

SUMÁRIO – 12.2.3 - PROJETO DE MONITORAMENTO DAS FLORESTAS DE TERRA FIRME

12.2.3. PROJETO DE MONITORAMENTO DAS FLORESTAS DE TERRA FIRME	12.2.3-1
12.2.3.1. INTRODUÇÃO	12.2.3-1
12.2.3.2. RESULTADOS CONSOLIDADOS.....	12.2.3-1
12.2.3.2.1. EVOLUÇÃO DAS ATIVIDADES	12.2.3-5
12.2.3.2.2. FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA	12.2.3-6
12.2.3.2.3. DINÂMICA FLORESTAL	12.2.3-15
12.2.3.2.4. ANÁLISE COMPARATIVA DOS RESULTADOS DE FLORÍSTICA E DINÂMICA POR MÓDULO.....	12.2.3-20
12.2.3.2.5. MONITORAMENTO FENOLÓGICO.....	12.2.3-25
12.2.3.2.6. ESPÉCIES AMEAÇADAS	12.2.3-35
12.2.3.2.7. ESPÉCIES INVASORAS.....	12.2.3-38
12.2.3.3. ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS DO PROJETO	12.2.3-38
12.2.3.4. ATENDIMENTO ÀS METAS DO PROJETO.....	12.2.3-40
12.2.3.5. ATIVIDADES PREVISTAS	12.2.3-42
12.2.3.6. CRONOGRAMA DAS ATIVIDADES PREVISTAS	12.2.3-42
12.2.3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	12.2.3-44
12.2.3.7.1. ASPECTOS GERAIS DO MONITORAMENTO	12.2.3-44
12.2.3.7.2. PROPOSTA DE AJUSTES NA ABRANGÊNCIA GEOGRÁFICA DOS MONITORAMENTOS	12.2.3-46
12.2.3.8. EQUIPE TÉCNICA DE TRABALHO	12.2.3-48
12.2.3.9. ANEXOS	12.2.3-49

12.2.3. PROJETO DE MONITORAMENTO DAS FLORESTAS DE TERRA FIRME

12.2.3.1. INTRODUÇÃO

O Projeto de Monitoramento de Florestas de Terra Firme (PMFTF) tem como objetivo determinar o nível da qualidade do fragmento monitorado antes e após o enchimento dos reservatórios do Xingu e Intermediário a partir de dados de diversidade e dinâmica comparativa em fitofisionomias semelhantes da Amazônia e daquelas do diagnóstico do EIA, além da análise de espécies-chave que possam servir como indicadoras de respostas ambientais de curto e médio prazo.

Desde 2012 as florestas de terra firme são monitoradas utilizando a metodologia RAPELD. Na **Figura 12.2.3 – 1** e no **Anexo 12.2.3 - 1** é apresentada a localização dos Módulos RAPELD. Foram realizados estudos de florística, estrutura e dinâmica da floresta, fenologia de espécies arbóreas, nível d'água, declividade e estrutura e qualidade de solos. O primeiro ciclo deste monitoramento foi encerrado em fevereiro de 2016 com o enchimento dos reservatórios.

O segundo ciclo do monitoramento deste projeto se iniciou com as medições realizadas em 2016, em atendimento aos requisitos apontados na Licença de Operação 1317/2015, condicionante 2.1, que estabelece a execução, de forma ininterrupta, dos programas e projetos inseridos no plano de Conservação dos Ecossistemas Terrestres. Desta forma, o Banco de Dados Brutos (BDB) deste 13°RC apresenta os dados atualizados até setembro/17.

Este relatório apresenta um resumo com a evolução das atividades de monitoramento de 2011 até o 2º semestre de 2017. Os dados produzidos nas expedições a campo foram consolidados e processados sendo seus resultados apresentados neste documento.

Em concordância com o que foi discutido no 2º Seminário Anual com IBAMA (04 a 06 de dezembro de 2017), serão propostos ajustes na abrangência dos monitoramentos dos ecossistemas terrestres, visando torná-los mais eficazes na aferição dos impactos da UHE Belo Monte.

12.2.3.2. RESULTADOS CONSOLIDADOS

Nesta seção é apresentado um resumo com a evolução das atividades desde o início do monitoramento, além da atualização dos dados coletados em 2017. No **Quadro 12.2.3 - 1** é possível observar, de forma esquemática, a situação de cada parcela/módulo no momento atual. São apresentados também nesta seção os dados e resultados consolidados até setembro de 2017, distribuídos em (i) Florística e Fitossociologia, (ii) Dinâmica da população de espécies arbóreas, (iii) Monitoramento

fenológico; (iv) Espécies ameaçadas e (v) Espécies invasoras. Os dados utilizados são cumulativos desde o início do monitoramento. Os dados produzidos estão apresentados neste documento e no Banco de Dados Brutos (13RC 12_2_3 PMFTF (181217)-1 e 13RC 12_2_3 PMFTF (221117)-2). O BDB deste Projeto vem sendo atualizado considerando a prática vigente adotada pela Norte Energia de revisão dos dados e correção de possíveis desvios, de forma a dar robustez à análise dos mesmos. Assim, esta versão do BDB está completa e ajustada, até o momento.

Quadro 12.2.3 - 1 – Módulos RAPELD em 2017

MÓDULOS RAPELD ¹															
Id_provi	MODULO1	Id_provi	MODULO2	Id_provi	MODULO3	Id_provi	MODULO4	Id_provi	MODULO5	Id_provi	MODULO6	Id_provi	MODULO7	Id_provi	MODULO8
1	M1	16	M2	27	M3	39	M4	52	M5	67	M6	80	M7	95	M8
2	M1T1	17	M2T1	28	M3T1	40	M4T1	53	M5T1	68	M6T1	81	M7T1	96	M8T1
3	*M1T1P1	18	M2T1P1			41	*M4T1P1	54	M5T1P1			82	*M7T1P1	97	*M8T1P1
4	M1T1P2	19	M2T1P2			42	*M4T1P2	55	*M5T1P2			83	M7T1P2	98	M8T1P2
5	M1T1P3	20	M2T1P3			43	M4T1P3	56	M5T1P3	69	M6T1P3	84	M7T1P3	99	*M8T1P3
6	M1T1P4	21	M2T1P4	29	*M3T1P4	44	M4T1P4	57	*M5T1P4	70	M6T1P4	85	M7T1P4	100	M8T1P4
7	M1T1P5			30	*M3T1P5	45	M4T1P5	58	M5T1P5	71	M6T1P5	86	*M7T1P5	101	*M8T1P5
8	M1T1P6			31	M3T1P6			59	M5T1P6	72	M6T1P6	87	M7T1P6	102	M8T1P6
9	M1T2	22	M2T2	32	M3T2	46	M4T2	60	M5T2	73	M6T2	88	M7T2	103	M8T2
10	M1T2P1	23	M2T2P1	33	M3T2P1	47	M4T2P1	61	*M5T2P1	74	*M6T2P1	89	M7T2P1		
11	M1T2P2	24	M2T2P2	34	M3T2P2	48	M4T2P2	62	M5T2P2	75	*M6T2P2	90	M7T2P2		
12	M1T2P3	25	M2T2P3	35	M3T2P3	49	M4T2P3	63	*M5T2P3	76	M6T2P3	91	M7T2P3	104	M8T2P3
13	*M1T2P4	26	M2T2P4	36	*M3T2P4	50	M4T2P4	64	*M5T2P4	77	M6T2P4	92	M7T2P4	105	*M8T2P4
14	M1T2P5			37	M3T2P5	51	*M4T2P5	65	M5T2P5	78	*M6T2P5	93	M7T2P5	106	M8T2P5
15	M1T2P6			38	*M3T2P6			66	M5T2P6	79	*M6T2P6	94	*M7T2P6	107	*M8T2P6

Legenda:

- ¹ Estrutura apresentada no formato do Banco de Dados Brutos (BDB), incluindo o id_provi (id provisório) requerido no Parecer 143/11.
- * Parcelas com área de 25% à 100% antropizada/alagada (pastagem e/ou agricultura)
-  Módulos RAPELD
 -  id-provi
 -  Transectos
 -  Parcelas em Terra Firme
 -  Parcelas Aluviais
 -  Parcelas sem indivíduos arbóreos na 1ª medição
 -  Parcelas perdidas no pós-enchimento
 -  Parcelas não implantadas

Fonte: Norte Energia (2014) – Adaptado por STCP, 2018.

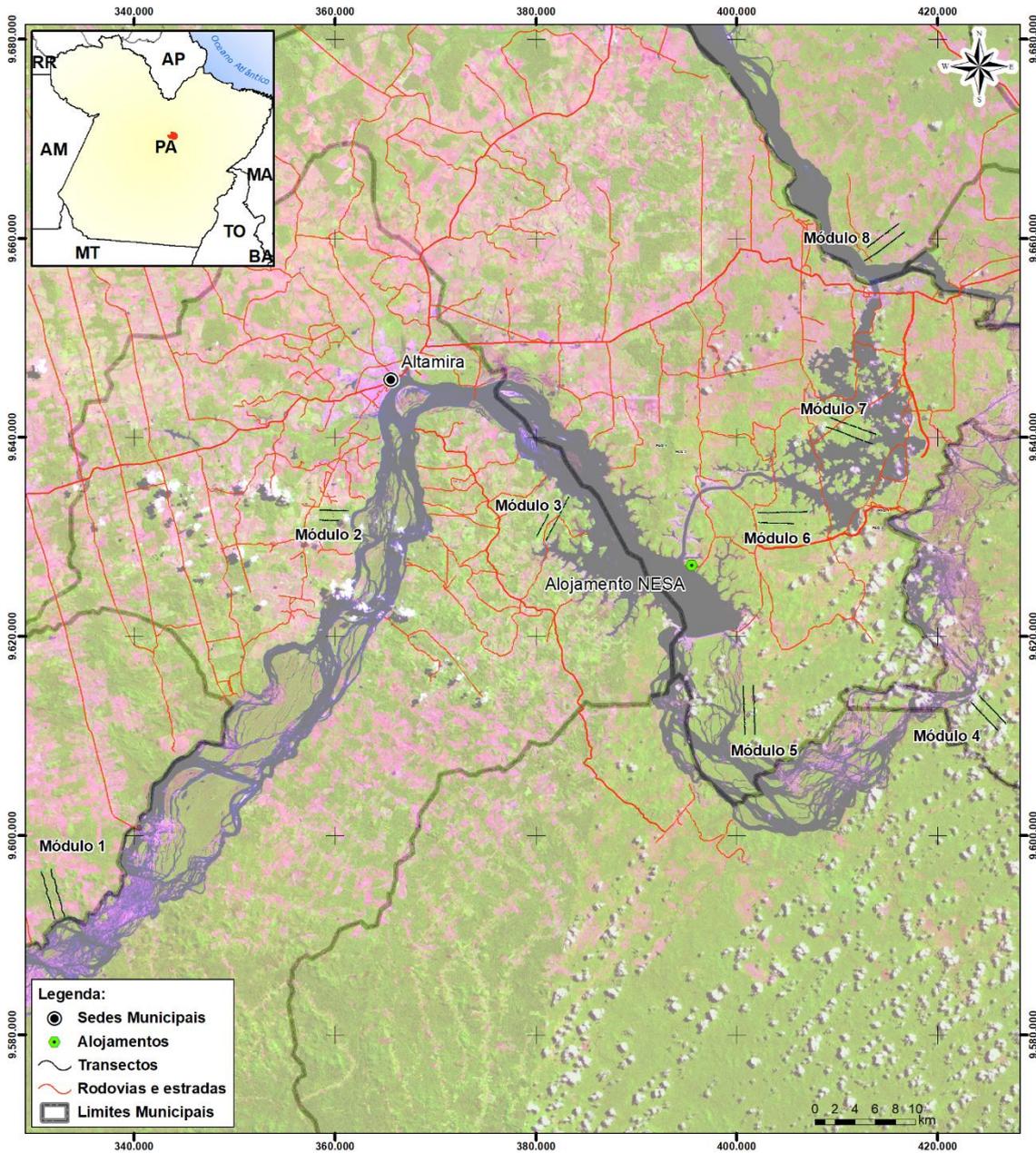


Figura 12.2.3 - 1 – Localização dos Módulos RAPELD

Fonte: STCP, 2018.

12.2.3.2.1. EVOLUÇÃO DAS ATIVIDADES

Foram encontradas 721 espécies de plantas (arbóreas e não arbóreas), contemplando 337 gêneros e 85 famílias botânicas (**Banco de Dados Brutos 13RC 12_2_3 PMFTF (181217)-1**). Dentre elas, 10 espécies encontram-se na lista de espécies ameaçadas de extinção da SEMA-PA¹, 9 espécies estão na lista de espécies ameaçadas do MMA², 18 na lista de espécies ameaçadas da IUCN³ e 10 espécies estão na lista do Plano de Ação Nacional (PAN) para conservação da Flora do médio-baixo Rio Xingu, conforme apresentado no item 12.2.3.2.5 deste relatório.

A estrutura da floresta foi analisada em dois momentos: no pré-enchimento (2012 e 2014) e no pós-enchimento (2016). No pré-enchimento foi constatado o ingresso de mais de 1.400 indivíduos arbóreos (10% do total de indivíduos). A taxa média anual de mortalidade obtida para os Módulos nesta fase representou um valor dentro da amplitude obtida (1% a 3%) para a maioria dos estudos realizados em florestas tropicais e, principalmente, para a Amazônia. Uma vez que as áreas foram conservadas em função do monitoramento (2012-2014), observou-se a regeneração natural das mesmas em equidade com a composição do banco de sementes, o que pôde ser comprovado pelo recrutamento de mais de 200 indivíduos por hectare no período de 2 anos demonstrando que a taxa de mortalidade foi inferior à taxa de recrutamento (7º Relatório Consolidado).

A regeneração de espécies alóctones (que não foram plantadas no local) indicou que os fragmentos florestais do entorno são os fornecedores de propágulos e que o banco de sementes da região ainda apresenta características ecológicas importantes para o ciclo ecológico. Esses dados refletem a atuação da fauna que foi atraída para a área por algum motivo (abrigo, alimento, corredores etc.).

A partir de março de 2016, foram coletadas informações de flora já vinculadas ao momento de operação da UHE Belo Monte. Estes dados foram comparados com as análises realizadas entre os anos de 2012 e 2014 com o intuito de captar as alterações no ambiente oriundas da obra. Os resultados obtidos a partir destas análises estão descritos no 11º Relatório Consolidado (**Anexo 12.2.3 - 2**). Foi observado um aumento na taxa de mortalidade e diminuição na taxa de ingresso, porém, na análise estatística, esses valores não foram diferentes do momento da implantação. Em uma avaliação de curto prazo considera-se que não há elementos suficientes para atribuir ao enchimento dos reservatórios as alterações na vegetação verificadas nas análises de dinâmica da população realizada entre os anos de 2014-2016.

¹ Resolução N° 054 de 24/10/2007

² Portaria MMA N° 443 de 2014

³ 2013_IUCN_Cites_Listed-Plants_Brasil

Considera-se que uma comparação entre dinâmicas de comunidade passa ser assertiva a partir do momento em que se compraram dois momentos de mesma base. Desta forma, as informações de base obtidas na fase do “pré enchimento” (2012-2014) poderão ser comparadas as do “pós-enchimento” (2016-2018). Contudo, a resposta da dinâmica da vegetação do entorno às intervenções da obra da Usina é lenta e, somente a continuidade do monitoramento poderá identificar e qualificar as possíveis alterações nas comunidades vegetais remanescentes, assim como a determinação da intensidade destas alterações.

Em relação à fenologia das espécies selecionadas *Alexa grandiflora*, *Bertholletia excelsa*, *Dicypellium caryophyllaceum*, *Inga alba*, *Schizolobium parahyba* var *amazonicum* e *Vouacapoua americana* apenas as duas primeiras obtiveram uma tendência à padronização fenológica para as fenofases (floração, frutificação e mudança foliar) no período do pré enchimento, as demais espécies não apresentaram padrão fenológico para nenhuma fenofase (**Anexo 12.2.3 - 3**). Este processo vem seguindo o mesmo direcionamento no pós-enchimento.

Para a consolidação dos dados de campo e início da coleta de informações num segundo ciclo (pós-enchimento) foram inseridas neste relatório a 19ª Campanha do monitoramento fenológico e a 17ª Campanha de medição do nível do lençol freático.

Todas as espécies foram atualizadas quanto à taxonomia e lista de espécies ameaçadas de extinção conforme Portaria MMA nº 443/2014.

12.2.3.2.2. FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA

Dentre as metas estabelecidas no PBA, estão as de (i) avaliar a composição florística e estrutural das áreas de monitoramento, antes e após o enchimento dos reservatórios, analisando possíveis modificações ao longo do tempo, (ii) documentar a flora dos remanescentes florestais de Terra Firme, (iii) avaliar a riqueza da flora e o valor biológico e identificar parâmetros comparativos com os estudos de diagnóstico tais como os apresentados a seguir.

12.2.3.2.2.1. ÍNDICES DE DIVERSIDADE

Os índices de diversidade são utilizados de maneira a avaliar dois componentes principais distintos: a riqueza (número de espécies) e a equabilidade (abundância) ao mesmo tempo. Saber a diversidade de espécies numa área é fundamental para a compreensão da natureza e, por extensão, para otimizar o gerenciamento da área em relação a atividade de interesse (Melo, 2008)⁴.

⁴ MELO, A. S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, vol. 8. N3. Jul/Set.

Quadro 12.2.3 - 2 - Resumo de ÍNDICES DE DIVERSIDADE

COMP./ módulo	ANO	SHANNON (H')	EQUABILIDADE (J)	SIMPSON (D)
MRX (M1)	2012	4,47	0,82	0,97
	2014	4,49	0,82	0,97
	2016	4,48	0,82	0,97
RX (M2 e M3)	2012	4,67	0,84	0,98
	2014	4,75	0,85	0,98
	2016	4,77	0,85	0,98
TVR (M4 e M5)	2012	4,82	0,84	0,98
	2014	4,85	0,84	0,98
	2016	4,83	0,84	0,98
RI (M6 e M7)	2012	4,59	0,82	0,98
	2014	4,63	0,82	0,98
	2016	4,64	0,82	0,98
TRV (M8)	2012	4,76	0,87	0,99
	2014	4,80	0,88	0,99
	2016	4,81	0,88	0,99

Legenda: COMP.- compartimento; MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

ÍNDICE DE SHANNON (H)

O índice de diversidade de Shannon representa o número de espécies que seria esperado encontrar na comunidade se todas as espécies tivessem a mesma abundância. Os valores encontrados para Shannon em formações florestais diferentes da Amazônia possuem uma amplitude entre 1,5 a 3,5 nats/ind, raramente ultrapassam 4,5 nats/ind (Margalef, 1968)⁵.

No diagnóstico (EIA, 2008)⁶ foi encontrado 5,002 nats/ind para o índice de Shannon na região da implantação da UHE Belo Monte no Rio Xingu. Os valores encontrados nos compartimentos variaram de 4,4 a 4,8, indicando que a flora do entorno do empreendimento é bastante diversa.

Na **Figura 12.2.3 – 2** são apresentados os valores do índice de Shannon por compartimento, por campanha de medição, sendo que nos anos de 2012 e 2014 estão concentrados os dados do período de implantação da UHE Belo Monte e em 2016 os primeiros dados do período de operação da UHE Belo Monte.

⁵ MARGALEF, R. 1968. Perspectives in ecological theory. Univ. Chicago Press, Chicago, Ill. 111 p. 4.50. Book Review

⁶ Relatório Final de Vegetação, Descrição e Análise da Flora da Região do Médio-Baixo Rio Xingu. Museu Paraense Emílio Goeldi. 2008.

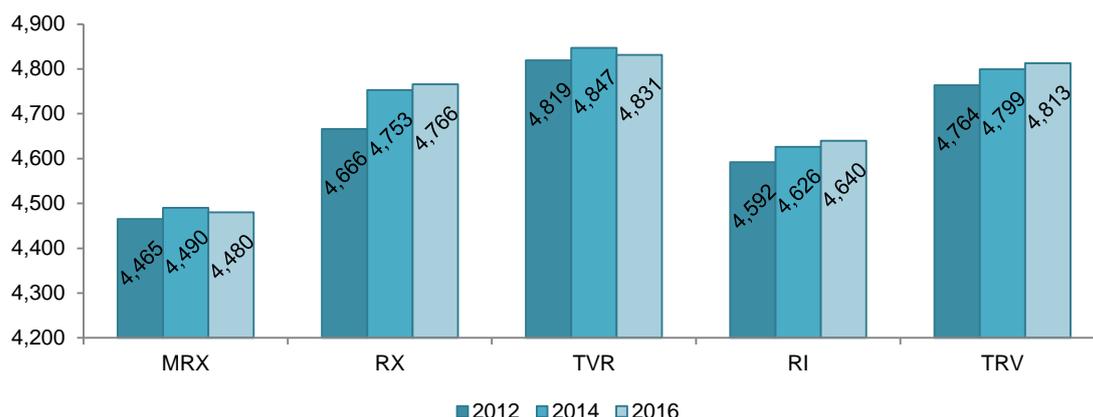


Figura 12.2.3 - 2 – Índices de Diversidade de Shannon (H') para os cinco compartimentos, nos três anos de avaliação.

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

Foi realizada a comparação dos índices de diversidade de Shannon de duas amostras, por meio de um teste *t* (**Quadro 12.2.3 – 3**) descrito por Hutcheoson (1970), Poole (1974), Magurran (1988)⁷ para analisar se houve diferença estatística entre os índices de Shannon entre os anos.

Não foi observada diferença estatística ($p > 0,05$) entre os índices de Shannon no período entre implantação e operação (2014-2016) para nenhum compartimento. Única diferença estatística observada foi na implantação, entre os anos de 2012-2014 no Reservatório do Xingu (RX) em que foi observado um valor de $p = 0,02$ para os índices 4,666 e 4,753.

Quadro 12.2.3 - 3 – Valores de *p* para as análises estatísticas dos índices de diversidade de Shannon no período de implantação e operação

TESTE <i>t</i> para SHANNON	IMPLANTAÇÃO (2012-2014)	OPERAÇÃO (2014-2016)
MRX	0,56	0,76
RX	0,02	0,79
TVR	0,39	0,57
RI	0,22	0,65
TRV	0,35	0,81

* $p < 0,05$ – estatisticamente diferentes; $p > 0,05$ – não há diferença estatística entre os valores.

Fonte: STCP, 2018.

⁷ Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. Journal of Theoretical Biology 29:151-154. Magurran, A. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Princeton University Press. Poole, R.W. 1974. An introduction to quantitative ecology. McGraw-Hill, New York.

ÍNDICE DE EQUABILIDADE DE PIELOU (H)

O índice de Equabilidade de Pielou (J) é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (Pielou, 1966)⁸. Seu valor apresenta uma amplitude de 0 a 1, sendo que zero (0) é a uniformidade mínima e um (1) a uniformidade máxima.

Na **Figura 12.2.3 – 3** são apresentados os valores do índice de Equabilidade de Pielou por compartimento, por campanha de medição, sendo que nos anos de 2012 e 2014 estão concentrados os dados do período de implantação da UHE Belo Monte e em 2016 os primeiros dados do período de operação da UHE Belo Monte.

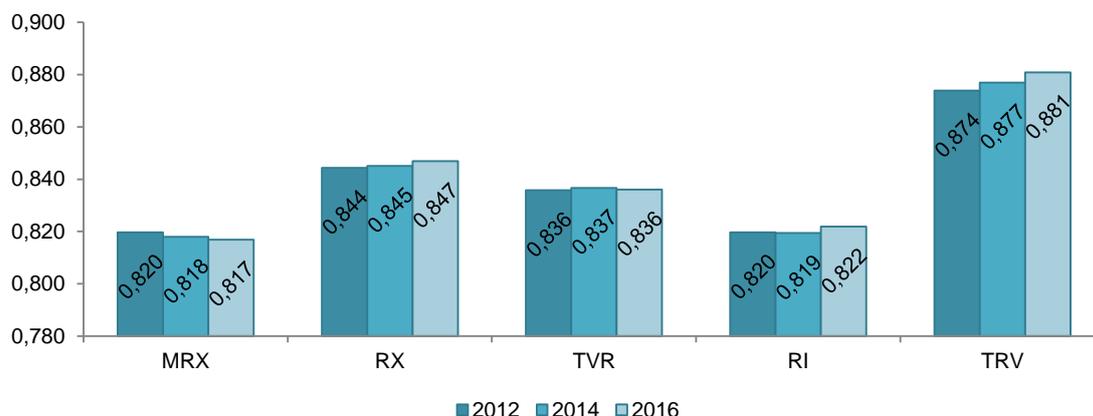


Figura 12.2.3 - 3 – Índice de Equabilidade de Pielou (J') para os cinco compartimentos, nos três anos de avaliação.

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

Foi realizada a comparação dos índices de equabilidade de duas amostras, por meio de um teste *t* (**Quadro 12.2.3 – 4**) para analisar se houve diferença estatística entre os índices de entre os anos. Não foi observada diferença estatística ($p > 0,05$) entre os índices de Equabilidade de Pielou no período entre implantação e operação para nenhum compartimento.

⁸ Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144.

Quadro 12.2.3 - 4 – Valores de p para as análises estatísticas dos Índices de Equabilidade de Pielou no período de implantação e operação

TESTE t para PIELOU	IMPLANTAÇÃO (2012-2014)	OPERAÇÃO (2014-2016)
MRX	0,98	0,90
RX	0,91	0,82
TVR	0,38	0,37
RI	0,37	0,84
TRV	0,89	0,27

* $p < 0,05$ – estatisticamente diferentes; $p > 0,05$ – não há diferença estatística entre os valores.

Fonte: STCP, 2018.

ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SIMPSON (1-D)

O índice de Simpson fornece a ideia da probabilidade de se coletar aleatoriamente dois indivíduos da comunidade e, obrigatoriamente, pertencerem a espécies diferentes (Gorenstein, 2002)⁹. Varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é o padrão de distribuição dos indivíduos em relação à espécie (equitabilidade).

Na **Figura 12.2.3 – 4** são apresentados os valores do índice de Simpson por compartimento, por campanha de medição, sendo que nos anos de 2012 e 2014 estão concentrados os dados do período de implantação da UHE Belo Monte e em 2016 os primeiros dados do período de operação da UHE Belo Monte.

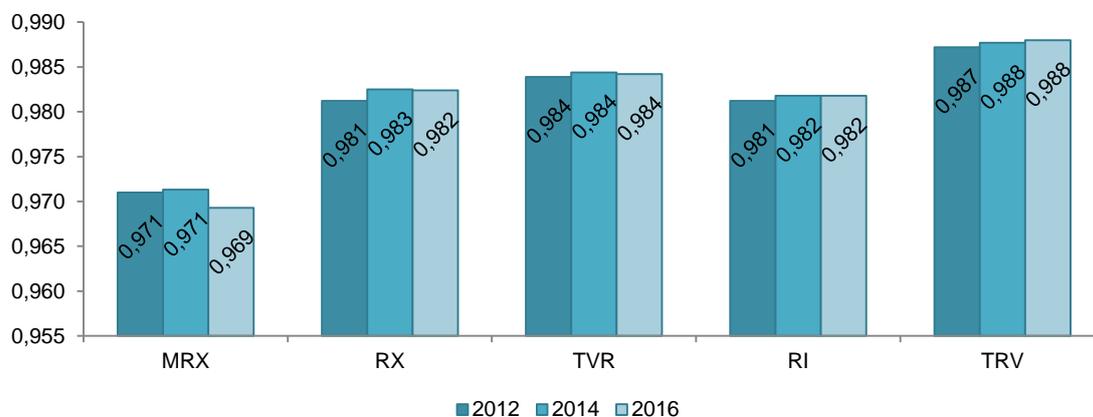


Figura 12.2.3 - 4 – Índice de Simpson (D) para os cinco compartimentos, nos três anos de avaliação.

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

Foi realizada a comparação dos índices de equabilidade de duas amostras, por meio de um teste t (**Quadro 12.2.3 – 5**) para analisar se houve diferença estatística entre os

⁹ Gorenstein MR. *Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual* [dissertação]. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; 2002.

índices de entre os anos. Não foi observada diferença estatística ($p > 0,05$) entre os índices de Simpson no período entre implantação e operação para nenhum compartimento.

Quadro 12.2.3 - 5 – Valores de p para as análises estatísticas dos Índices de Simpson no período de implantação e operação

TESTE t para SIMPSON	IMPLANTAÇÃO (2012-2014)	OPERAÇÃO (2014-2016)
MRX	0,81	0,92
RX	0,54	0,71
TVR	0,36	0,54
RI	0,80	0,89
TRV	0,97	0,44

* $p < 0,05$ – estatisticamente diferentes; $p > 0,05$ – não há diferença estatística entre os valores.
 Fonte: STCP, 2018.

12.2.3.2.2.2. ESTIMADORES DE RIQUEZA

A riqueza de espécies (número de espécies por unidade de área) é o indicador mais simples e mais utilizado para descrever comunidade e a diversidade regional (Magurran, 2011)¹⁰.

Os estimadores de riqueza calculam o número de novas espécies a serem detectadas. O método indicado no PBA trata-se de método não paramétrico, tendo em vista a dificuldade de confirmar a presença de todas as espécies de um local, sobretudo em regiões tropicais (Santos, 2003)¹¹. Os estimadores não paramétricos fornecem estimativas da riqueza de espécies de uma área que possui poucas amostras, e, por não obedecerem a uma distribuição normal (Santos, 2003), são colocados como a solução mais indicada nos casos de dados em que existam diferentes distribuições de abundâncias. Colwell & Coddington (1994)¹² revisaram estes estimadores e encontraram que Chao 2 e Jackknife de segunda ordem apresentam melhor performance.

Na **Figura 12.2.3 – 5** podem ser observados quatro estimadores de riqueza: (i) Chao 1; (ii) Chao 2, (iii) Jackknife 1 e (iv) Jackknife 2, todos calculados por compartimento, para os três anos de avaliação, sendo 2012 e 2014 período de implantação e 2016 na operação da UHE Belo Monte.

É possível observar que o que melhor representou a riqueza real foi o Chao 2, para todos os compartimentos e nos três anos avaliados.

¹⁰ Magurran, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. Tradução: Vianna D.M. Curitiba: Ed. da UFPR. 261p.

¹¹ Santos, A.J. 2003. Estimativas de riqueza de espécies. In: Rudran, R., Cullen, L.; Valladares Padua, C. (Orgs.) Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida terrestre. Ed. Da Universidade Federal do Paraná, Curitiba. P19-41.

¹² Colwell, R.K. & J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B) 345:101-118.

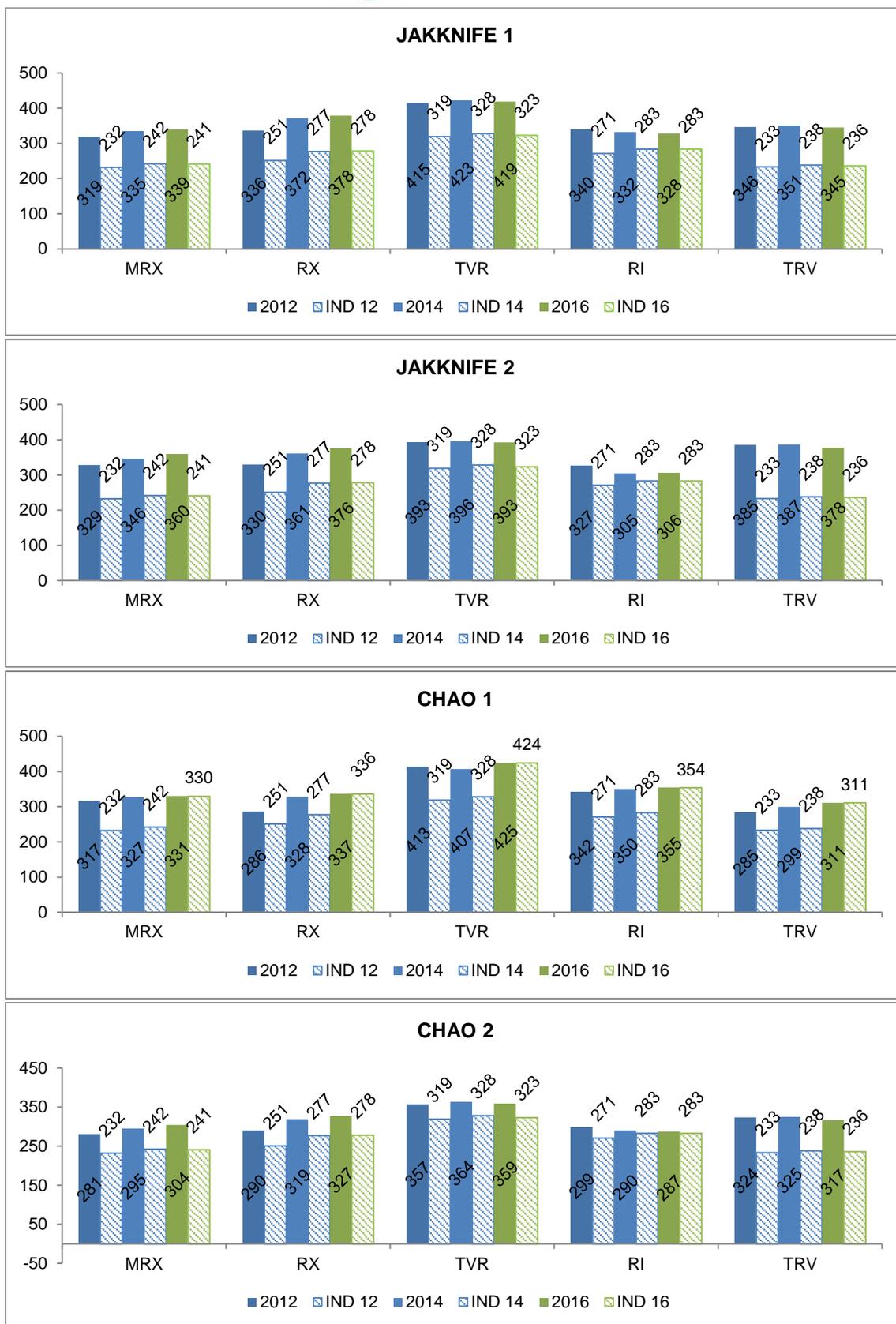


Figura 12.2.3 - 5 – Estimadores de riqueza CHAO 1, CHAO 2, JAKKNIFE 1 E JAKKNIFE 2 por compartimento, por ano de avaliação.

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

Para Chao 2 no MRX 81% das espécies foram representadas no estimador de riqueza citado. No RX esse número sobe para 86%, enquanto no TVR para 90% e RI 96%. O TRV foi o que obteve menor percentagem, 73% das espécies foram representadas por Chao 2. Essas porcentagens tratam da média de número de espécies encontradas x estimadas nos três anos de avaliação. Cabe ressaltar que a região do Médio-baixo Xingu, desde a década de 70, sofre com ação antrópica principalmente com a implantação de áreas de pastagem, muito antes da implantação da UHE.

12.2.3.2.2.3. SIMILARIDADE

A similaridade florística avalia o quanto unidades de área são semelhantes entre si, quando se trata de espécies da flora. Há vários métodos para analisar a similaridade florística de ambientes. No PBA é proposta análise por três índices: Jaccard, Kulczynski e Sorensen. Os três índices possuem metodologia de cálculo semelhante, utilizando análises estatísticas multivariadas, com ordenação de dados que pode ser calculada mediante escalonamento multidimensional não métrico – nMDS com posterior ANOSIM ou ainda, graficamente por Análise de Cluster. A ideia destes métodos é a mesma: agrupar as espécies semelhantes. No **Anexo 12.2.3 - 4** podem ser observados os gráficos gerados por nMDS.

Os **Quadros 12.2.3 – 6 e 7** apresentam as análises estatísticas (Teste t) realizadas entre as parcelas de um mesmo compartimento, durante os três anos de avaliação.

Houve diferença estatística entre todas as parcelas de todos os compartimentos, para os três anos analisados. Isso significa que mesmo dentro dos compartimentos, há dissimilaridade de espécies, a maioria delas ocorre em uma parcela, porém não em outra. Tal fato ocorre devido à forte degradação das áreas do entorno dos módulos RAPELD e até mesmo nas áreas onde foram instalados os módulos antes do empreendimento. Outro fator importante é a altitude das amostras, ao longo dos transectos temos uma intensa variação altimétrica, sendo:

- Módulo 1: de 6 m a 80 m
- Módulo 2: de 29 m a 160 m
- Módulo 3: de 1 m a 77 m
- Módulo 4: de 2 m a 30 m
- Módulo 5: de 0 m a 35 m
- Módulo 6: de 2 m a 41 m
- Módulo 7: de 2 m a 74 m
- Módulo 8: de 1 m a 78 m

Essa variação altera o microclima, disponibilidade de água e condições de solo, fazendo com que as espécies se adequem a cada condição específica.

Quadro 12.2.3 - 6 - Similaridade para os compartimentos MRX / RX / TVR / RI

ANO	2012	2014	2016
2012	0,0000	0,0001	0,0001
2014	0,0001	0,0000	0,0001
2016	0,0001	0,0001	0,0000

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário.

Fonte: STCP, 2018.

No Trecho de Restituição de vazão foi observado que entre 2014 e 2016 não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre a diferença de espécies (dissimilaridade de espécies) o que pode ser interpretado que neste último ano de análise as espécies foram mais semelhantes do que dissimilares ($p = 0,1091$). Fato que pode ser explicado pelo isolamento da área aos fatores antrópicos, auxiliando no processo de regeneração do local.

Quadro 12.2.3 - 7 - Similaridade para o compartimento TRV

ANO	2012	2014	2016
2012	0,0000	0,0243	0,0227
2014	0,0243	0,0000	0,1091
2016	0,0227	0,1091	0,0000

Legenda: TRV-trecho de restituição de vazão.

Fonte: STCP, 2018.

12.2.3.2.2.4. ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (IVI)

O índice de Valor de Importância leva em consideração as espécies que obtiveram maior valor de densidade, frequência e abundância em unidade de área. A análise do valor de importância ocorre via *Ranking*, em que são analisadas as 10 espécies com maior IVI. Esta análise foi realizada por compartimento e os principais resultados podem ser observados abaixo e no **Anexo 12.2.3 – 5**.

Montante do Reservatório do Xingu (MRX)

É possível visualizar que as espécies *Cenostigma tocantium* e *Guazuma ulmifolia* permaneceram em 1° e 2° lugar respectivamente nas três campanhas. Já as espécies *Cecropia membranacea* e *Inga edulis* foram substituídas na 2° campanha pela *Bertholletia excelsa* e *Theobroma speciosum*. Houve substituição também da *Cochlospermum orinocense* pela *Spondias mombin* na 3° campanha.

Reservatório do Xingu (RX)

As espécies *Alexa grandiflora* e *Jacaranda copaia* obtiveram o maior IVI em todas as campanhas. Somente a *Guapira venosa* saiu da lista já na 2° campanha, sendo substituída por *Cenostigma tocantium*.

Trecho de Vazão Reduzida (TVR)

Para o compartimento TVR a *Alexa grandiflora* e *Bertholletia excelsa* obtiveram maior IVI em todas as campanhas. A espécie *Sterculia pruriens* saiu da lista na 2º campanha, sendo substituída pela *Vismia cayennensis*, mas retornou novamente na 3º campanha.

Reservatório Intermediário (RI)

As duas espécies com maior IVI nas três campanhas foram *Alexa grandiflora* e *Mabea nitida*, enquanto a *Cecropia membranacea* e a *Guarea carinata* ocorreram somente na 1º campanha e foram substituídas por *Inga edulis* e *Jacaratia spinosa*.

Trecho de Restituição de Vazão (TRV)

No compartimento TRV, a *Carapa guianensis* e a *Voucapoua americana* permaneceram com maior IVI nas três campanhas e somente a *Senegalia polyphylla* saiu da lista na 3º campanha, substituída por *Tachigali myrmecophila*.

Corroborando com os índices de diversidade e similaridade, as espécies mantiveram seus padrões durante o período monitorado. Até o momento não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre o período da implantação e operação.

12.2.3.2.3. DINÂMICA FLORESTAL

Embora as florestas sejam aparentemente estáveis, sem nenhuma mudança perceptível, alterações estão acontecendo continuamente ao longo do tempo e espaço (Pinto, 2002; Higuchi et al., 2007)¹³. Apesar de a floresta estar em um processo contínuo de dinâmica, há um equilíbrio em florestas naturais isentas de perturbação, onde as árvores mortas são continuamente substituídas por novos indivíduos (Swaine, 1987; Swaine, 1990; Felfili, 1995; Rossi et al., 2007a)¹⁴.

¹³ Higuchi, N.; Santos, J. dos.; Silva, R. P. da.; Lima, A. N.; Teixeira, L. M.; Carneiro, V. M. C.; Felseburgh, C. A.; Tribuzy, E. S. 2007. *Noções Básicas de Manejo Florestal. Apostila. Laboratório de Manejo Florestal*. INPA. Manaus-AM. 250p.

Pinto, J. R. R. 2002. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Tese de doutorado*. Universidade de Brasília, Brasília. Brasil. 122p.

¹⁴ Swaine, M. D.; Lieberman, D.; Putz, F. E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.

Swaine, M. D. 1990. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: Holm-Nielsen, L. B.; Nielsen, I. C.; Baslev, H. (eds.). *Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic, Press, London.

Rossi, L. M. B.; Koehler, H. S.; Sanquetta, C. R.; Arce, J. E. 2007a. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. *Floresta*. Curitiba, Paraná. 37: 275-291.

Felfili, J. M. 1995. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985 – 1991). *Journal of Tropical Ecology*. 11: 67 – 83.

Fatores como competição por luz, espaço físico e nutriente são contínuas e a redução destes recursos pode levar a árvore à morte (Vanclay, 1994)¹⁵. As principais causas de mortalidade em florestas tropicais são: senescência, desbalanço mecânico, doenças, fogo, raio, vento e outras condições de estresse como seca, inundação e aumento da temperatura (Franklin et al., 1987)¹⁶. É importante ressaltar que estes fatores não ocorrem de forma isolada, grande parte dos eventos de morte é resultante da interação destes fatores. As causas de morte são difíceis de identificar com certeza, porém as árvores mortas podem ser classificadas com segurança em três diferentes modos: árvores mortas em pé, morta quebrada ou desenraizada (Gale e Hall, 2001; Chao et al., 2009; Toledo et al., 2009)¹⁷

O recrutamento de novos indivíduos representa um importante papel na determinação da riqueza de espécies, na distribuição espacial das populações e na composição florística ao longo do tempo (Clark *et al.*, 1999b)¹⁸.

Complementando a análise de dinâmica florestal realizada no 11ºRC foram realizadas comparações das taxas de ingresso e mortalidade respectivamente, por compartimento, no período de implantação e operação da UHE Belo Monte. Para saber se houve diferença estatística entre as taxas de ingresso e mortalidade nas duas etapas da usina, foi realizado teste estatístico *t* em que se $p > 0,05$ não há diferença estatística (significativa) nas variáveis de dinâmica florestal, sendo o contrário com $p < 0,05$.

No período de implantação as taxas de ingresso foram maiores que na operação (**Figura 12.2.3 – 6**), acontecendo o oposto para a mortalidade. As taxas de recrutamento encontradas em outros estudos, em áreas não perturbadas, estão entre 0,9 e 1,8%.ano⁻¹ (Lieberman e Lieberman, 1987; Gomid, 1997; Higuchi *et al.*, 1997; Rocha, 2001). Na implantação essas taxas foram acima das encontradas em bibliografia, enquanto que na operação as mesmas ficaram abaixo do encontrado em literatura.

O comportamento da vegetação no período de implantação (alto índice de indivíduos ingresso) se dá pelo fato de que as áreas onde foram instalados os Módulos RAPELD deixaram de sofrer interferência antrópica e passaram a iniciar um processo de sucessão ecológica devido ao banco de sementes existente no solo.

15 Vanclay, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield. Wallingford: CAB International. 312p.

Zuquim, G.; Costa, F.R.C.; Prado, J.; Braga-Neto, R. 2009. Distribution of pteridophyte communities along environmental gradient in Central Amazonia, Brasil. Biodiversity and Conservation. 18: 151 – 166.

16 Franklin, J.F.; Shugart, H.H.; Harmon, M.E. 1987. Tree death as an ecological process. Bioscience. 37:550-556.

17 Gale, N.; Hall, P. 2001. Factors determining the modes of tree death in three Bornean rain forests. Journal of Vegetation Science. 12:337-46.

Chao, K.J.; Phillips, O.L.; Monteagudo, A.; Torres-Lezama, A.; Vasquez Martinez, R. 2009. How do trees die?. Mode of death in northern Amazonia. Journal of Vegetation Science. 20: 260-268.

Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C.V.de.2009. Influence of soil, topography and substrates on differences in wood decomposition between one-hectare plots in lowland tropical moist forest in Central Amazonia. Journal of Tropical Ecology. 25:649–656.

18 Clark, J.S.; Beckage, B.; Camill, P.; Cleveland, B.; Hillerislambers, J.; Lichter, J.; Mclachlan, J.; Mohan, J.; Wyckoff, P. 1999b. Interpreting recruitment limitation in forests. American Journal of Botany. 86 (1) 1-16.

No momento da operação, a taxa de ingresso baixou para todos os compartimentos, podendo ser explicada por diversos fatores, como processo natural na sucessão ecológica (competição por luz e nutrientes), estresse em função de alterações climáticas e estresse por ação antrópica (enchimento dos reservatórios). Apenas o compartimento RX obteve valores semelhantes aos encontrados em literatura, o que pode ser considerada uma taxa de ingresso normal para florestas não perturbadas. Para os demais compartimentos, os valores da taxa de ingresso foram abaixo do encontrado para florestas não perturbadas, indicando algum estresse no período.

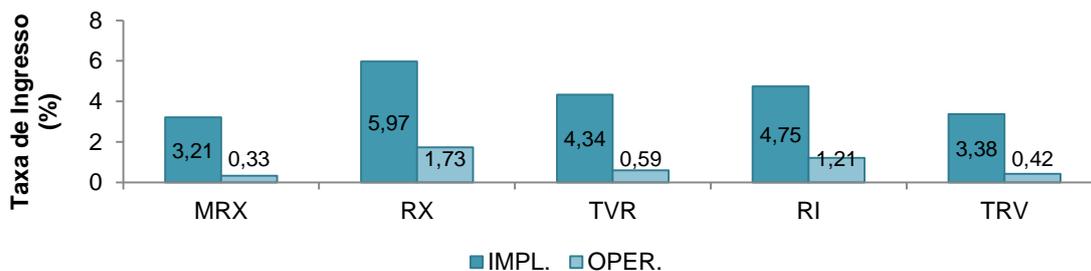


Figura 12.2.3 - 6 – Taxa de ingresso por compartimento nos períodos de implantação e operação da UHE Belo Monte

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão; IMPL – implantação e OPER – operação.

Fonte: STCP, 2018.

Para florestas tropicais primárias de terra firme os valores de mortalidade estão próximos a 1 ou 2%.ano⁻¹ (Lieberman e Lieberman 1987; Swaine *et al.*, 1987; Phillips *et al.*, 1994; Higuchi *et al.*, 1997; Oliveira, 1997; Silva, 2001; Teixeira *et al.*, 2007)¹⁹.

A taxa de mortalidade teve um comportamento semelhante à taxa de ingresso se comparada a implantação com a operação (**Figura 12.2.3 – 7**). Na implantação a taxa de mortalidade foi menor que a visualizada na operação. Nos compartimentos MRX e RI a taxa de mortalidade foi semelhante ao encontrado em literatura para áreas não perturbadas, indicando que a dinâmica florestal neste momento estava em equilíbrio.

19 Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969 - 1982). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge. 3: 347 - 358.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. ; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.

Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. e Vásquez, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 91: 2805 – 22809.

Higuchi, N. 1987. O uso da Cadeia de Markov para projetar a distribuição de frequência (diâmetro e mortalidade) em uma floresta tropical úmida de terra firme.. *Anais*. In: Encontro sobre silvicultura e manejo florestal na Amazônia. 1: 30 – 37.

Oliveira, A. A. 1997. Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo

Silva, R.P. da. 2001. Padrões de crescimento de árvores que ocorrem em diferentes topossequências na região de Manaus(AM). Dissertação de Mestrado. INPA/UA. Manaus-AM. 60p.

Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J.; Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazonica*. 37(3): 377-384.

Para os demais compartimentos (RX, TVR e TRV) os valores observados foram maiores do que os encontrados em literatura para áreas não perturbadas. Tais taxas não podem ser consideradas elevadas em se tratando de vegetação antropizada em que o pico de regeneração ocorreu entre 2012 e 2014.

Na operação ocorre o inverso, a taxa de mortalidade observada foi maior que na implantação e maior do que observado em literatura para florestas tropicais não perturbadas. Assim como na taxa de ingresso, pode ser explicada por diversos fatores, como processo natural na sucessão ecológica (competição por luz e nutrientes), estresse em função de alterações climáticas e estresse por ação antrópica (enchimento dos reservatórios).

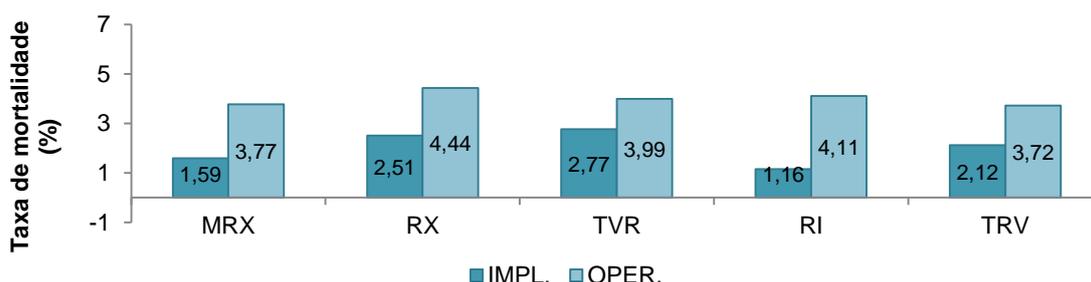


Figura 12.2.3 - 7 – Taxa de mortalidade por compartimento nos períodos de implantação e operação da UHE Belo Monte

Legenda: MRX-Montante do Reservatório do Xingu; RX-Reservatório do Xingu; TVR-Trecho de Vazão Reduzida; RI-reservatório intermediário; TRV-trecho de restituição de vazão; IMPL – implantação e OPER – operação.

Fonte: STCP, 2018.

Na análise estatística realizada para a taxa de ingresso foi observada diferença estatística entre implantação e operação apenas no compartimento MRX, o que significa que para este local houve comportamento diferente no número de ingressos nos dois períodos analisados. Como este compartimento está mais distante dos RX e RI, e o módulo localiza-se dentro de uma fazenda particular em que suas terras estão em constante uso agropastoril, pode-se afirmar que a dinâmica da vegetação deste local sofre influência indireta do uso do solo por ação humana, externa às interferências da UHE.

Para a taxa de mortalidade entre os momentos de implantação e operação, foi observada diferença estatística em três compartimentos: MRX, RX e RI, o que significa que houve diferença no comportamento dessa floresta nos momentos analisados (**Quadro 12.2.3 – 8**).

No MRX os resultados refletem o mesmo citado na análise da taxa de ingresso, mais distante dos reservatórios e com influência antrópica constante no local.

Por sua vez, nos compartimentos RX e RI, possivelmente a vegetação está começando a reagir a alteração hídrica no local. Porém resultados mais consistentes poderão ser obtidos na medição de 2018, em que é possível comparar dois momentos da implantação com dois momentos da operação.

Quadro 12.2.3 - 8 – Teste *T* para as taxas de ingresso e mortalidade entre implantação e operação.

TESTE - <i>t</i>		
COMPARTIMENTO	TAXA DE INGRESSO (ln %)	TAXA DE MORTALIDADE (Mo %)
MRX	0,03	0,01
RX	0,09	0,02
TVR	0,84	0,19
RI	0,08	0,00
TRV	0,06	0,26

Obs.: Em fonte vermelha estão as que apresentaram diferença estatística.

Legenda: os números em vermelho representam valores de $p < 0,05$ (estatisticamente diferentes).

Fonte: STCP, 2018.

Importante salientar que tanto os valores de mortalidade quanto de recrutamento são potencialmente sensíveis aos intervalos de medições (Lieberman *et al.*, 1990; Clark e Clark 1992; Sheil e May, 1996; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2010)²⁰. Estas taxas também variam em resposta às mudanças climáticas, ao regime de distúrbio na área e das características edáficas (Phillips e Gentry, 1994; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2009; Lewis *et al.*, 2011)²¹. Desta forma, os resultados de

²⁰ Lieberman, D.; Hartshorn, G.; Lieberman, M. e Peralta, R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: A. H. Gentry (ed.), Four Neotropical Rainforests. Yale University Press. New Haven. 509-521.

Clark, D. A.; Clark, D. B. 1992. Life history of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. Ecological Monographs. 62: 315-344.

Sheil, D.; May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. Journal of Ecology. 84: 91-100.

Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lloyd, L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Vargas P.N.; Vicent, B. 2004. Concerted changes in tropical forest 75 structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. Philosophical transactions of The Royal Society. 359: 421-436.

Phillips, O.L.; Baker, T. R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T. J.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Vargas, P. N.; Silva, J. N. M.; Terborgh, J.; Martinez, R. V.; Alexiades, M.; Almeida, S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J. A.; Czimczik, C. I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S. G.; Nascimento, H. E. M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patino, S.; Pitman, N. C. A.; Quesada, C. A.; Salidas, M.; Lezama, A. T.; Vinceti, B., 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 359, 381-407.

Phillips, O.L.; van der Heijden, G.; Lewis, S.L.; López-González, G.; Aragão, L. E. O. C.; Jon Lloyd; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Almeida, S. Dávila, E.A.; Amaral, I.; Andelman, S.; Andrade, A.; Arroyo, L.; Aymard, L.; Baker, T.R.; Blanc, L.; Bonal, D.; Oliveira, A.C.A.; Chao, K.J.; Cardozo, N.D.; Costa, L.; Feldpausch, T.R.; Fisher, J.B.; Fyllas, N.M.; Freitas, M.A.; Galbraith, D.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Honorio, E.; Jiménez, E.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Lovett, J.C.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Vargas, P.N.; Patiño, S.; Peh, K.S.H.; Cruz, A.P.; Prieto, A.; Quesada, C.A.; Ramírez, F.; Ramírez, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Slik, J.W.F.; Sonké, B.; Thomas, A.S.; Stropp, J.; Tapli, J.R.D.; 79

Vásquez, R. ; Vilanova, E. 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. New Phytologist. 187: 631-646.

²¹ Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. e Vásquez, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 91: 2805 – 22809.

Phillips, O. L., Aragao, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C. A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T. R., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A. C. A., Cardozo, N. D., Czimczik, C. I., Feldpausch, T. R., Freitas, M. A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd,

mortalidade e recrutamento oriundos de poucas remedições devem ser interpretados com cautela (Souza, 2011)²².

12.2.3.2.4. ANÁLISE COMPARATIVA DOS RESULTADOS DE FLORÍSTICA E DINÂMICA POR MÓDULO

Com o intuito de avaliar a eficácia dos métodos de monitoramento dos ecossistemas terrestres, notadamente dos parâmetros ecológicos da floresta de terra firme para aferição dos impactos previstos a ocorrer nesta tipologia com o enchimento dos reservatórios Intermediário e Xingu, foi feita uma análise comparativa, entre os módulos, dos resultados obtidos até o momento. Tal análise foi feita isolando o M1 dos demais, visando buscar divergências estatísticas ou não dos parâmetros estudados. A mesma comparação foi feita para o Módulo 8.

Destas comparações, obteve-se que apenas os módulos localizados próximos aos reservatórios obtiveram significância em suas análises, ou seja, apresentaram diferenças nos parâmetros quando se analisado o efeito da implantação dos reservatórios na vegetação de floresta de terra firme. Para os módulos 1 e 8, posicionados mais distantes dos reservatórios, em linhas gerais, os resultados demonstraram que não houve diferença estatística na maior parte das variáveis, quando estes foram comparados de forma isolada, conforme explicita a **Figura 12.2.3 – 8**).

Refletindo sobre tais resultados, especula-se que os parâmetros relacionados à florística e dinâmica florestal avaliados neste projeto puderam demonstrar mais 'sensibilidade' à aferição de impactos, quando estes estão mais próximos às principais intervenções do empreendimento, e livres de intervenções antrópicas de uso do solo pelos proprietários das áreas dos M1 e M8.

12.2.3.2.4.1. SIMILARIDADE FLORÍSTICA

Em relação à similaridade florística, foi realizada a análise multivariada ANOSIM do M1 com os demais e do M8 também com os demais. Na **Figura 12.2.3 – 8** é apresentado com um "x" os módulos com similaridade, sendo o M1 similar com o M2 na implantação e operação. Para o M8 houve o M2 e M5 com similaridade tanto na implantação como na operação.

G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D. A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M. C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A. S., Ter Steege, H., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E. A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K. J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio, E., Keeling, H., Killeen, T. J., Laurance, W. F., Cruz, A. P., Pitman, N. C. A., Vargas, P. N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*. 323: 1344-1347.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; van der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science*. 331: 554.

²² Souza, F.C. 2011. Dinâmica de uma Floresta de Terra Firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus – Amazonas. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.

Com esses resultados, é possível considerar o M2 como semelhante ao M1 e os M2 e M5 semelhante ao M8.

12.2.3.2.4.2. DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Em relação aos índices de diversidade florística, foi realizado o teste estatístico “t” do M1 com os demais e do M8 com os demais. Na **Figura 12.2.3 – 8** são apresentados em vermelho os módulos que obtiveram índices de diversidade diferentes ($p < 0,05$) entre os módulos. Os valores em preto são os módulos que não obtiveram diferença estatística ($p > 0,05$) entre os índices.

Os índices de diversidade do M1 não são diferentes do M2, M4, M6 e M7. O M8, por sua vez, não é diferente apenas do M5. Ou seja, o tratamento de diversidade florística pode ser avaliado da mesma forma para os módulos descritos acima.

MÓDULO	ETAPA UHE	SIMILARIDADE FLORÍSTICA				ÍNDICE DIVERSIDADE				TAXA MORTALIDADE				TAXA INGRESSO			
		M1		M8		M1		M8		M1		M8		M1		M8	
		I	O	I	O	I	O	I	O	I	O	I	O	I	O	I	O
M1	I																
	O																
M2	I	x		x		0,98		0,00		0,01		0,20		0,78		0,68	
	O		x		x		0,09		0,00		0,81		0,35		0,24		0,2
M3	I			x		0,02		0,00		0,00		0,42		0,13		0,43	
	O						0,83		0,00		0,22		0,35		0,09		0,09
M4	I	x				0,15		0,00		0,18		0,42		0,6		0,4	
	O				x		0,11		0,00		0,9		0,36		0,39		0,15
M5	I			x		0,00		0,04		0,04		0,32		0,31		0,6	
	O				x		0,00		0,01		0,96		0,18		0,32		0,34
M6	I					0,07		0,00		0,08		0,11		0,36		0,66	
	O						0,16		0,00		0,9		0,19		0,31		0,32
M7	I					0,25		0,00		0,71		0,16		0,37		0,94	
	O						0,79		0,00		0,57		0,15		0,06		0,06
M8	I					0,00				0,15				0,43			
	O						0,00				0,17				0,73		

Figura 12.2.3 - 8 – Matriz de comparação dos módulos 1 e 8 com os demais em relação às quatro variáveis analisadas: similaridade florística, índice diversidade, taxa de mortalidade e ingresso

Legenda: M – módulo; I – implantação e O – operação.

Fonte: STCP, 2018.

12.2.3.2.4.3. TAXA DE MORTALIDADE

Em relação à dinâmica da população arbórea, mortalidade de indivíduos, foi realizado o teste estatístico “t” do M1 com os demais e do M8 com os demais. Na **Figura 12.2.3 – 8** são apresentados em vermelho os módulos que obtiveram taxas de mortalidades diferentes ($p < 0,05$) entre os módulos. Os valores em preto são os módulos que não obtiveram diferença estatística ($p > 0,05$) entre as taxas.

A taxa de mortalidade do M1 não é diferente da taxa do M2, M4, M6, M7 e M8 considerando implantação e operação. No M8, por sua vez, a taxa de mortalidade não é diferente de nenhum outro módulo.

Dessa forma, não houve diferença de dinâmica florestal entre os módulos, no período da implantação e operação.

12.2.3.2.4.4. TAXA DE INGRESSO

Em relação à dinâmica da população arbórea, ingresso de indivíduos, foi realizado o teste estatístico “t” do M1 com os demais e do M8 com os demais. Na **Figura 12.2.3 - 8** são apresentados em vermelho os módulos que obtiveram taxas de ingresso diferentes ($p < 0,05$) entre os módulos. Os valores em preto são os módulos que não obtiveram diferença estatística ($p > 0,05$) entre as taxas.

Não houve diferença estatística na taxa de ingresso entre os módulos, no período da implantação e operação.

12.2.3.2.4.5. INFLUÊNCIAS ANTRÓPICAS

Além da análise estatística das variáveis apresentadas nos itens acima, percebem-se fortes influências antrópicas externas ao empreendimento que estão ocorrendo no M1, uma vez que a área de abrangência deste módulo não é de propriedade da NE (**Figuras 12.2.3 - 9 e 12.2.3 - 10**). Influências também foram percebidas no Módulo 8, localizado em terrenos que não estão sob a governança da Norte Energia (**Figura 12.2.3 - 11**). Tais alterações da paisagem influenciam diretamente nos resultados dos monitoramentos dos parâmetros da vegetação de terra firme, podendo prejudicar e mascarar a aferição dos impactos inicialmente previstos a ocorrerem na região devido à supressão vegetal e conseqüente Formação dos Reservatórios da UHE Belo Monte.

As imagens observadas nas **Figuras 12.2.3 - 9 e 12.2.3 - 11**, respectivamente, dos módulos 1 e 8, demonstram a evolução da alteração da paisagem ocorrida nestes módulos nos anos de 2012 e 2017.

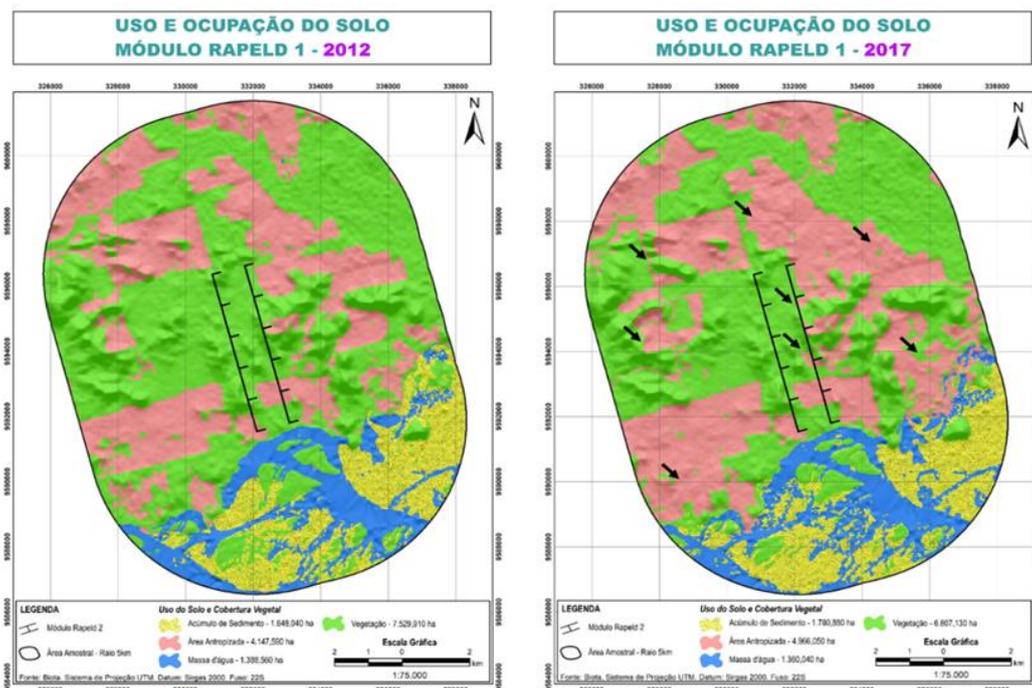


Figura 12.2.3 - 9 – Mapas comparativos da região de entorno do Módulo RAPELD M1 da UHE Belo Monte, quanto ao uso do solo entre os anos 2012 e 2017. Setas indicam avanço das áreas antropizadas.

Fonte: NT – Análise Integrada da Fauna Terrestre, jan/2018, elaborada pela Biota.



Foto 01 – Castanheira parcela M1T2P6



Foto 02 – Castanheira parcela M1T2P6



Foto 03 – queimada parcela M1T2P2



Foto 04 – queimada parcela M1T2P2

Figura 12.2.3 - 10 – Imagens da intervenção humana no Módulo 1 em dezembro de 2017.

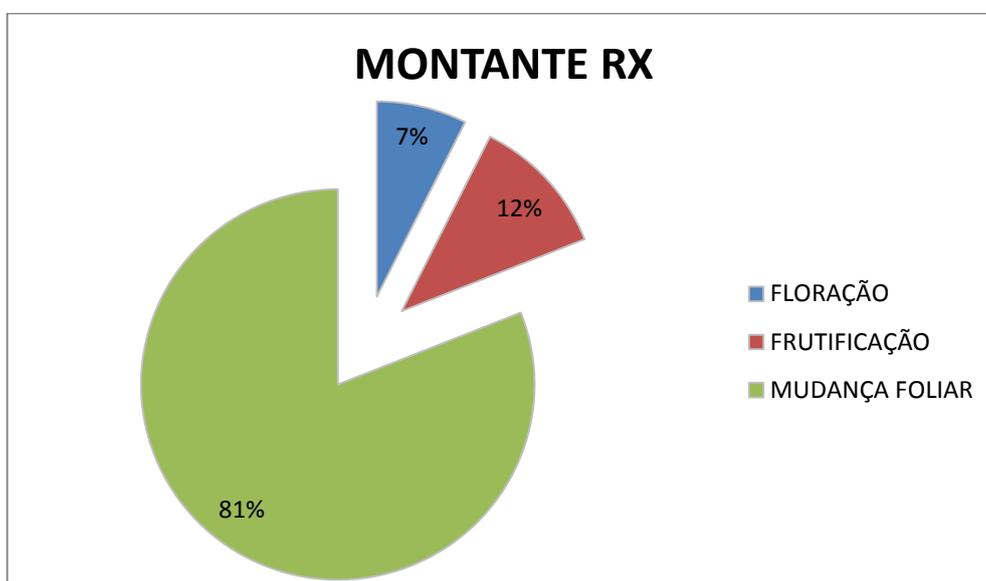
Fonte: STCP, 22 de dezembro de 2017.

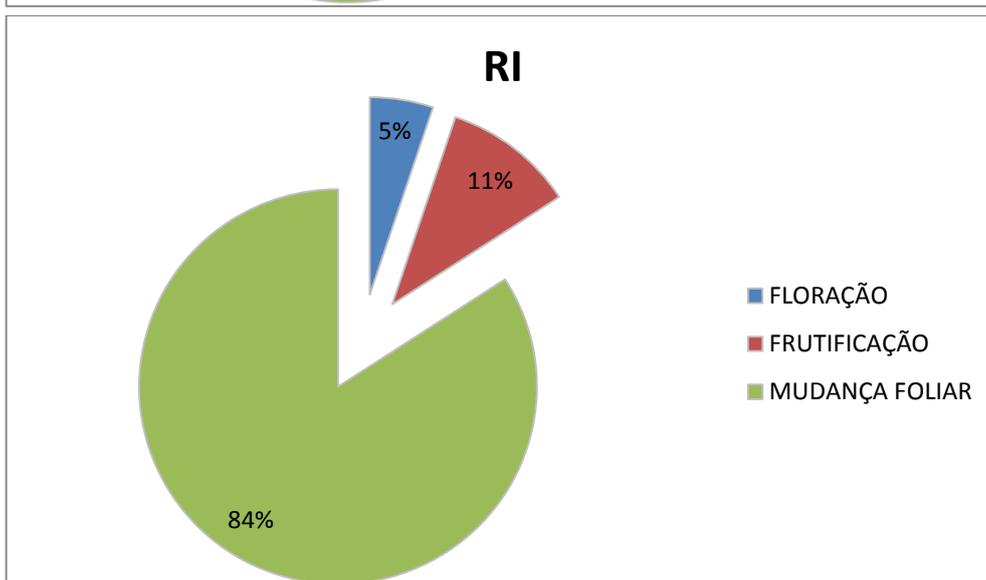
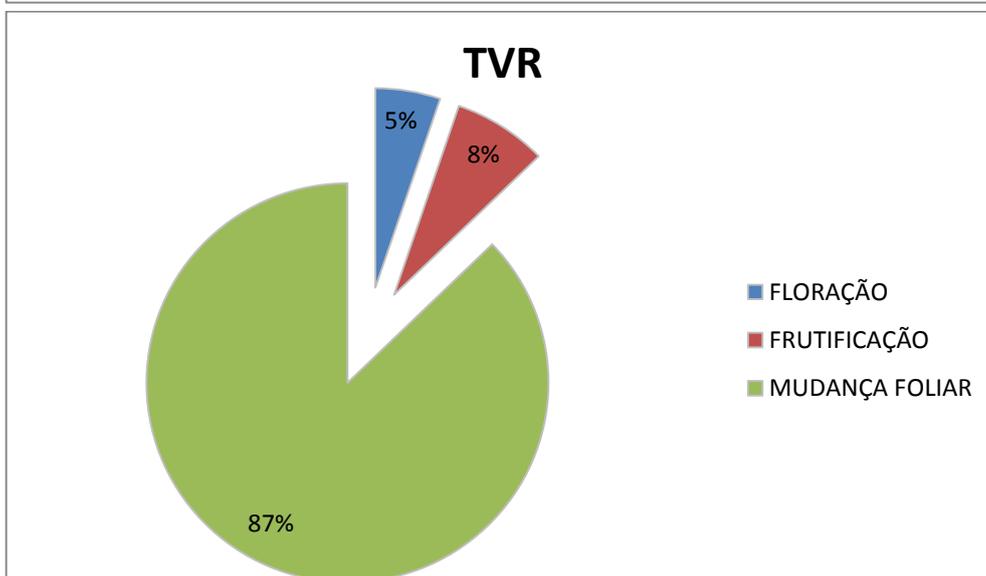
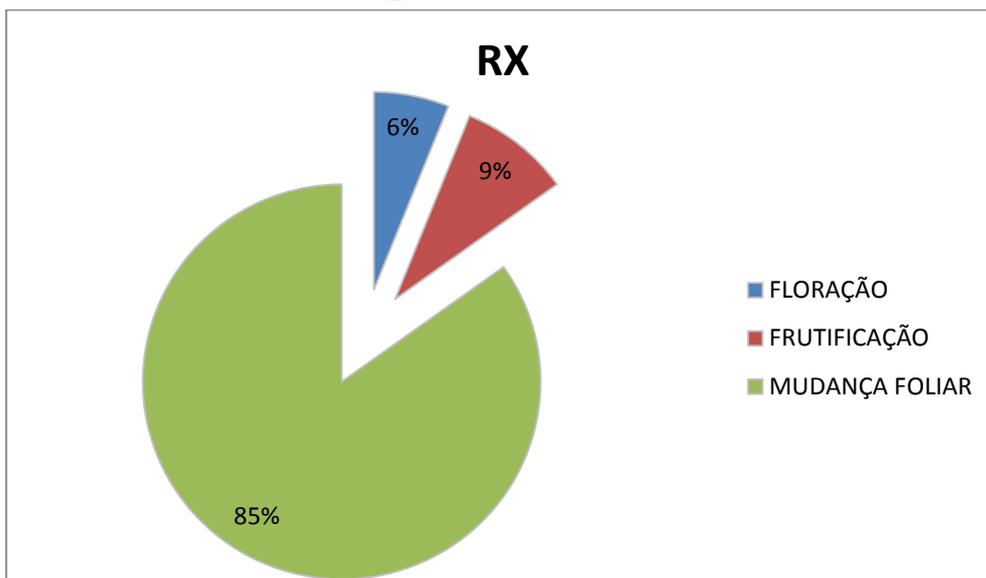
12.2.3.2.5. MONITORAMENTO FENOLÓGICO

A partir do 12º RC a apresentação do monitoramento fenológico está sendo feita por compartimento, com o intuito de avaliar as modificações pós enchimento dos RX e RI em diferentes realidades: Montante do Reservatório do Xingu - MRX; Reservatório Xingu – RX; Reservatório Intermediário – RI; Trecho de Vazão Reduzida – TVR e Trecho de Restituição de Vazão – TRV.

Desde o início do monitoramento fenológico, até o presente relatório, foram analisadas 19 campanhas. A medição da 1ª Campanha ocorreu em Março de 2013 e, trimestralmente, as outras campanhas foram sendo realizadas até a atual (19ª - setembro/2017). Os eventos fenológicos (floração, frutificação e mudança foliar) ocorridos durante o monitoramento das espécies entre o período citado acima estão relacionados no **Anexo 12.2.3 - 3**. Estes quadros foram atualizados considerando a prática vigente adotada pela Norte Energia de revisão dos dados e correção de possíveis desvios, de forma a dar robustez à análise dos mesmos.

A maioria dos eventos fenológicos ocorreu na fenofase Mudança Foliar, variando de 79% a 87% dependendo do compartimento, enquanto frutificação variou de 8% a 14% e a floração de 5% a 7%. O compartimento com maior número de observações de frutificação foi o TRV enquanto à montante do RX e TRV foram os que obtiveram maior número de floração visualizada. (**Figura 12.2.3 – 12**).





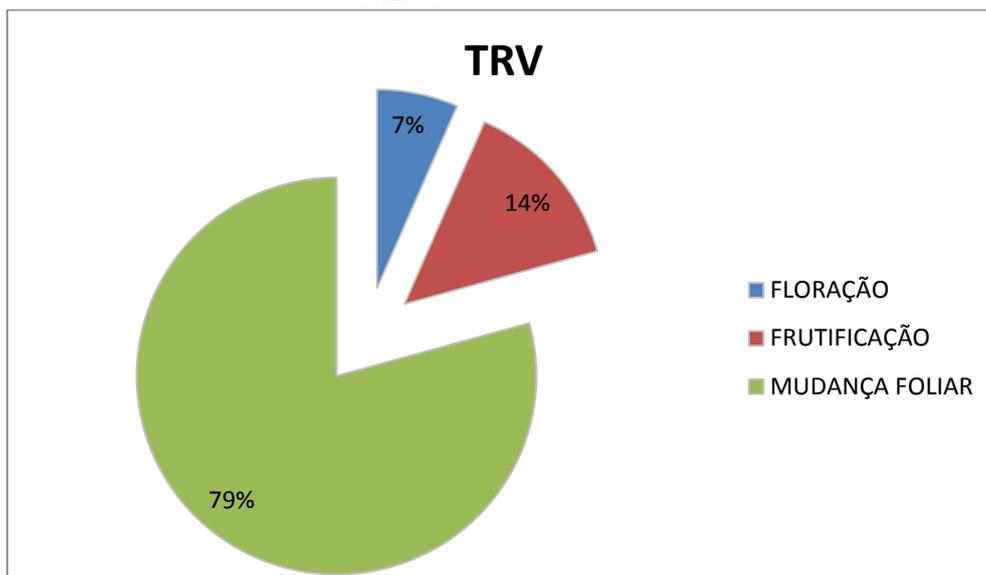


Figura 12.2.3 - 12 – Distribuição dos Eventos Fenológicos por Compartimento

Fonte: STCP, 2018.

No **Quadro 12.2.3 – 9** é apresentado o resumo dos eventos fenológicos a Montante do RX. Não foram visualizados eventos de floração para as espécies *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* e *Vouacapoua americana* até o momento. Em 2017 o *S. parahyba* var. *amazonicum* e a *Bertholletia excelsa* apresentaram frutificação e todas as espécies apresentaram mudança foliar.

No RX as espécies *Alexa grandiflora*, *B. excelsa* e *V. americana* foram visualizadas com floração no pós-enchimento (2016-2017). Já a frutificação ocorreu para a *A. grandiflora*, *B. excelsa* e *S. parahyba* var. *amazonicum* (**Quadro 12.2.3 – 10**).

No **Quadro 12.2.3 – 11** é apresentado o resumo dos eventos fenológicos no TVR. No pós-enchimento a floração ocorreu para a espécie *A. grandiflora*, *B. excelsa* e *V. americana*, a frutificação ocorreu para todas as espécies.

Quadro 12.2.3 - 9 – Número de FENOFASES por Espécie (MONTANTE RX)

ESPÉCIE	FLORAÇÃO					FRUTIFICAÇÃO					MUDANÇA FOLIAR				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Alexa grandiflora</i>	3	5	15	10	5	0	5	10	0	0	21	20	39	30	20
<i>Bertholletia excelsa</i>	0	3	12	5	0	12	11	19	0	15	20	33	43	34	20
<i>Inga alba</i>	0	1	3	0	0	1	0	5	5	0	22	19	28	25	15
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	0	5	20	20	50	30	25
<i>Vouacapoua americana</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	21	23	40	35	25
TOTAL	3	9	30	15	5	13	25	34	5	20	104	115	200	154	105

Fonte: STCP, 2018.

Quadro 12.2.3 - 10 – Número de FENOFASES por Espécie (RX)

ESPÉCIE	FLORAÇÃO					FRUTIFICAÇÃO					MUDANÇA FOLIAR				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Alexa grandiflora</i>	6	7	27	0	5	4	5	11	10	0	41	54	97	60	30
<i>Bertholletia excelsa</i>	3	5	5	10	0	10	19	23	10	10	40	50	92	55	35
<i>Inga alba</i>	0	3	5	0	0	5	0	20	0	0	40	71	75	68	29
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	0	1	0	0	0	0	5	0	0	5	41	50	91	70	40
<i>Vouacapoua americana</i>	0	3	10	10	0	5	2	4	0	0	40	47	81	65	30
TOTAL	9	19	47	20	5	24	31	58	20	15	202	272	436	318	164

Fonte: STCP, 2018.

Quadro 12.2.3 - 11 – Número de FENOFASES por Espécie (TVR)

ESPÉCIE	FLORAÇÃO					FRUTIFICAÇÃO					MUDANÇA FOLIAR				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Alexa grandiflora</i>	6	2	20	0	5	1	4	10	10	0	41	52	85	63	40
<i>Bertholletia excelsa</i>	5	8	5	5	0	8	9	7	0	30	40	64	86	65	40
<i>Inga alba</i>	7	1	9	0	0	10	0	3	5	5	41	54	73	60	35
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	0	0	2	0	0	0	6	0	0	5	40	60	70	54	40
<i>Vouacapoua americana</i>	0	0	9	5	0	11	0	0	5	0	41	53	80	75	40
TOTAL	18	11	45	10	5	30	19	20	20	40	203	283	394	317	195

Fonte: STCP, 2018.

Quadro 12.2.3 - 12 – Número de FENOFASES por Espécie (RI)

ESPÉCIE	FLORAÇÃO					FRUTIFICAÇÃO					MUDANÇA FOLIAR				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Alexa grandiflora</i>	2	5	20	0	5	5	13	10	5	0	40	57	104	55	40
<i>Bertholletia excelsa</i>	7	5	11	5	0	12	12	19	13	30	44	58	107	75	40
<i>Inga alba</i>	3	0	8	0	0	1	1	5	10	5	39	53	90	65	40
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	0	1	0	0	0	0	3	0	0	10	41	43	80	55	35
<i>Vouacapoua americana</i>	0	1	5	10	0	12	0	2	15	0	35	54	84	65	40
TOTAL	12	12	44	15	5	30	29	36	43	45	199	265	465	315	195

Fonte: STCP, 2018.

Quadro 12.2.3 - 13 – Número de FENOFASES por Espécie (TRV)

ESPÉCIE	FLORAÇÃO					FRUTIFICAÇÃO					MUDANÇA FOLIAR				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Alexa grandiflora</i>	5	0	5	0	5	0	10	5	5	0	20	21	51	35	15
<i>Bertholletia excelsa</i>	1	7	15	5	0	13	13	10	10	15	20	25	50	35	20
<i>Inga alba</i>	2	0	1	0	0	2	10	1	0	0	20	26	44	31	8
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	0	5	20	19	39	30	25
<i>Vouacapoua americana</i>	0	0	5	5	0	6	9	0	0	0	20	19	40	35	10
TOTAL	8	7	26	10	5	21	49	16	15	20	100	110	224	166	78

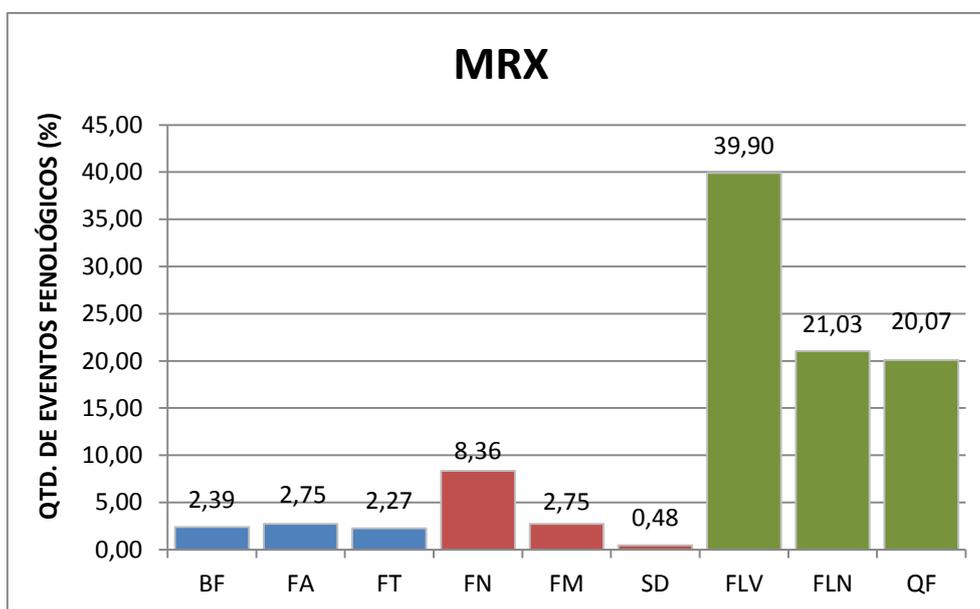
Fonte: STCP, 2018.

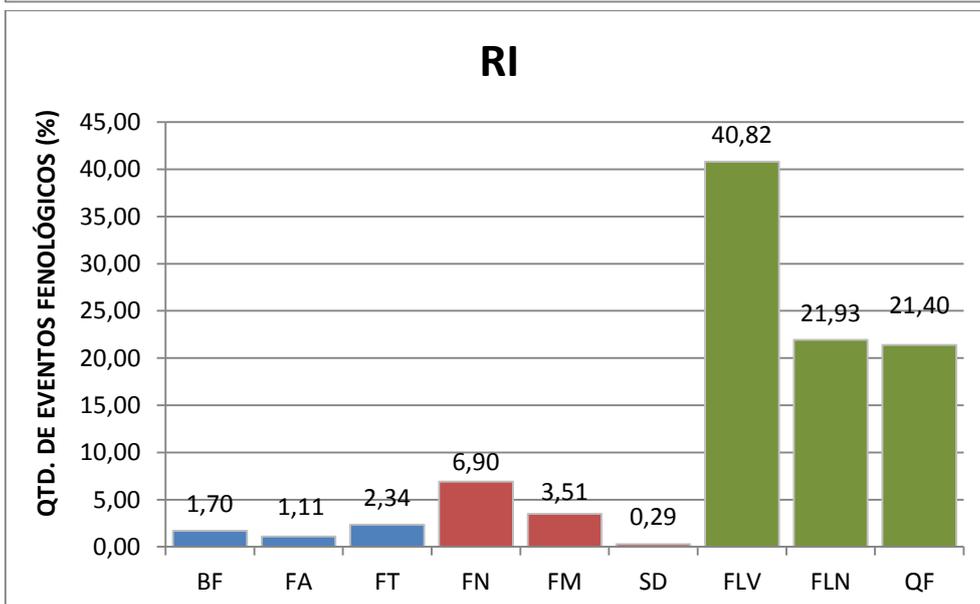
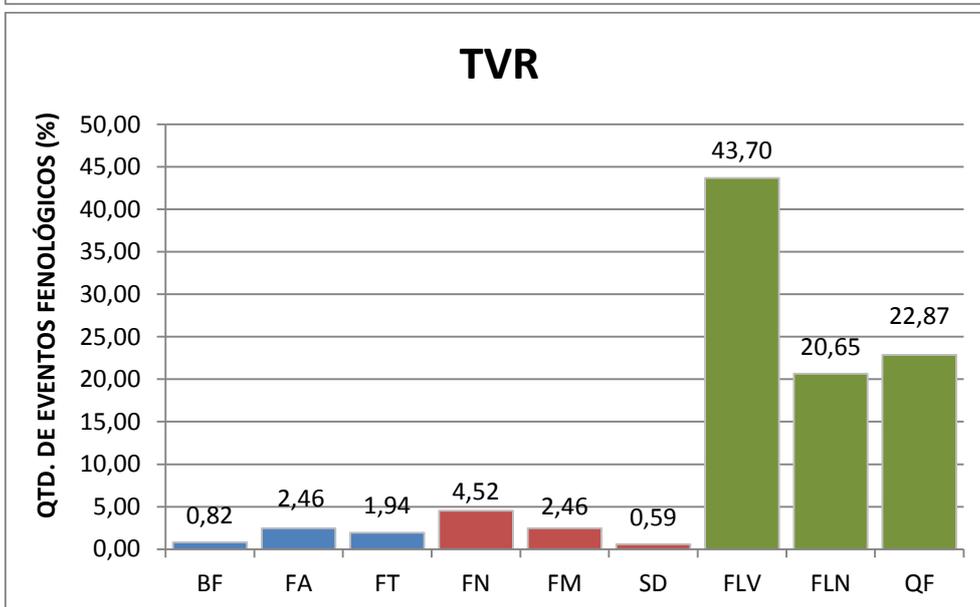
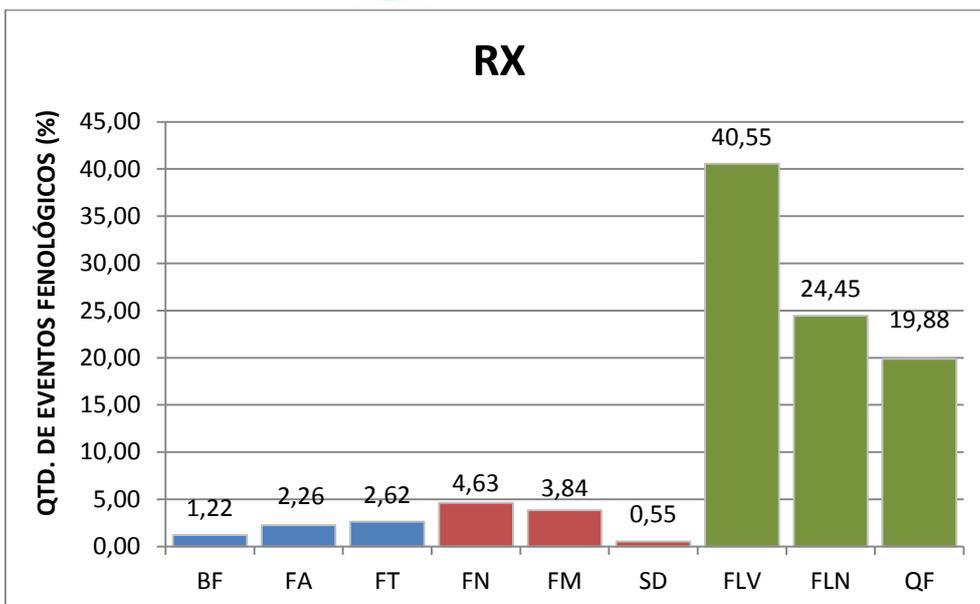
No RI em sua fase de pós-enchimento a floração foi observada nas espécies *Alexa grandiflora*, *Bertholletia excelsa* e *Vouacapoua americana*. Já a frutificação foi observada em todas as espécies no pós-enchimento. Em 2017 foi observado o evento de floração apenas na *A. grandiflora* (**Quadro 12.2.3 – 12**).

No **Quadro 12.2.3 – 13** é apresentado o resumo dos fenofases no TRV. Apenas as espécies *Inga alba* e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* não apresentaram floração no pós-enchimento. Apenas a *B. excelsa* e *S. parahyba* var. *amazonicum* tiveram visualização de frutificação.

O monitoramento geral se caracteriza por apontar informações conjuntas das áreas monitoradas. Os resultados encontrados continuam apresentando nove eventos fenológicos distintos para as três fenofases estudadas: em **Floração**: Botão floral (BF), Floração adiantada (FA) e Floração terminada (FT); em **Frutificação**: dispersão de propágulos ou semente disseminando (SD), frutos novos (FN), frutos maduros (FM); em **Mudança Foliar**: folhas maduras (FLV), folhas novas ou brotamento (FLN), queda de folhas (QF). (**Figura 12.2.3 - 13**).

Em todos os quatro ciclos, para todos os compartimentos, a mudança foliar é a que apresenta maior número de eventos, com ênfase nas folhas maduras, com uma amplitude de 35% a 43 % do total de eventos desta fenofase. A floração é o evento menos visualizado em todos os compartimentos.





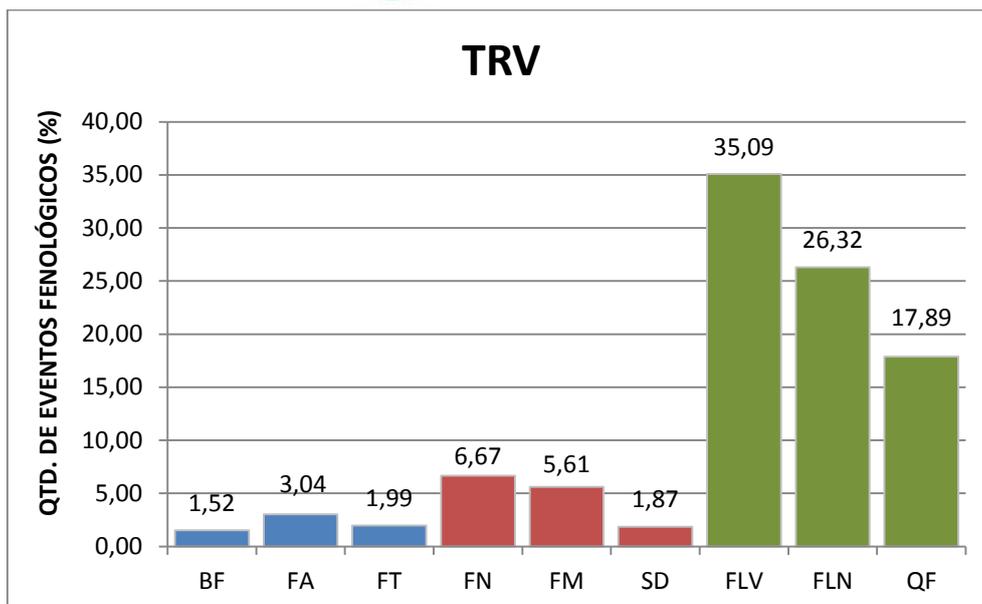
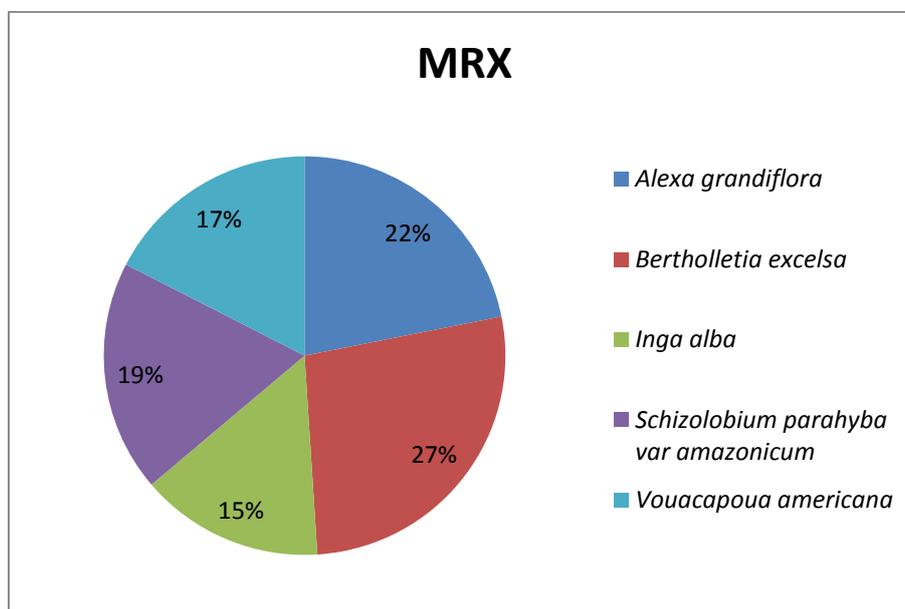


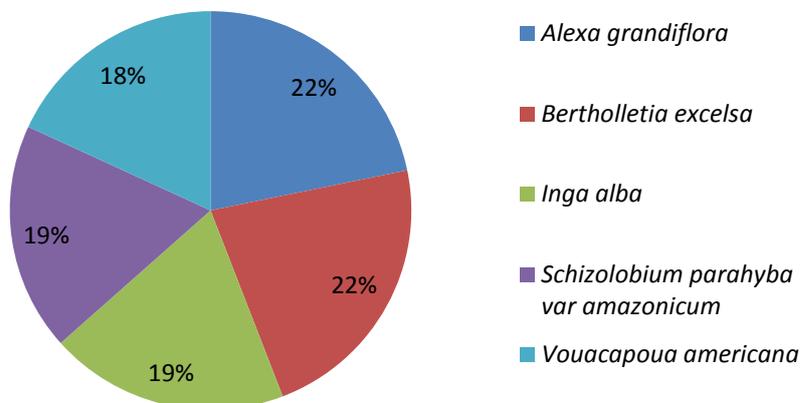
Figura 12.2.3 - 13 – Eventos Fenológicos encontrados nas Campanhas do Monitoramento das Espécies Arbóreas presentes nos Módulos RAPELD POR COMPARTIMENTO.

Fonte: STCP, 2018.

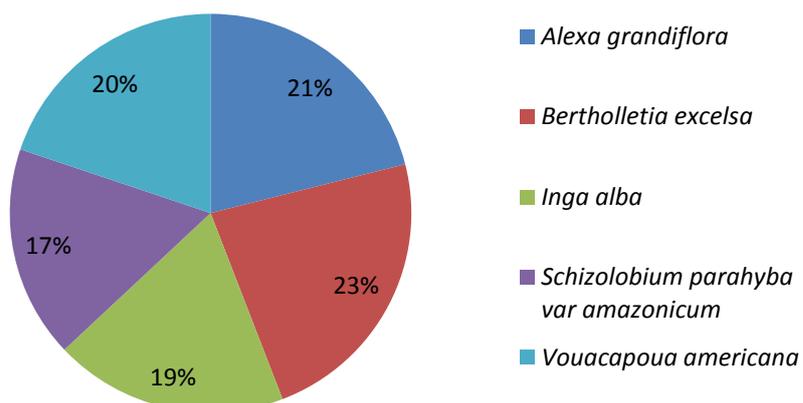
A espécie com maior número de eventos fenológicos durante as dezoito campanhas, em todos os compartimentos, foi a *B. excelsa* (Figura 12.2.3 - 14).



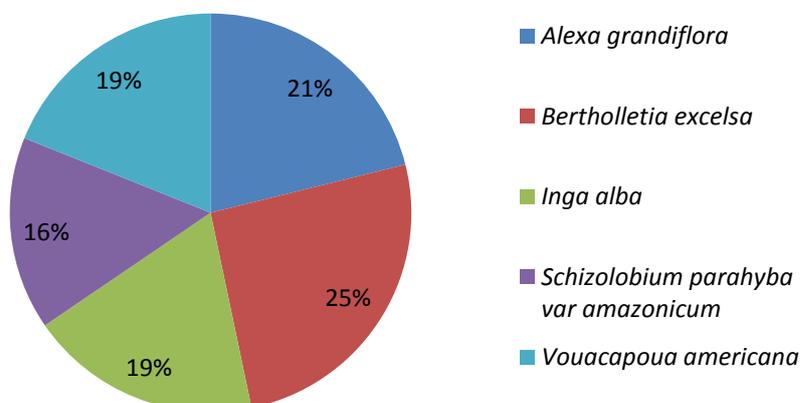
RX



TVR



RI



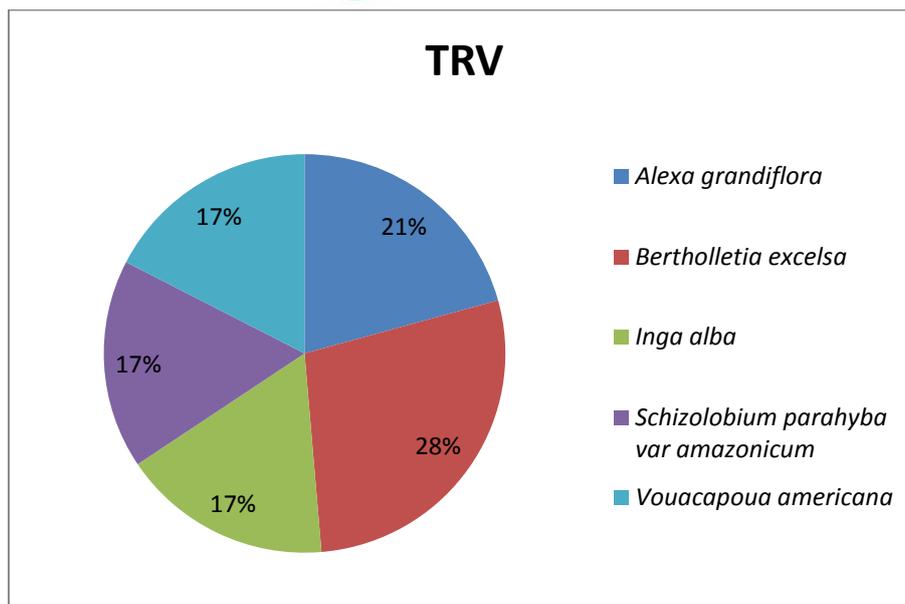


Figura 12.2.3 - 14 – Porcentagem de Eventos Fenológicos por espécies encontrados nas Campanhas do Monitoramento das Espécies Arbóreas presentes nos Módulos RAPELD.

Fonte: STCP, 2018.

Dados meteorológicos de precipitação e temperatura média mensal foram correlacionados às fenofases de cada espécie e podem ser observados no **Anexo 12.2.3 – 6**. Tal correlação ainda não apresentou padrões para os eventos fenológicos. No entanto, aspectos fenológicos são fundamentais para auxiliar na compreensão dos possíveis impactos causados nas espécies da floresta de terra firme com a alteração do regime hidrológico do rio Xingu, após a formação dos reservatórios.

Desde o início do monitoramento não foi observada uma constância nos eventos fenológicos, sendo essa mesma característica mantida no período de operação da UHE. Após o enchimento dos reservatórios (RX e RI), não foi observada alteração dos períodos sazonais dos eventos fenológicos. Estudos de fenologia da Amazônia também tratam dessa diversidade de comportamento da fenologia das espécies corroborando com os resultados deste estudo. Neste aspecto, muitas não apresentam eventos de floração e frutificação anualmente, sendo que a variação da precipitação e temperatura está intimamente ligada com o comportamento fenológico (Alencar et.al, 1979²³).

Todas as espécies vêm apresentando floração durante o período de seca (setembro a dezembro) corroborando com outros estudos realizados na Amazônia (Alencar et.al,

²³ Alencar, J. C.; Almeida, R.A., Fernandes, N.P.1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. Acta Amazonica. 9(1): 163- 198.

1979²⁴ e Alvarado, 2009²⁵). A frutificação, por sua vez, variou conforme a espécie, com predomínio de frutificação no período de transição entre seca e chuva ou no início das chuvas.

12.2.3.2.6. ESPÉCIES AMEAÇADAS

Com base nos critérios já apresentados, a lista de espécies ameaçadas para a região, dos quais as parcelas de análise deste programa estão agregadas, apresenta as espécies que compõem as listas citadas e seus devidos status de ameaça. Destas, 15 espécies foram citadas no EIA e 10 espécies foram contempladas nas ações previstas no PAN da Flora do médio-baixo Rio Xingu (**Quadro 12.2.3 - 8**).

²⁴ Alencar, J. C.; Almeida, R.A., Fernandes, N.P.1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. Acta Amazonica. 9(1): 163- 198.

²⁵ Alvarado, J.R. 2009. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba.

Quadro 12.2.3 - 8 – Espécies Ameaçadas e Encontradas na Região dos Módulos

N	NOME CIENTÍFICO	AUTOR	NOME COMUM	FAMILIA	EIA	MMA 443/14	DEC_802	RES_54/07	IUCN
1	<i>Apuleia leiocarpa</i>	(Vogel) J F Macbr	Amarelão	FABACEAE	-	Vulnerável	-	-	-
2	<i>Aspidosperma desmanthum*</i>	Benth. ex Müll. Arg.	Araracanga-preta	APOCYNACEAE	EIA	-	Vulnerável	Vulnerável A2cd	-
3	<i>Aspidosperma sandwithianum*</i>	Markgr	Araracanga-canoa	APOCYNACEAE	-	-	Vulnerável	Vulnerável A2cd	-
4	<i>Bertholletia excelsa*</i>	Bonpl.	Castanha-do-Brasil	LECYTHIDACEAE	EIA	Vulnerável	Vulnerável	Vulnerável A1acd, 2cd	VU
5	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	Cedro-branco	MELIACEAE	EIA	Vulnerável	-	-	EN
6	<i>Cedrela odorata*</i>	L.	Cedro	MELIACEAE	EIA	Vulnerável	Vulnerável	Vulnerável A1acd, 2cd	VU
7	<i>Couratari guianensis</i>	Aubl.	Tauari	LECYTHIDACEAE	EIA	-	-	-	VU
8	<i>Dicypellium caryophyllaceum*</i>	(Mart.) Nees	Pau-cravo	LAURACEAE	-	Vulnerável	Vulnerável	Vulnerável A1cd, D2	VU
9	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	(L.) Haw.	Cacto	CACTACEAE	EIA	-	-	-	LC
10	<i>Handroanthus impetiginosus*</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	BIGNONIACEAE	-	-	-	Vulnerável A4cd	-
11	<i>Helicostylis tomentosa</i>	(Poepp. & Endl.) Rusby	Inharé-folha-peluda	MORACEAE	EIA	-	-	-	LR/lc
12	<i>Heteropsis flexuosa*</i>	(Kunth) G.S. Bunting	Cipó-titica	ARACEAE	EIA	-	Vulnerável	Vulnerável A4ad	-
13	<i>Heteropsis spruceana</i>	Schott	Indeterminado	ARACEAE	-	-	Vulnerável	Vulnerável A4ad	-
14	<i>Hylocereus setaceus</i>	(Salm-Dyck) R.Bauer	Cacto	CACTACEAE	-	-	-	-	LC
15	<i>Hymenaea parvifolia</i>	Huber	Jutaí-mirim	FABACEAE	-	Vulnerável	-	-	-
16	<i>Lecythis lúrida</i>	(Miers) S.A. Mori	Jarana	LECYTHIDACEAE	EIA	-	-	-	LR/cd
17	<i>Manilkara huberi*</i>	(Ducke) A.Chev.	Maçaranduba	SAPOTACEAE	EIA	-	Vulnerável	Vulnerável A4cd	-
18	<i>Mezilaurus itauba*</i>	(Meisn.) Taub. ex Mez	Itaúba	LAURACEAE	EIA	Vulnerável	Vulnerável	Vulnerável A2ac	VU

N	NOME CIENTÍFICO	AUTOR	NOME COMUM	FAMILIA	EIA	MMA 443/14	DEC_802	RES_54/07	IUCN
19	<i>Minuartia guianensis</i>	Aubl.	Acariquara	OLACACEAE	EIA	-	-	-	LR/nt
20	<i>Pereskia aculeata</i>	Mill.	Ora-pro-nobis	CACTACEAE	-	-	-	-	LC
21	<i>Pouteria oppositifolia</i>	(Ducke) Baehni	Guajará-ferro	SAPOTACEAE	EIA	-	-	-	VU
22	<i>Pouteria krukovii</i>	(A C Sm) Baehni	Cramurim	SAPOTACEAE	-	-	-	-	VU
23	<i>Sorocea guilleminiana</i>	Gaudich.	Fura-fura	MORACEAE	-	-	-	-	VU
24	<i>Trichilia lecointei</i>	Ducke	Cachuá-folha-fina	MELIACEAE	-	-	-	-	LR/c d
25	<i>Virola surinamensis</i> *	(Rol. ex Rottb.) Warb.	Ucuúba-da-várzea	MYRISTICACEAE	EIA	Vulnerável	-	-	EN
26	<i>Vouacapoua americana</i> *	Aubl.	Acapu	FABACEAE	EIA	Em Perigo	-	-	CR

* Espécies contempladas por ações previstas no PAN da Flora do médio-baixo Rio Xingu

Fonte: BIOTA, STCP, adaptado por STCP, 2018.

12.2.3.2.7. ESPÉCIES INVASORAS

Até o momento nenhum processo de invasão relacionada a espécies arbóreas foi observado.

12.2.3.3. ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS DO PROJETO

A planilha de atendimento aos objetivos e metas do Projeto é apresentada a seguir.

OBJETIVOS	STATUS DE ATENDIMENTO
<p>Acompanhar os efeitos resultantes da elevação do nível do lençol freático sobre as comunidades vegetais da tipologia da Floresta Ombrófila Aberta (Florestas de Terra Firme) ao longo das novas margens dos reservatórios da UHE Belo Monte, sob o ponto de vista florístico, estrutural e fenológico.</p>	<p>Em atendimento. As análises florísticas e estruturais vêm sendo apresentadas desde 2012 até o momento (a partir do 3º RC). O monitoramento fenológico vem sendo desenvolvido desde 2013 conforme apresentado semestralmente desde o 6º RC.</p>

12.2.3.4. ATENDIMENTO ÀS METAS DO PROJETO

A planilha de atendimento às metas do Projeto é apresentada a seguir.

METAS	STATUS DE ATENDIMENTO
Avaliar a composição florística e estrutural das áreas de monitoramento selecionadas, antes e após o enchimento dos reservatórios, analisando possíveis modificações ao longo do tempo e comparando-a com os dados obtidos, e se possível, com aqueles da fase de diagnóstico	Antes do enchimento dos reservatórios foi atendido entre 2012 a 2015 (até o 7º RC). O período pós-enchimento dos reservatórios está em atendimento desde 2016, com a apresentação semestral dos RC, a partir do 8º RC.
Documentar a fenologia de espécies dos grupos apontados antes e após o enchimento dos reservatórios e no TVR	Antes do enchimento dos reservatórios foi atendido entre 2013 a 2015 (até o 7º RC). O período pós-enchimento dos reservatórios está em atendimento desde 2016, com a apresentação semestral dos RC, a partir do 8º RC.
Agregar conhecimento científico florístico e ecológico sobre as comunidades vegetais das Florestas de Terra Firme na região da UHE e das espécies a serem afetadas pelo empreendimento	Antes do enchimento dos reservatórios foi atendido entre 2013 a 2015 (até o 7º RC). O período pós-enchimento dos reservatórios está em atendimento desde 2016, com a apresentação semestral dos RC, a partir do 8º RC.
Estabelecer os critérios de inclusão dos remanescentes a serem monitorados, considerando a similaridade do status de conservação e a proteção após formação do reservatório	Atendido. Critério estabelecido utilizando as áreas de preservação permanente (APP)
Medir periodicamente o nível do lençol freático nas parcelas permanentes estabelecidas	Em atendimento desde 2013 até o momento. Resultados parciais podem ser observados a partir do 6º RC.
Caracterizar química e fisicamente os solos das áreas dos estudos florísticos e estruturais, antes e após o enchimento dos reservatórios	Atendido no período antes do enchimento dos reservatórios, podendo ser visualizado até o 7º RC. No período pós-enchimento, a coleta e análise de solos serão realizadas em 2018.
Correlacionar possíveis variações das fenofases previamente identificadas, com as condições impostas pela operação, sobre os grupos monitorados	Em atendimento. A partir do 8º RC podem ser observados resultados parciais. Até o momento não foi observada alteração nas fenofases das espécies monitoradas após a operação da UHE.
Produzir semestralmente estimativas de dinâmica das comunidades estudadas	Em atendimento. Conforme Parecer 3622/15 do IBAMA, como as medições dos módulos são bianuais, não há como produzir resultados semestrais. Portanto a dinâmica de comunidades é apresentada quando há medição dos módulos RAPELD (a cada dois anos).

12.2.3.5. ATIVIDADES PREVISTAS

Considerando o cronograma apresentado no PBA e o Parecer 3622/15 do IBAMA, será feito o monitoramento nos mesmos moldes do PBA da Etapa de Implantação. Em 2018 ocorrerá a continuidade dos monitoramentos (todos): será realizada a quarta campanha de medição das parcelas dos módulos RAPELD além das campanhas trimestrais de fenologia e nível d'água.

Em caso de anuência do IBAMA quanto ao ajuste na área de abrangência do projeto, os monitoramentos acima especificados serão realizados nos módulos 2 a 7.

12.2.3.6. CRONOGRAMA DAS ATIVIDADES PREVISTAS

O cronograma das atividades previstas é apresentado a seguir.

12.2.3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

12.2.3.7.1. ASPECTOS GERAIS DO MONITORAMENTO

Nas duas últimas décadas, florestas na Amazônia Central têm experimentado elevadas taxas de mudanças não aleatórias em dinâmica e composição florística (Laurance *et al.*, 2004)²⁶. Os mesmos autores sugerem que para florestas amazônicas isentas de perturbação, alterações sutis na composição da comunidade arbórea favorecem espécies de rápido crescimento em detrimento das espécies de crescimento mais lento. O processo de substituição das espécies é contínuo e altamente dinâmico, podendo estar relacionado à grande heterogeneidade de ambientes em florestas de terra firme. A heterogeneidade de ambientes é resultante tanto de distúrbios naturais, quanto de fatores físicos que determinam as condições propícias para estabelecimento e manutenção das espécies (Swaine *et al.*, 1987; Condit, 1995; Rees *et al.*, 2001)²⁷.

Tal heterogeneidade foi também percebida nos resultados obtidos neste projeto, de forma descritiva, porém não estatisticamente significativas, em que pôde ser observada uma diferença de comportamento na dinâmica de comunidades do RX e RI. Tal comportamento pode estar ligado tanto ao enchimento desses reservatórios quanto a outros fatores ambientais. Com a medição prevista para 2018 (segunda medição na operação) será possível entender melhor as mudanças observadas até o momento.

Áreas que sofreram distúrbios naturais possuem alta mortalidade seguida por alto recrutamento, o que resulta em transformações da composição e estrutura em uma escala temporal (Laurance *et al.*, 2004; Slik, 2004; Bunker e Carson, 2005; Uriarte *et al.*, 2005; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Phillips *et al.*, 2010)²⁸. Por outro lado, áreas

²⁶ Laurance, W. F.; Oliveira, A. A.; Laurance, S.G.; Condit, R.; Nascimento, H.E.M.; Sanchez-Horin, A.C.; Lovejoy, T.E.; Andrade, A.; D'Angelo, S.; Ribeiro, J.E.; e Dick, C. W.; 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature* 428: 171–175.

²⁷ Swaine, M.D.; Lieberman, D. ; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.

Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S ; Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science* 293: 650-658.

Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of severe drought. *Ecological Monographs*. 65 (4): 419 – 439.

²⁸ Slik JWF. 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141: 114–120.

Bunker, D.E.; Carson, W.P. Drought stress and tropical forest woody seedling: effect on community structure and composition. 2005. *Journal of ecology*. 93: 794-806.

Uriarte, M.; Canham, C.D.; Thompson, J.; Zimmerman, J.K. ; Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology*. 93, 291-304.

Chambers, J.Q.; Robertson, A. L.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.N.L.; Smith, M.; Plourde, L.C. ; Higuchi, N. 2009. Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. *Oecologia*, 160: 107-17.

de florestas não atingidas por distúrbios severos passam por poucas mudanças na densidade e composição de espécies, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine et al. 1987)²⁹.

Esta aparente estabilidade também é observada nas áreas monitoradas no entorno de Belo Monte. Na comparação dos dados no período de implantação com a operação, não foi observada perda de espécies, porém houve um aumento na taxa de mortalidade quando comparada a estrutura de 2014 (antes do enchimento) com 2016 (após o enchimento). Essas diferenças foram percebidas de forma descritiva, porém na análise estatística, não houve diferença significativa.

As taxas de mortalidade e recrutamento de árvores em florestas tropicais isentas de perturbação aumentaram ao longo da década de 80 e início dos anos 90 (Phillips e Gentry 1994; Laurance et al., 2004; Phillips et al., 2004; Laurance et al., 2009)²⁹. Estudos recentes sugerem que florestas tropicais maduras estão se tornando mais dinâmicas ao longo do tempo, com elevadas taxas de mortalidade e recrutamento (Phillips e Gentry, 1994; Lewis et al., 2004; Phillips et al., 2004). Uma possível explicação são as ações prolongadas e generalizadas das mudanças ambientais que estimulam o crescimento e a produtividade das florestas na Amazônia (Phillips et al., 2004). Tal fato pode estar ocorrendo com a vegetação do entorno de Belo Monte, com possível convergência de alterações causadas pela construção do empreendimento e formação dos reservatórios.

A dinâmica de árvores na bacia Amazônica apresenta uma elevada variação espacial relacionada com a fertilidade do solo e intensidade do período seco (Phillips et al., 2004). Segundo os mesmos autores, considerando os indivíduos arbóreos (DAP \geq 10 cm) as taxas de mortalidade e recrutamento são duas vezes maiores em solos ricos do sul e oeste da Amazônia, se comparadas às taxas em solos pobres das partes norte e leste da bacia. Estes padrões espaciais e tendências temporais não são causados por um único fator, a interação da intensidade do período seco, a fertilidade dos solos e a frequência de eventos extremos explicam a variação da mortalidade ao longo da bacia amazônica.

Ou seja, o aumento da taxa de mortalidade observado em 2016 na região de Belo Monte, mesmo que os resultados, em sua maioria, não apresentem diferença estatística, podem estar sendo afetados por eventos climáticos, além da alteração do nível do lençol freático em função dos reservatórios.

Marra, D.M. 2010. Sucessão florestal em área atingida por tempestade convectiva na região de Manaus, Amazônia Central. Dissertação de mestrado. Instituto de Pesquisas da Amazônia. Manaus.105p.

²⁹ Laurance, S.G.W.; Laurance, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Andrade, A.; Fearnside, P.M.; Rebelo, E.R.G.; Condit, R. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science*. 20: 323 -333.

Ao longo da bacia amazônica as principais causas de mortalidade são a intensidade do período seco, os tipos de solos (Phillips et al., 2004; Quessada et al., 2009)³⁰ e a ocorrência de downbursts (Nelson, 1994; Chambers et al., 2009; Marra, 2010; Espirito-Santo et al., 2010; Negrón Juárez et al., 2010). De acordo com os diferentes tipos de solos, as árvores podem estar mais vulneráveis a ação dos ventos, ou mesmo, menos suscetíveis a morte por estresse hídrico.

O período de realização desde monitoramento é insuficiente para atribuir ao enchimento do reservatório às alterações na vegetação verificadas nas análises de dinâmica da população realizada entre os anos de 2014-2016.

A comparação entre dinâmicas de comunidade passa ser assertiva a partir do momento em que se comparam dois momentos de mesma base. Desta forma, as informações de base obtidas na fase do “pré-enchimento” (2012-2014) poderão ser comparadas as do “pós-enchimento” (2016-2018) gerando resultados mais expressivos. Contudo, somente a continuidade do monitoramento poderá identificar e qualificar as alterações nas comunidades vegetais remanescentes, assim como a determinação da intensidade das mesmas.

12.2.3.7.2. PROPOSTA DE AJUSTES NA ABRANGÊNCIA GEOGRÁFICA DOS MONITORAMENTOS

Os resultados apresentados neste relatório permitem concluir que não haveria prejuízos ao monitoramento das florestas de terra firme ao serem descontinuadas as coletas e análises de dados do M1 e M8. Ainda mais que tais módulos, por se localizarem em áreas de terceiros, cuja governança da Norte Energia é limitada, tanto no seu interior como no entorno, sofrem com expressiva influência antrópica e, desta forma, os resultados obtidos dos monitoramentos destas Unidades Amostrais não permitem concluir sobre a avaliação dos possíveis impactos causados pela implantação do empreendimento. Desta forma, tampouco tais dados estão contribuindo para a consecução do objetivo precípua do presente projeto.

A análise específica de diversos indicadores, como mencionado no item 12.2.3.2.4, demonstra que não há diferença estatística na maior parte das variáveis analisadas quando comparados módulos isoladamente (desconsiderando a análise por compartimentos de impacto). Tal comparação avaliou as variáveis dos módulos M1 e

³⁰ Quessada, C.A.; Lloyd, J.; Schwarz, M.; Baker, T.R.; Phillips, O.L. Patiño, S.; Czimczik, C.; Hodnett, M.G.; Herrera, R. Arneith, A.; Lloyd, G.; Malhi, Y.; Dezzeo, N.; Luizão, F.J.; Santos, A.J.B.; Schmerler, J.; Arroyo, L.; Silveira, M.; Priante-Filho, N.; Jimenez, E.M.; Paiva, R.; Vieira, I.; Neill, D.A.; Silva, N.; Peñuela, M.C.; Monteagudo, A.; Vásquez, R.; Prieto, A.; Rudas, A.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Lezama, A.T.; López-González, G.; Peacock, J.; Fyllas, N.M.; D[avilla, E.A.; Erwin, T.; di Fiori, A.; Chao, K.J.; Honorio, E. Killeen, T.; Penã Cruz, A.; Pitman, N.; Nuñez-Vargas, P.; Salomão, R.; Terborgh, J.; Ramírez, H. 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon Forest structure and function are mediate by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussion*. 6: 3993 – 4057.

M8 com os demais, considerando-os unidades amostrais independentes. Resumidamente, para os índices avaliados, os seguintes resultados foram obtidos:

- Similaridade Florística - O M1 é similar ao M2 na implantação e operação. Para o M8 houve similaridade com o M2 e M5, tanto na implantação como na operação. Desta forma, é possível considerar o M2 como semelhante em similaridade florística ao M1 e os M2 e M5 semelhante ao M8, e assim, a descontinuidade do monitoramento desse indicador, no M1 e M8, poderia ser suprida com a manutenção do monitoramento nos M2 e M5;
- Diversidade de Espécies - Os índices de diversidade do M1 não são diferentes do M2, M4, M6 e M7. O M8, por sua vez, não é diferente apenas do M5. Ou seja, a descontinuidade do monitoramento desse indicador no M1 e M8, poderia ser compensada com a manutenção do monitoramento nos M2, M4, M5, M6 e M7;
- Taxa de Mortalidade - A taxa de mortalidade do M1 não é diferente da taxa do M2, M4, M6, M7 e M8 considerando implantação e operação. No M8, por sua vez, a taxa de mortalidade não é diferente de nenhum outro módulo. Assim, por não haver diferença de dinâmica florestal entre os módulos, no período da implantação e operação, a descontinuidade do monitoramento desse indicador no M1 e M8, poderia ser suprida com a manutenção do monitoramento nos demais módulos; e,
- Taxa de Ingresso - Não houve diferença estatística na taxa de ingresso entre os módulos, no período da implantação e operação. Assim, o fato de não se monitorar mais esse indicador nos M1 e M8, não traria prejuízos às análises realizadas, mantendo-se o monitoramento nos demais módulos.

Complementarmente, a avaliação fenológica demonstra que os compartimentos MRX (M1) e TRV (M8) apresentaram maior número de eventos de frutificação e floração que os demais, o que evidencia a paridade entre M1 e M8 para esse componente, e disparidade destes módulos com os demais.

Tendo em conta o apresentado acima, a Norte Energia solicita ao Ibama a anuência para ajustar a área de abrangência geográfica dos monitoramentos de floresta de terra firme, mediante a descontinuidade dos monitoramentos da vegetação nos Módulos RAPELD M1 e M8 a partir de janeiro de 2018, mantendo os monitoramentos nos módulos 2, 3, 4, 5, 6, e 7, tal qual vem sendo realizado desde o início do projeto.

12.2.3.8. EQUIPE TÉCNICA DE TRABALHO

PROFISSIONAL	FORMAÇÃO	FUNÇÃO	REGISTRO ÓRGÃO DE CLASSE	CADASTRO TÉCNICO FEDERAL - CTF
Aguimar Mendes	Engenheiro Florestal, M.Sc.	Coordenador Geral e responsável técnico	CREA-DF 17 984-D	486462
Diogo Pereira de Cristo	Engenheiro Ambiental	Supervisor	CREA-PR 81831 / D	3897111
Milena Marmentini de Oliveira	Engenheira Florestal, M.Sc.	Coordenadora	CREA-PR 123788 D	5217872
Emerson Jordan da Silva Fontes	Técnico Florestal	Líder de equipe	-	
Carlos da Silva Rosário	-	Identificador Botânico	-	-
Juliana Puga	Engenheira Cartográfica	Elaboração de Mapas e Figuras	CREA-PR 28.668 / D	610018

12.2.3.9. ANEXOS

Anexo 12.2.3 – 1: Localização dos Módulos RAPELD

Anexo 12.2.3 - 2: Resumo dos Dados Florísticos

Anexo 12.2.3 – 3: Eventos Fenológicos

Anexo 12.2.3 – 4: Similaridade Florística

Anexo 12.2.3 – 5: Índice de Valor de Importância

Anexo 12.2.3 – 6: Fenograma por Espécie

Anexo 12.2.3 – 7: Relatório Fotográfico