, a taxa de mortalidade foi semelhante, com pouca variação entre elas. Este padrão também foi observado em floresta tropical no sudeste brasileiro (Pessoa; Araújo, 2014). Para aqueles autores a diferença de tamanho em classes diamétricas não influencia nas taxas de mortalidade.

Por outro lado, nossos resultados diferem dos resultados encontrados em outras florestas amazônicas, com fisionomias de várzea e terra-firme, após eventos de perturbação ambiental no qual foram encontrados maior mortalidade em classes menores que 30 cm (Rakin-de-Merona *et al.*, 1990; Barlow; Peres, 2004; Andrade *et al.*, 2019; Andrade *et al.*, 2020). Sendo um indicativo de que a área do PNMPV não sofreu com perturbação ambiental.

Tabela 3- Taxa de mortalidade por distribuição diamétrica em um hectare de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial, Porto Velho, Rondônia, durante o intervalo entre 2014 e 2020.

	Classe diamétrica (cm)	Nº de indivíduos arbóreos		Mortalidade		
		2014	2020	mortos	% ano ⁻¹	
	10-20	392	393	50	2,25	
	20-30	122	123	22	3,26	
	30-40	59	59	9	2,72	
	40-50	23	23	3	2,30	
	50-60	6	6	3	10,91	
O	60-70	4	4	-	-	Incremento
Periódico	70<	1	1	-	-	Anual
(0,26	Total	607	609			cm/ano) foi

próximo ao de estudos em florestas amazônicas (Lieberman *et al.*, 1985 - 0,26; Silva *et al.*, 1996 - 0,20; Carvalho; Silva; Lops, 2004 - 0,22; Souza *et al.*, 2012 - 0,21). O resultado está em acordo com a hipótese de Oliveira e Felfili, (2008) de que essas taxas são típicas de florestas tropicais úmidas e não perturbadas.

A espécie *Miconia poeppigii* teve maior incremento quando comparada com as demais e foi a espécie que mais contribuiu para o incremento em área basal, totalizando mais que o dobro em relação às demais 10 espécies de maior IVI. Mesmo com a alta mortalidade dentro da espécie, os indivíduos vivos tiveram crescimento superior às demais espécies que não apresentaram mortalidade acentuada (Tabela 4).

Tabela 4- Incremento periódico anual (IPA) do DAP (cm) e em Área Basal (m²) ao longo de seis anos, das dez espécies com maior valor de importância, em um hectare de floresta de várzea no Parque Natural Municipal, Porto Velho-Rondônia.

Espécies	IPA (cm)	IPA (m ²)
<i>Miconia poeppigii</i>	0,54	0,10
<i>Attalea butyracea</i>	0,24	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i>	0,24	0,03
<i>Euterpe precatória</i>	0,13	0,02
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	0,45	0,03
<i>Mabea</i> sp1	0,11	0,01
<i>Tapirira guianensis</i>	0,37	0,03
<i>Aparisthmium cordatum</i>	0,27	0,03
<i>Vochysia rufescens</i>	0,39	0,02
<i>Eschweilera andina</i>	0,15	0,01

Importância da área de Proteção do Parque Natural Municipal

A área possui quatro espécies categorizadas em diferentes níveis de ameaças de extinção definidas pela lista vermelha de espécies ameaçadas e pelo Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2022; IUCN, 2021): *Hymenolobium excelsum*, *Caraipa rodriguesii* e *Vochysia rufescens*, categorizadas como vulneráveis e *Eschweilera romeu-cardosoi*, em perigo. Expansão urbana, mineração, abertura de estradas, exploração madeireira e impacto de hidrelétricas, são citados como fatores que contribuem para a perda de território dessas espécies, (Sonter *et al.*, 2017; Veiga e Hinton, 2002; Fearnside, 2015; Charity *et al.*, 2016; Fearnside 2016). *Eschweilera romeu-cardosoi*,

sofre um risco elevado de extinção na natureza, afetada pelos exemplos supracitados, somados, por atividades agroindustriais e pecuária extensiva (Fearnside, 2001; Nepstad; Stickler; Almeida, 2006; Vera-Diaz; Kaufmann; Nepstad, 2008; Fearnside 2016). A expansão urbana afeta reservas florestais importantes, como Adolpho Duck, que salvaguarda essas espécies (Sonter *et al.*, 2017). Ressaltando ainda mais a importância da área de proteção do Parque Natural Municipal de Porto Velho-RO como refúgio e proteção para essas espécies.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A floresta estudada apresentou, no período entre 2014 e 2020, acréscimo de indivíduos superiores a 10 cm de DAP. A diferença entre mortalidade e recrutamento não se mostrou de forma expressiva, ou seja, a comunidade apresentou um equilíbrio dinâmico. Os valores de tempo de meia vida e tempo de duplicação indicam que a floresta estudada apresenta uma dinâmica acentuada.

A distribuição diamétrica não sofreu mudanças significativas. Apesar da maior mortalidade nas últimas classes, indivíduos mortos foram substituídos por indivíduos que cresceram, diferenciando-se do padrão de maior perda em classes diamétrica menores, encontrados em florestas que sofreram perturbações ambientais. Somados ao comportamento decrescente, demonstra que a comunidade arbórea não sofreu com perturbações severas nos últimos anos.

A metodologia empregada permitiu determinar os incrementos periódicos em diâmetro, as taxas de mortalidade e ingresso da área estudada, no qual foi observado que estes estavam dentro dos limites aceitáveis para a Amazônia.

Quanto à estrutura florestal, houve forte incidência de espécies raras, e a maior densidade de indivíduos esteve concentrada nas dez espécies de valor de importância. A chegada de novas espécies na comunidade tem contribuído para a riqueza do local. Estudos contínuos são importantes para observar se essas espécies irão permanecer assim como possibilita entender se as espécies que saíram retornarão.

A espécie com maior valor de importância, *Miconia poeppigii*, apesar da alta mortalidade, foi a que apresentou maior crescimento em diâmetro para o sítio, salientando sua importância para o crescimento de biomassa do parque. Os resultados indicam que a área basal da comunidade estudada está em crescimento, em busca de atingir seu estoque completo.

A presença de quatro espécies ameaçadas de extinção *Hymenolobium excelsum*, *Caraipa rodriguesii* e *Vochysia rufescens*, *Eschweilera romeu-cardosoi* ressalta a importância de se manter a área de preservação do Parque Natural Municipal.

Os resultados reforçam a importância de estudos contínuos de dinâmica florestal para área do Parque Natural Municipal de Porto Velho, a fim de obter resultados mais detalhados sobre as alterações contínuas ao longo do tempo analisando as alterações dentro de um cenário onde as alterações climáticas globais poderão imprimir diferenças na dinâmica da comunidade estudada.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Programa Institucional de Bolsas em Iniciação Científica (PIBIC) da Universidade Federal de Rondônia, pela bolsa ao primeiro autor.

6. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A.F.; JARDIM M.A.G; Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de várzea na Ilha de Sororoca, Ananindeua, Pará, Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 39, n.90 p.191-198 jun. 2011.
- ALMEIDA, S. S. de; AMARAL, D. D. do; SILVA, A. S. L. da. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, [S.L.], v. 34, n. 4, p. 513-524, dez. 2004.
- ANDRADE, D. F. C. de; RUSCHEL, A. R.; SCHWARTZ, G.; CARVALHO, J. O. P. de; HUMPHRIES, S.; GAMA, J. R. V. Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of pre-fire disturbance. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 472, p. 118258, set. 2020.
- ANDRADE, D.F.C.D. *et al.* Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 2, p. e20170840, 2019.
- ASSIS, R. L de; WITTMANN, F.; LUIZE, B. G.; HAUGAASEN, T. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. **Flora**, [S.L.], v. 229, p. 124-140, abr. 2017.
- BARLOW, J.; PERES, C. A.; Ecological responses to El Niño–induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions Of The Royal Society Of London. Series B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 359, n. 1443, p. 367-380, 29 mar. 2004.
- BATISTA, F. DE J. *et al.* Comparação florística e estrutural de duas florestas de várzea no estuário amazônico, Pará, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 289–298, 2011.

BRAGA, E. O.; JARDIM, M. A. G. Florística, estrutura e formas de vida do estrato inferior de uma floresta ombrófila densa aluvial, Pará, Brasil. **Ciencia Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1048–1059, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção.**: PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022. 108. ed. Brasília, DF: 7 jul. 2022. Seção 1, p. 1-74. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em: 01 jun. 2024.

CARIM, M. D. J. V.; JARDIM, M. A. G.; MEDEIROS, T. D. S.; Composição florística e estrutura de floresta de várzea no município de Mazagão, Estado do Amapá, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.36, n.79, 191-201. 2008.

CARVALHO, J. O. P. de; SILVA, J. N. Macedo; LOPES, J. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 209-217, 2004.

CHARITY, S., DUDLEY, N., OLIVEIRA, D. AND S. STOLTON. Living Amazon Report 2016: A regional approach to conservation in the Amazon. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito. Jun. 2016.

CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta amazonica**, v. 43, n. 3, p. 247–259, 2013.

D’OLIVEIRA, M. N.V. *et al.* Growth dynamics of an Amazonian forest: Effects of reduced impact logging and recurring atypical climate events during a 20-year study. **Forest ecology and management**, v. 562, n. 121937, p. 121937, 2024.

DA SILVA, F. *et al.* Allometric equations for estimating biomass of *Euterpe precatoria*, the most abundant palm species in the Amazon. **Forests**, v. 6, n. 2, p. 450–463, 2015. Distribution, definitions and general characterization. Em: **Ecological Studies**. Dordrecht:

FEARNSIDE, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. **World development**, v. 77, p. 48–65, 2016.

FEARNSIDE, P. M. **Highway Construction as a Force in the Destruction of the Amazon Forest**. Em: R. van der Ree, D. J. Smith; C. Grilo ed. **Handbook Of Road Ecology**, Wiley, p. 414-424, abr. 2015.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental conservation**, v. 28, n. 1, p. 23–38, 2001.

FIGUEIREDO-FILHO, A. *et al.* Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em floresta ombrófila mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> Acesso em: 1 ago. 2024.

FRANCA, R. R. da. Climatologia das chuvas em Rondônia – período 1981-2011. **Revista Geografias**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 44-58, 6 dez. 2015.

GENTRY, A.H. TERBORGH, J. **Composition and dynamics of the Cocha Cashu mature floodplain forest.** In: Gentry, A.H. Ed. **Four Neotropical Rainforests.** Yale University Press, New Haven and London, p. 542-563. 1990.

GOMES, J. P. *et al.* Efeitos de gradientes ambientais na fitossociologia de assembleias de palmeiras no Sudeste de Roraima, Brasil. **Nativa**, v. 4, n. 5, p. 317–327, 2016.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. **Mapa Brasil Climas**, Clima- escala- 1:5000000. 2002 Disponível em:
https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/climatologia/mapas/brasil/Map_BR_clima_2002.pdf Acesso: 01,agosto. 2024.

IUCN. 2021. **The IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2021-1. Disponível em: www.iucnredlist.org. acesso: 20, julho 2024.

JUNK, W. J. *et al.* A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. **Wetlands (Wilmington, N.C.)**, v. 31, n. 4, p. 623–640, 2011.

JUNK, W. J. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains. Em: **Ecological Studies.** Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, v.126 p. 3–20. 1997.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. An introduction to south American wetland forests:

JUNK, W.J *et al.* classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. **Wetlands Ecology and Management.** v. 23, n. 4, p. 677–693, 2015.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of vegetation science: official organ of the International Association for Vegetation Science**, v. 5, n. 1, p. 77–86, 1994.

LAURANCE, W. F. *et al.* Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 460–464, 1998.

MONTERO, J. C.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F. Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, Central Amazonia. **Hydrobiologia**, v. 729, n. 1, p. 229–246, 2014.

LEITÃO FILHO, H F. considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **Instituto de pesquisa e estudos florestais**, Campinas-SP, p.41-46, n.35 1987.

LIEBERMAN, D. *et al.* Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **The Journal of ecology**, v. 73, n. 3, p. 915, 1985.

LIMA, B.A. *et al.* Estrutura e dinâmica florestal sob efeito do manejo madeireiro na FLONA Tapajós. **Advances in Forestry Science Dez**, Cuiabá, v. 5, n. 4, p. 437-443, dez. 2018.

MAGURRAN, A.E. **Ecological Diversity and Its Measurement.** Princeton University Press, Princeton, NJ Royal. Croom Helm Ltd p.1-180, 1998.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila.** 2.ed. Campinas: UNICAMP. p. 246,

1993.

MEDEIROS, H.; Salimon, C. I.; Silva, I. B. Silveira, M. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 29–34, 2013.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: JUNK, W. J. *et al.* (ed.). **Amazonian Floodplain Forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Dordrecht: Springer, p. 43-59. 2010.

MEWS, H. A. *et al.* Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 73–82, 2011.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O. T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1595–1603, 2006.

OLIVEIRA, A. N. de *et al.* Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta amazonica**, v. 38, n. 4, p. 627–641, 2008.

OLIVEIRA, A. N. de; AMARAL, I. L. do. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta amazonica**, v. 34, n. 1, p. 21–34, 2004.

OLIVEIRA, A. P. DE; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista brasileira de botânica. Brazilian journal of botany**, v. 31, n. 4, 2008.

PAIXÃO, K. R. C.; SILVEIRA, A. L. P. DA. O componente arbóreo de 1,0 ha de floresta de várzea no Sudoeste da Amazônia, Rondônia, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 9, n. 3, p. 78–89, 2020.

PESSOA, S. DE V. A.; ARAUJO, D. S. D. DE. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. **Acta botanica Brasílica**, v. 28, n. 2, p. 190–197, 2014.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 91, n. 7, p. 2805–2809, 1994.

PRANCE, G. T. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas a inundação. **Acta amazonica**, v. 10, n. 3, p. 499–504, 1980.

RABELO, F.G.; ZARIN, D. J.; OLIVEIRA, F. A.; JARDIM, F.C. S. da. Diversidade, composição florística e distribuição diamétrica do povoamento com DAP > 5 cm em região de estuário no Amapá. **Revista de Ciências Agrárias**, v. n. 37 p. 91-112. 2002.

RANKIN-DE-MERONA, J.; HUTCHINGS, R.; LOVEJOY, T. **Tree Mortality and Recruitment over a Five-Year period in Undisturbed Upland Rainforest of the Central Amazon**. Yale University Press, Neotropical Forests. P. 573-584 jan. 1990.

REIS, L.P. *et al.* Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. **Ciências Agrárias**, v. 57, n. 3, p. 234-243, set. 2014.

SANTOS, G. C. Dos; JARDIM, M. A. G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta amazonica**, v. 36, n. 4, p. 437-446, 2006.

SANTOS, R. O. DOS *et al.* Estrutura e Dinâmica Em Uma Floresta Densa De Terra Firme, Sudeste Do Amapá, Brasil. **Nativa**, v. 6, p. 802-814, 2018.

SANTOS, S. L. M. E.; JUSTINA, E. D.; FERREIRA, M. M. Classificação geoambiental das unidades de relevo da bacia do Igarapé Belmont em Porto Velho – Rondônia. **Geografia**, Londrina, v. 22, n. 2, p. 25-41 ago. 2013.

SANTOS, V. S. *et al.* Dinâmica florestal de espécies arbóreas em uma floresta de várzea na cidade de Macapá, AP, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v.7, n. 4, p. 207-213 dez. 2012.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente. **Revisão do plano e manejo do Parque Natural Municipal de Porto Velho**, parte 1. 2012.

SHEIL, D. E HEIST, M. Ecology for tropical forest management. **International Forestry Review**, v. 2, n. 4, p. 261-270. Jan. 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **The Journal of ecology**, v. 84, n. 1, p. 91, 1996.

SILVA, J. N. M. *et al.* Growth and yield studies in the Tapajós region, Central Brazilian Amazon. **Commonwealth Forestry**, v. 75, n. 4, p. 325-329, 1996.

SILVA, K. E.; Souza, C. R.; Azevedo, C. P.; Rossi, Rossi, L. M. B. Dinâmica florestal, estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. **Scientia Florestalis**. Piracicaba, v. 43, n. 105, p. 193-201, mar. 2015.

SILVEIRA A. L. P.; PAIXÃO, K. R. C. **Vegetação do estado de Rondônia**. Lumbreras, J.F. In: Guia de campo da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos: RCC Rondônia. Embrapa Solos, Brasília-DF. 2019.

SONTER, L. J. *et al.* Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature communications**, v. 8, n. 1, 2017.

SOUZA, C. R. de *et al.* Dinâmica e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. **Acta amazonica**, v. 42, n. 4, p. 501-506, 2012.
Springer Netherlands, p. 3-25. 2010.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. **Journal of tropical ecology**, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

TEJAS, G.T.; DE SOUZA, M. R. S.; DA FRANCA, R. R.; NUNES, D. D. Estudo da variabilidade climática em porto velho/Ro-brasil no período de 1982 a 2011 **Revista de**

Geografia (UFPE). v. 29, n. 2, 2012.

TER STEEGE, H. *et al.* Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science (New York, N.Y.)**, v. 342, n. 6156, 2013.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical journal of the Linnean Society**. Linnean Society of London, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

THE BRAZIL FLORA GROUP *et al.* Brazilian Flora 2020: Leveraging the power of a collaborative scientific network. **Taxon**, v. 71, n. 1, p. 178–198, 2022.

TURNER, I. The taxonomy and ecology of the vascular plant flora of Singapore: a statistical analysis. **Botanical journal of the Linnean Society**. Linnean Society of London, v. 114, n. 3, p. 215–227, 1994.

VEIGA, M. M.; HINTON, J. J. Abandoned artisanal gold mines in the Brazilian Amazon: A legacy of mercury pollution. **Natural resources forum**, v. 26, n. 1, p. 15–26, 2002.

VERA-DIAZ, M. DEL C.; Kaufmann, R. K.; Nepstad D. C.; Schlesinger; P. An interdisciplinary model of soybean yield in the Amazon Basin: The climatic, edaphic, and economic determinants. **Ecological economics: the journal of the International Society for Ecological Economics**, v. 65, n. 2, p. 420–431, 2008.

WITTMANN, F. *et al.* Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334–1347, 2006.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J. The Amazon river basin. In: FINLAYSON, C. M. *et al.* (ed.). **The Wetland book II: distribution, description and conservation**. Heidelberg; Berlin; New York: Springer Verlag, p. 1-16. 2016.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central amazonian floodplain forests. Em: **Ecological Studies**. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 61–102. 2010.

Recebido em: 28 de outubro de 2024.

Aceito em: 01 de dezembro de 2024.

Publicado em: 01 de janeiro de 2025.

Autoria:

Felipe Thiago Lins Nogueira

Instituição: Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), *Campus* Porto Velho (RO)

E-mail: felipethiaglins2000@gmail

Orcid: <https://orcid.org/0009-0003-7778-0383>

País: Brasil

Késid Rafael Cavalcante Paixão

Instituição: Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), *Campus* Porto Velho (RO)

E-mail: kesidpaixao@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-4229-7693>

País: Brasil

Antônio Laffayete Pires da Silveira

Instituição: Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), *Campus* Porto Velho (RO)

E-mail: antonio@unir.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-5048-1100>

País: Brasil