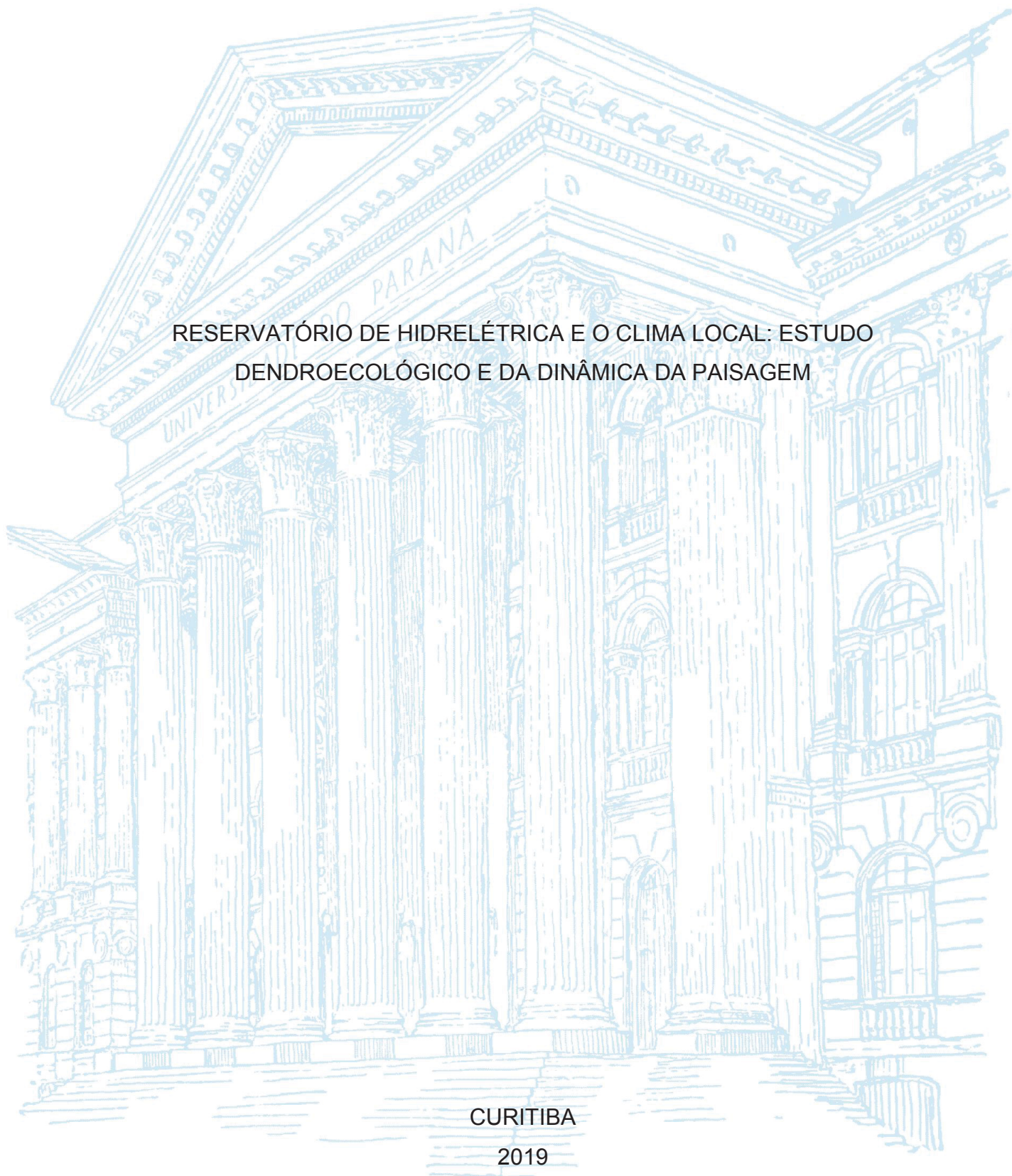


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

AMANDA KÖCHE MARCON

RESERVATÓRIO DE HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL: ESTUDO
DENDROECOLÓGICO E DA DINÂMICA DA PAISAGEM



CURITIBA

2019

AMANDA KÖCHE MARCON

RESERVATÓRIO DE HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL: ESTUDO
DENDROECOLÓGICO E DA DINÂMICA DA PAISAGEM

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Dr. Paulo Cesar Botosso, Prof. Dr. Christopher Thomas Blum e Prof^a. Dr^a. Kelly Geronazzo Martins

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Marcon, Amanda Köche

Reservatório de hidrelétrica e o clima local: estudo dendroecológico e da dinâmica da paisagem / Amanda Köche Marcon. – Curitiba, 2019.
171 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Dr. Paulo Cesar Botosso,

Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Profa. Dra. Kelly Geronazzo Martins

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 01/03/2019.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Dendrocronologia - Paraná. 2. Ecologia vegetal. 3. Anéis de crescimento. 4. Vegetação e clima. 5. Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (PR). 6. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Botosso, Paulo Cesar. III. Blum, Christopher Thomas. IV. Martins, Kelly Geronazzo. V. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. VI. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.561.24(816.2)

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **AMANDA KOCHÉ MARCON** intitulada: **Reservatório de hidrelétrica e o clima local: estudo dendroecológico e da dinâmica da paisagem**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 01 de Março de 2019.

FRANKLIN GALVÃO
Presidente da Banca Examinadora

MURILO LACERDA BARDDAL
Avaliador Externo (COPEL)

PAULO CÉSAR BOTOSSO
Avaliador Externo (EF)

PEDRO HIGUCHI
Avaliador Externo (UDESC)

AFONSO FIGUEIREDO FILHO
Avaliador Interno (UFPR)



A todas as mulheres que me sucederam, por seu legado carregado de luta e
resistência que me possibilitaram chegar até aqui.

À minha família.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

*“Que eu sempre saiba expressar minha gratidão às pessoas que fazem
minha vida ser mais leve e bonita (D.S.)”*

Agradeço a Deus, por guiar minha vida e por fornecer proteção e saúde nessa jornada.

À Universidade Federal do Paraná e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, pela oportunidade de cursar doutorado nesta importante instituição, berço da Engenharia Florestal no Brasil.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelos recursos destinados à pesquisa e pós-graduação e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos a mim concedida. Sem este apoio a conquista do doutorado não seria possível.

Ao meu querido orientador Franklin Galvão, pela acolhida carinhosa, por ser não somente um orientador, mas algo mais próximo de um pai, um amigo atencioso. Agradeço todos os dias por estar no doutorado sobre sua orientação. Conviver contigo foi uma honra e uma alegria diária.

Ao comitê de orientação, primordial para o desenvolvimento desta tese. Ao Paulo Botosso, pelas conversas animadas a cada visita ao laboratório e por toda a contribuição fornecida, especialmente com a dendrocronologia. À Kelly G. Martins, minha gratidão eterna pela enorme ajuda com a estatística. Foram tantas vídeo-chamadas, tantos áudios enviados... Muito obrigada! Ao Christopher Blum, que desde o início esteve junto comigo no desenvolvimento deste projeto. Muito obrigada pelo aprendizado, pela troca e pela oportunidade de trabalharmos juntos.

À Companhia Paranaense de Energia (COPEL) por todo o apoio logístico para a realização deste estudo. Agradeço em especial ao Murilo Barddal e estendo os agradecimentos ao Ronielton, Paulo, Tiãozinho e todas as outras pessoas que nos forneceram uma importante ajuda durante as expedições a campo.

Ao Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR) e à Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI/CIRAM) pelo fornecimento dos dados climáticos históricos.

Aos amigos que se disponibilizaram a auxiliar nas coletas de dados a campo: Franklin, Tomaz, Dieter, Bruno e Tiago. Muito obrigada por tudo. A ajuda de vocês foi essencial. Agradeço em especial ao Tomaz pelo entusiasmo com a dendrocronologia que acabou sendo passado a mim e por toda a ajuda com a ciência dos anéis de crescimento. Também agradeço ao Tiago pela ajuda com os programas de análise de paisagem.

Ao Renan Matias, pela indispensável ajuda com o processamento de imagens. Agradeço muito pela disposição e por toda a disponibilidade demonstrada em me auxiliar, mesmo de longe.

Aos meus pais, Binho e Juliana, por serem meu alicerce e meu porto-seguro, sempre. À minha amada Joana, ter você como irmã e melhor amiga é um presente de Deus. *“E eu serei por você, até o fim dos tempos.”*

Ao meu querido Cristian, pelo apoio incondicional e pelo incentivo diário durante o doutorado. Foram quatro anos de muitas viagens nos trechos Lages-Curitiba-Curitiba. Obrigada por ser sinônimo de amor, tranquilidade e companheirismo. Sou muito grata por ter te encontrado.

Às minhas queridas amigas do apartamento 31, minha família em Curitiba, Lina e Myrcia. Tanto a agradecer... Companhia diária e ombro amigo. Vocês foram muito importantes nessa jornada. E estendo aqui meu carinho pela amiga Morgana. A amizade de vocês foi um presente que o doutorado me deu. Também agradeço a Elaine e Mirella, que dividiram o lar conosco em diferentes períodos.

Aos amigos “selecionados” Dieter, Tomaz e Jaça, pelos diversos momentos de alegria compartilhados. Obrigada pelo chimarrão de cada dia, pelos churrascos, cafés... O doutorado foi bem mais agradável na companhia de vocês.

Ao amigo Bruno pela grande parceria nesta caminhada no doutorado. Muita análise no R, discussão de resultados, troca de ideias e de angústias durante o desenvolvimento das nossas teses.

Às amigas do Laboratório de Sementes, Manu, Dagma e Simone, pela amizade e companhia. Foram inúmeros momentos de chimarrão, café, bolo e bolacha.

As estagiárias Milena e Vitória, pelo auxílio com a marcação e medição das amostras e pelo agradável convívio no laboratório.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia, Edilaine, Edberto, João Paulo, Tiaro, Alessandro e Santiago pelos dias agradáveis compartilhando momentos na pós-graduação.

Aos meus parceiros de representação discente Thiago, Melrian e Cícero, pelo período de desafio e aprendizado que compartilhamos junto ao colegiado. Também agradeço ao colegiado da pós-graduação pelo convívio harmonioso.

À professora Yoshiko Saito Kuniyoshi, que com tanto amor e carinho nos alimenta com pastel e banana todas as sextas-feiras. Aos professores Carlos Veloso Roderjan, Alessandro Ângelo e Antônio Carlos Nogueira pela agradável convivência durante estes anos. E a todos os professores e funcionários do PPGEF pelos anos de aprendizado em todas as esferas da vida, meu muito obrigada.

Aos membros da banca examinadora, pelas valiosas contribuições para a melhoria deste estudo.

A todos que de uma forma ou outra contribuíram com este trabalho. Nada nesta vida se faz sozinho. E mesmo se assim fosse... Que graça teria não ter com quem compartilhar?

Meu muitíssimo obrigada!



RESUMO

As informações disponíveis a respeito da influência de reservatórios artificiais sobre o clima local, e, conseqüentemente, sobre a paisagem do entorno, ainda são escassas e pouco precisas. Muito se especula a respeito dos possíveis impactos sobre o clima, considerando que a inclusão de uma grande lâmina d'água na paisagem possivelmente altera alguns processos ecossistêmicos. Sendo assim, foi investigada a influência sobre o clima local da construção da Usina Hidrelétrica Gov. Bento Munhoz da Rocha Netto, localizada em Pinhão, estado do Paraná. Para isto, avaliou-se a vegetação, que reconhecidamente pode trazer informações importantes relacionadas com alterações do clima, baseando-se em métodos dendroecológicos e de dinâmica de paisagem. O primeiro capítulo inclui a descrição das espécies e da área de estudo. O segundo capítulo, intitulado "Crescimento diamétrico de espécies arbóreas em resposta à construção de reservatório de hidrelétrica" apresenta o estudo dos anéis de crescimento em relação aos períodos anterior e posterior à construção da usina hidrelétrica, buscando avaliar a existência de mudanças no ritmo de crescimento das árvores. Concluiu-se que a construção da usina teve uma influência significativa no crescimento diamétrico e que a idade dos indivíduos no momento da construção da usina foi determinante na identificação das alterações. Especialmente para a espécie *Araucaria angustifolia*, as árvores mais velhas foram mais sensíveis à alteração ambiental. Para a espécie *Cedrela fissilis*, não ocorreram mudanças representativas no crescimento diamétrico. No terceiro capítulo, intitulado "Dinâmica da paisagem associada à construção de usina hidrelétrica" buscou-se quantificar as conversões das áreas naturais em antrópicas no entorno da usina, avaliando se estas poderiam ter alterado o clima local. Foi possível concluir que, embora tenha ocorrido grande fragmentação das áreas naturais, as conversões foram principalmente para povoamentos florestais. Sendo assim, infere-se que as modificações no uso do solo nos arredores do reservatório não foram protagonistas de alterações relevantes no clima local, no período concomitante à construção da usina. O quarto capítulo, intitulado "Construção de usina hidrelétrica e o clima local: uma abordagem *multi-proxy*" investiga se a construção da usina hidrelétrica causou alterações no clima local, utilizando como indicadores as séries meteorológicas históricas e as cronologias dos anéis de crescimento. Foi possível identificar um aumento na precipitação pluviométrica e respostas significativas no crescimento após a construção do reservatório. As cronologias das espécies *A. angustifolia* e *C. fissilis* apresentaram correlações negativas com o nível da água do reservatório e com o número de dias com chuva, respectivamente, indicando que maiores taxas de precipitação podem estar reduzindo o crescimento. Os resultados deste estudo indicam a ocorrência de alterações no ciclo hidrológico local e no crescimento radial das espécies em consequência da construção da usina hidrelétrica, fornecendo uma importante contribuição para as pesquisas envolvendo impactos causados pela construção de reservatórios de hidrelétricas sobre o clima local.

Palavras-chave: Dendrocronologia. Anéis de crescimento. Mudanças climáticas. Ecologia de paisagem. Fragmentação de habitats.

ABSTRACT

Data concerning the influence of artificial reservoirs on the local climate – and consequently on the surrounding landscape – are still scarce and inaccurate. The inclusion of a large lake in the landscape will certainly modify some ecosystem processes but the measure of the possible impacts is rather speculative. Thus, this study aims to investigate if the *Gov. Bento Munhoz da Rocha Netto* Hydroelectric power plant, located in Pinhão, state of Paraná, Brazil, has caused changes in the local climate. The methodology was based on dendrochronology and landscape ecology, which can constitute an important information source about climate change. The first chapter includes the description of the species and the area of study. The second chapter, entitled "Artificial lake of a hydroelectric power plant: responses in the tree growth" presents the study of tree growth rings related to the periods before and after hydroelectric plant deployment, searching for changes in the tree growth. It was concluded that the impoundment had a significant influence on the tree growth, especially for *Araucaria angustifolia* which older trees were more sensitive to the environmental change. For *Cedrela fissilis*, there were no significant changes. In the third chapter, entitled "Landscape dynamics associated with the construction of a hydroelectric power plant", the conversion of natural into anthropic areas in the surroundings of the artificial lake was quantified in order to evaluate modifications non-lake related on local climate. Although extensive fragmentation of natural areas around the lake had been occurred, there were conversions mainly to forest stands. Thus, it is inferred that land use around the artificial lake area were not protagonist of local climate change. The fourth chapter, "Hydroelectric power plant and local climate: a multi-proxy approach", investigates, using meteorological data series and tree ring chronologies as indicators, if the construction of hydroelectric power plant has caused local climate changes. It was possible to identify an increase in precipitation, as well as significant responses in the tree growth. *A. angustifolia* and *C. fissilis* chronologies showed negative correlations with the lake water level and the number of rainy days, respectively, indicating that higher precipitation rates may be reducing the tree growth. The results suggest changes on the local hydrological cycle and alterations on tree growth in consequence of the artificial lake construction, providing an important contribution to the research involving impoundments impacts on the local climate.

Keywords: Dendrochronology. Tree rings. Climate change. Landscape ecology. Forest fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.29
- FIGURA 2 – DIAGRAMA CLIMÁTICO DE FOZ DO AREIA, MUNICÍPIO DE PINHÃO, PARANÁ, CONSTRUÍDO SEGUNDO WALTER E LIETH (1967). AS LETRAS REPRESENTAM OS MESES DO ANO (JAN-DEZ).....30
- FIGURA 3 – SEÇÕES TRANSVERSAIS MACROSCÓPICAS DO LENHO DE *Araucaria angustifolia*. A) DEMARCAÇÃO DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO VISTOS A OLHO NU; B) DETALHE DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO, CARACTERIZADOS POR TRAQUEÍDES AXIAIS COM TRANSIÇÃO GRADUAL ENTRE OS LENHOS INICIAL E TARDIO. TRIÂNGULOS PRETOS INDICAM OS LIMITES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO.....33
- FIGURA 4 – ANÉIS DE CRESCIMENTO ATÍPICOS EM SEÇÕES TRANSVERSAIS DO LENHO DE *Araucaria angustifolia*: SETAS PRETAS INDICAM ANÉIS DE CRESCIMENTO EM CUNHA (A, C, D), FLUTUAÇÃO DE DENSIDADE INTRA-ANEL (B) E FALSOS ANÉIS DE CRESCIMENTO (D).....33
- FIGURA 5 – SEÇÕES TRANSVERSAIS MACROSCÓPICAS DO LENHO DE *Cedrela fissilis*. A) DEMARCAÇÃO DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO VISTOS A OLHO NU; B) ANÉIS DE CRESCIMENTO TÍPICOS, CARACTERIZADOS POR FAIXAS MARGINAIS DE PARÊNQUIMA AXIAL E REDUÇÃO NO DIÂMETRO TANGENCIAL DOS VASOS DO LENHO INICIAL PARA O TARDIO. TRIÂNGULOS PRETOS INDICAM OS LIMITES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO.35
- FIGURA 6 – ANÉIS DE CRESCIMENTO ATÍPICOS EM SEÇÕES TRANSVERSAIS DO LENHO DE *Cedrela fissilis*. ANÉIS DE CRESCIMENTO INDISTINTOS SÃO INDICADOS POR SETAS PRETAS.....36
- FIGURA 7 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁRVORES SELECIONADAS PARA COLETA DE AMOSTRAS RADIAIS DE LENHO NO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PINHÃO, PARANÁ.....45
- FIGURA 8 – IDADE ESTIMADA DAS ÁRVORES AMOSTRADAS.....51

FIGURA 9 – ANÁLISE DE AGRUPAMENTO BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE <i>A. angustifolia</i> POR ANO, UTILIZANDO A DISTÂNCIA DE CANBERRA E O ALGORITMO DE LIGAÇÃO UPGMA. EM VERDE, O PERÍODO ANTERIOR (ANOS) À CONSTRUÇÃO DA USINA, E, EM AZUL, O PERÍODO POSTERIOR A SUA CONSTRUÇÃO. EIXO Y: DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.....	53
FIGURA 10 – ANÁLISE DE AGRUPAMENTO BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE <i>C. fissilis</i> POR ANO, UTILIZANDO A DISTÂNCIA DE CANBERRA E O ALGORITMO DE LIGAÇÃO UPGMA. EM VERDE, O PERÍODO ANTERIOR (ANOS) À CONSTRUÇÃO DA USINA, E, EM AZUL, O PERÍODO POSTERIOR A SUA CONSTRUÇÃO. EIXO Y: DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.	53
FIGURA 11 – FREQUÊNCIA DOS RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO AJUSTADO PARA O INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO.	54
FIGURA 12 – BOXPLOTS DO INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO DOS PERÍODOS PRÉ E PÓS DISTÚRBIO PARA <i>A. angustifolia</i> (A) E <i>C. fissilis</i> (B). CÍRCULOS FECHADOS SIMBOLIZAM A MÉDIA.....	55
FIGURA 13 – BOXPLOTS DO INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO PARA AS ESPÉCIES – PERÍODO TOTAL (A) E PARA OS PERÍODOS PRÉ E PÓS DISTÚRBIO (B). CÍRCULOS FECHADOS SIMBOLIZAM A MÉDIA.....	56
FIGURA 14 – RELAÇÃO ENTRE O INCREMENTO DIAMÉTRICO CORRENTE ANUAL MÉDIO (ICAm) E A IDADE DAS ÁRVORES. A) <i>A. angustifolia</i> ; B) <i>C. fissilis</i>	56
FIGURA 15 – TRAJETÓRIAS DE CRESCIMENTO (A) E ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (B) DOS INDIVÍDUOS DE <i>A. angustifolia</i> EM FUNÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR ÁRVORE. AZUL ESCURO: CLASSE 1 (IDADE ≤ 55 ANOS); AZUL CLARO: CLASSE 2 (55 < IDADE ≤ 79 ANOS); ROSA: CLASSE 3 (79 < IDADE ≤ 199 ANOS); E AMARELO: CLASSE 4 (> 199 ANOS).	58

- FIGURA 16 – TRAJETÓRIAS DE CRESCIMENTO (A) E ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (B) DOS INDIVÍDUOS DE *C. fissilis* EM FUNÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR ÁRVORE. AZUL ESCURO: CLASSE 1 (IDADE < 80 ANOS) E AZUL CLARO: CLASSE 2 (IDADE ≥ 80 ANOS).....58
- FIGURA 17 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *A. angustifolia* POR CLASSES DE IDADE. CLASSE 1 = IDADE ≤ 55 ANOS; CLASSE 2 = 55 < IDADE ≤ 79 ANOS; CLASSE 3 = 79 < IDADE ≤ 199 ANOS E CLASSE 4 > 199 ANOS. LINHA VERMELHA: TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS.59
- FIGURA 18 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *A. angustifolia* POR CLASSES DE IDADE PARA O PERÍODO DE 1960-2000. CLASSE 1 = IDADE ≤ 55 ANOS; CLASSE 2 = 55 < IDADE ≤ 79 ANOS; CLASSE 3 = 79 < IDADE ≤ 199 ANOS E CLASSE 4 > 199 ANOS. BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA; MÉDIAS DE INCREMENTO PRÉ E PÓS CONSTRUÇÃO DA USINA (mm) E *p*-VALOR DE ACORDO COM O TESTE T PAREADO.61
- FIGURA 19 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *C. fissilis* POR CLASSES DE IDADE. CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADE ≥ 80 ANOS. BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA. LINHA VERMELHA: TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS.....61
- FIGURA 20 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *C. fissilis* POR CLASSES DE IDADE PARA O PERÍODO DE 1960-2000. CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADES ≥ 80 ANOS. ÁREA EM CINZA: PERÍODO PÓS-DISTÚRBIO; BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA; MÉDIAS DE INCREMENTO PRÉ E PÓS CONSTRUÇÃO DA USINA (mm) E *p*-VALOR DE ACORDO COM O TESTE T PAREADO.....62
- FIGURA 21 – SINCRONICIDADE DE LIBERAÇÕES E SUPRESSÕES PARA *A. angustifolia* E *C. fissilis*, EM FUNÇÃO DA PROPORÇÃO DE ÁRVORES COM EVENTOS QUE COMEÇARAM NO MESMO ANO (±1), PARA 29 ANOS ANTES E DEPOIS DO DISTÚRBIO. ÁREA EM

	CINZA: PERÍODO PÓS-DISTÚRPIO; LINHA PONTILHADA: NÚMERO DE ÁRVORES POR ANO (± 1).....	63
FIGURA 22 –	IMAGEM DE SATÉLITE DA ÁREA DE ESTUDO, MOSTRANDO A COBERTURA DE NUVENS SOBRE O RESERVATÓRIO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, DEMARCADO EM AZUL (LANDSAT 5, ÓRBITA 222, PONTO 78 02/06/1984).....	71
FIGURA 23 –	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO DELIMITADA A PARTIR DA BORDADURA (BUFFER) DA ÁREA DO RESERVATÓRIO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO (FUSO 22 S, MERIDIANO CENTRAL - 51).....	84
FIGURA 24 –	QUADRANTES UTILIZADOS PARA O CÁLCULO DOS INDICADORES TEMPORAIS DO DESMATAMENTO.....	92
FIGURA 25 –	USO DO SOLO DO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PARANÁ, BRASIL, PARA OS ANOS DE 1976, 1984 E 2016.	95
FIGURA 26 –	DINÂMICA DO PADRÃO DO USO E DA COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PINHÃO, PR.	96
FIGURA 27 –	NÚMERO DE FRAGMENTOS POR CLASSE DE USO DO SOLO EM FUNÇÃO DO TAMANHO DA ÁREA (<5; 5-10; 10-50; 50-100; 100-500 E >500 HECTARES), PARA OS TRÊS ANOS DE REFERÊNCIA. ...	97
FIGURA 28 –	ÁREAS RESTAURADAS ENTRE OS ANOS DE 1984 E 2016. RGB: 4/5/3.	99
FIGURA 29 –	MÉTRICAS DE ÁREA, ÁREA NÚCLEO, ISOLAMENTO E CONECTIVIDADE DA CLASSE FLORESTA PARA OS ANOS DE REFERÊNCIA. PLAND: PORCENTAGEM DA PAISAGEM DA ÁREA TOTAL; CPLAND: PORCENTAGEM DA PAISAGEM DAS ÁREAS NÚCLEO; TCA: SOMA DAS ÁREAS NÚCLEO (HA); CLUMPY: ÍNDICE DE AGREGAÇÃO ($1 \leq \text{CLUMPY} \leq 1$); CONNECT: CONECTIVIDADE ENTRE FRAGMENTOS ($0 \leq \text{CONNECT} \leq 100$); IJI: ÍNDICE DE DISPERSÃO E JUSTAPOSIÇÃO ($0 < \text{IJI} \leq 100$).	100
FIGURA 30 –	TAXA DE CONVERSÃO ANUAL (Q) E TRAJETÓRIA DO DESMATAMENTO (FCCP) PARA A CLASSE FLORESTA E ÍNDICE DE INTENSIDADE DE USO (LUI) DAS ÁREAS ANTRÓPICAS, NA PAISAGEM DO ENTORNO DA UHE GBM, ENTRE 1976 E 2016. Q: 0-100% ANO ⁻¹ , VALORES NEGATIVOS REPRESENTAM REDUÇÃO	

	DA ÁREA OCUPADA E POSITIVOS REGENERAÇÃO; LUI : AUMENTA COM A PERMANÊNCIA DA ÁREA ANTRÓPICA AO LONGO DO TEMPO, CHEGANDO A 100% QUANDO A ÁREA FOI TOTALMENTE CONVERTIDA NO PRIMEIRO ANO E PERDUROU ATÉ O ÚLTIMO; FCCP : VALORES POSITIVOS REPRESENTAM CONVERSÃO NOS ANOS INICIAIS E NEGATIVOS NOS ANOS FINAIS, VALORES MAIORES INDICAM MUDANÇAS DRÁSTICAS E MENORES, CONVERSÕES DISPERSAS.	103
FIGURA 31 –	TRAJETÓRIA DO DESMATAMENTO (FCCP) E TAXA DE CONVERSÃO ANUAL (Q), CALCULADA PARA OS QUADRANTES DA PAISAGEM DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, ENTRE OS ANOS DE 1976 E 2016. AS PORCENTAGENS DOS QUADRANTES QUE NÃO SE MODIFICARAM ($Q = 0\% \text{ ANO}^{-1}$) FORAM INCLUÍDAS COMO REGENERAÇÃO.	104
FIGURA 32 –	LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS.	120
FIGURA 33 –	A) CRONOLOGIA DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DE <i>A. angustifolia</i> (LINHA CINZA), TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS (LINHA VERMELHA) E NÚMERO DE SÉRIES (ÁREA EM CINZA); B) COEFICIENTES EPS E RBAR.	126
FIGURA 34 –	A) CRONOLOGIA DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DE <i>C. fissilis</i> (LINHA CINZA), TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS (LINHA VERMELHA) E NÚMERO DE SÉRIES (ÁREA EM CINZA); B) COEFICIENTES EPS E RBAR.	127
FIGURA 35 –	DIAGRAMA DE ORDENAÇÃO DOS DOIS PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS HISTÓRICAS DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DE FOZ DO AREIA (FA), MATOS COSTA (MC), IRATI (IRA) E PORTO UNIÃO (PU). COMO VETORES, AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT), UMIDADE RELATIVA DO AR (UMI) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC).	128
FIGURA 36 –	TESTE DE TENDÊNCIA DE PETTITT (UK) PARA AS VARIÁVEIS COM MUDANÇA BRUSCA NA TENDÊNCIA EM ANOS PRÓXIMOS	

	A CONSTRUÇÃO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO. A LINHA PONTILHADA INDICA O PONTO DE MUDANÇA.....	129
FIGURA 37 –	COMPORTAMENTO DAS VARIÁVEIS AVALIADAS NA CONSTRUÇÃO DOS MODELOS. BARRAS VERTICAIS NOS GRÁFICOS DE LINHA CORRESPONDEM AO DESVIO PADRÃO.	130
FIGURA 38 –	RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO PARA OS ÍNDICES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DA ESPÉCIE <i>A. angustifolia</i>	131
FIGURA 39 –	RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO PARA OS ÍNDICES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DA ESPÉCIE <i>C. fissilis</i>	132
FIGURA 40 –	RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS MENSAIS (PERÍODO CORRENTE E PRÉVIO) E AS CRONOLOGIAS DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO. SÃO APRESENTADAS SOMENTE AS VARIÁVEIS SELECIONADAS PELOS MODELOS. PARA O NÍVEL DA ÁGUA E A COBERTURA DE NUVENS SÃO APRESENTADAS AS CORRELAÇÕES NOS PERÍODOS ANTERIOR (PRÉ) E POSTERIOR (PÓS) A CONSTRUÇÃO DA USINA. CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS SÃO IDENTIFICADAS COM ASTERISCOS (* $p < 0,01$; ** $p < 0,05$).	133

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – ÍNDICES DE DISSIMILARIDADE E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO TESTADOS PARA AVALIAÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE <i>A. angustifolia</i> E <i>C. fissilis</i> A PARTIR DE ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS.....	47
TABELA 2 – CORRELAÇÃO ENTRE A MATRIZ COFENÉTICA E A MATRIZ ORIGINAL UTILIZANDO DIFERENTES DISTÂNCIAS E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO, BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO POR ANO.	52
TABELA 3 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MLMG DO MLGM E CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC).....	54
TABELA 4 – CORRELAÇÃO ENTRE A MATRIZ COFENÉTICA E A MATRIZ DE INCREMENTO CORRENTE MÉDIO POR ÁRVORE, UTILIZANDO DIFERENTES DISTÂNCIAS E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO.	57
TABELA 5 – INCREMENTO DIAMÉTRICO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR CLASSE DE IDADE PARA <i>A. angustifolia</i> E <i>C. fissilis</i> . <i>A. angustifolia</i> : CLASSE 1 = IDADE \leq 55 ANOS; CLASSE 2 = 55 < IDADE \leq 79 ANOS; CLASSE 3 = 79 < IDADE \leq 199 ANOS E CLASSE 4 > 199 ANOS. <i>C. fissilis</i> : CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADE \geq 80 ANOS.	60
TABELA 6 – INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO DE ALGUNS ESTUDOS REALIZADOS COM <i>C. fissilis</i> E <i>A. angustifolia</i> NO BRASIL.	67
TABELA 7 – QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO ASSOCIADA AOS VALORES DO ÍNDICE DE KAPPA.	85
TABELA 8 – USO DO SOLO EM ÁREA (HA), PORCENTAGEM DA ÁREA TOTAL (%), NÚMERO DE MANCHAS (NM) E PERCENTUAL DA PAISAGEM OCUPADA PELO MAIOR POLÍGONO (LPI) POR CLASSE E POR ANO DE REFERÊNCIA.	94
TABELA 9 – MÉTRICAS PARA A PAISAGEM DO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PARA OS TRÊS ANOS DE REFERÊNCIA...	98

TABELA 10 – MÉTRICAS DE FORMA, ÁREA NÚCLEO E PROXIMIDADE PARA OS FRAGMENTOS DA CLASSE FLORESTA PARA OS ANOS DE REFERÊNCIA.....	101
TABELA 11 – INFORMAÇÕES DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS. ALTITUDE (ALT.), DISTÂNCIA APROXIMADA EM LINHA RETA ATÉ A ESTAÇÃO DE FOZ DO AREIA (DIST.) E PERÍODOS DISPONÍVEIS DAS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS PARA COMPARAÇÃO.	120
TABELA 12 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CRONOLOGIAS DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO PARA AMBAS AS ESPÉCIES. NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM O NÚMERO DE ÁRVORES AMOSTRADAS; SÉRIE MÁSTER REPRESENTA O PERÍODO CONTEMPLADO POR TODAS AS AMOSTRAS.....	125
TABELA 13 – ESTATÍSTICAS DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS, MOSTRANDO OS AUTOVALORES DE CADA COMPONENTE E A CORRELAÇÃO DESTES COM AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS: TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC). EM NEGRITO, OS DOIS COMPONENTES SELECIONADOS E A COMPOSIÇÃO DE CADA UM.	128
TABELA 14 – ANÁLISE DA VARIÂNCIA, TESTE DE MÉDIAS E ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS ENTRE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS, DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS: TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC).	129
TABELA 15 – MODELO SELECIONADO UTILIZANDO O CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC) para <i>A. angustifolia</i> E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO.....	131
TABELA 16 – MODELO SELECIONADO UTILIZANDO O CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC) para <i>C. fissilis</i> E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO.....	132

SUMÁRIO

1 ASPECTOS GERAIS DA PESQUISA: CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL.....	21
1.1 INTRODUÇÃO GERAL	21
1.2 OBJETIVOS	24
1.2.1 Objetivo geral	24
1.2.2 Objetivos específicos.....	24
1.3 ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	25
1.4 ESTADO DA ARTE: IMPACTOS DE USINAS HIDRELÉTRICAS SOBRE O CLIMA LOCAL.....	25
1.5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	28
1.6 ESPÉCIES ESTUDADAS.....	31
1.6.1 <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	31
1.6.2 <i>Cedrela fissilis</i> Vell.	34
1.7 REFERÊNCIAS	36
2 CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM RESPOSTA À CONSTRUÇÃO DE RESERVATÓRIO DE HIDRELÉTRICA.....	43
2.1 INTRODUÇÃO	43
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	44
2.2.1 Coleta dos dados	44
2.2.2 Análise dos dados	46
2.3 RESULTADOS	50
2.3.1 Relações entre o crescimento e o distúrbio, a espécie e a idade das árvores .	51
2.3.2 Avaliação do crescimento diamétrico por classe de idade	56
2.3.3 Crescimento relativo.....	62
2.4 DISCUSSÃO	64
2.5 CONCLUSÕES	73
2.6 REFERÊNCIAS.....	73
3 DINÂMICA DA PAISAGEM ASSOCIADA À CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA.....	82
3.1 INTRODUÇÃO	82
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	83
3.2.1 Conjunto de dados	83

3.2.2 Dinâmica e estrutura espaço-temporal da paisagem	86
3.3 RESULTADOS	93
3.3.1 Dinâmica e estrutura da paisagem	93
3.3.2 Análise temporal do perfil do desmatamento	101
3.4 DISCUSSÃO	104
3.4.1 Dinâmica e estrutura da paisagem	104
3.4.2 Análise temporal do perfil do desmatamento	108
3.4.3 Implicações sobre o clima local	109
3.5 CONCLUSÃO	110
3.6 REFERÊNCIAS	110
4 CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL: UMA ABORDAGEM MULTI-PROXY	117
4.1 INTRODUÇÃO	117
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	119
4.2.1 Coleta dos dados	119
4.2.2 Análise dos dados	121
4.3 RESULTADOS	124
4.4 DISCUSSÃO	133
4.5 CONCLUSÃO	138
4.6 REFERÊNCIAS	138
5 CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	146
REFERÊNCIAS	149

CAPÍTULO I

1 ASPECTOS GERAIS DA PESQUISA: CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

“É mais fácil manipular um rio construindo uma represa do que prever todas as complexas consequências que isso trará [...]” (HARARI, 2018).

As interferências dos seres humanos no planeta Terra se intensificaram tanto no último século, que estão alcançando uma magnitude semelhante aos processos naturais (MAUSER, 2006). Estas alterações antropogênicas são tão difundidas e profundas que se atribui o termo "antropoceno" à época geológica atual (CRUTZEN, 2006; STEFFEN; CRUTZEN; MCNEILL, 2007). Extensas mudanças no uso da terra, desmatamento, queima de combustíveis fósseis e emissão de gases de clorofluorcarbono são apontadas como as principais causas das atividades humanas terem se tornado uma força geológica global (CRUTZEN, 2006; EHLERS; KRAFFT, 2006).

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2015), as evidências da influência humana sobre o clima têm crescido e é provável que mais da metade do aumento na temperatura da Terra tenha sido causado pelas altas concentrações de gases de efeito estufa. Em muitas regiões as mudanças na precipitação ou o derretimento de geleiras estão alterando sistemas hidrológicos, afetando recursos hídricos em termos de quantidade e qualidade. A visão predominante é que o aquecimento global induzido pelo homem está acontecendo e que, sem medidas de mitigação, o clima será ainda mais alterado durante o próximo século, com graves consequências para a humanidade (WALLACE et al., 2014).

Os resultados derivados das mudanças climáticas, sejam naturais ou de origem antrópica, levantam grande preocupação nas esferas científicas, políticas e sociais. Porém, as informações têm sido, quase sempre, pouco concisas, fazendo com que não somente a população, mas, principalmente os tomadores de decisão, não consigam discernir as certezas e incertezas com relação ao clima presente e

futuro (MARENGO, 2006, 2008). Ações dos seres humanos, como desmatamento, instalação de cidades, agricultura e construção de rodovias, constituem distúrbios ambientais e podem trazer também alterações ao clima de um determinado local. A instalação de hidrelétricas e seus respectivos reservatórios chama atenção por seus impactos, e, estudos referentes a essa temática são muito importantes no Brasil (LIMBERGER; PITTON, 2008).

Os lagos artificiais mais antigos foram provavelmente construídos para fins de irrigação, controle de enchentes e abastecimento de água (BAXTER, 1977). Mais tarde, a água foi represada para constituir uma fonte de energia, primeiramente pelo uso de rodas d'água, e, posteriormente, pelo uso de geradores hidrelétricos (BAXTER, 1977). No Brasil, existem 1.339 empreendimentos hidrelétricos em operação e 44 em construção, considerando Centrais Geradoras Hidrelétricas, Pequenas Centrais Hidrelétricas e Usinas Hidrelétricas (ANEEL, 2018), que certamente causam algum distúrbio no ecossistema em que estão inseridos. Um distúrbio pode ser considerado como um processo natural ou antrópico, que acarreta outras alterações no ecossistema, como: fragmentação, movimentos de animais e extinção local e regional (FARINA, 2008). Normalmente, os distúrbios antrópicos são diferentes dos naturais em extensão, gravidade e frequência (FARINA, 2008).

A construção de reservatórios para geração de energia causa uma série de especulações a respeito do seu possível impacto sobre o clima local, principalmente porque a intervenção do homem sobre a natureza sempre inquietou as pessoas (MARCOVITCH, 2006). Nas populações locais, são comuns as especulações a respeito de uma mudança no clima em função da presença dos grandes reservatórios. Questões como aumento do número de geadas, aumento da nebulosidade com redução da insolação e variação na temperatura, são algumas das mudanças comumente citadas pelos moradores confrontantes. Além disso, sabe-se que é inevitável a geração de grandes impactos socioculturais na população que ocupa a área de influência, com desapropriações e realocações de famílias, perdas de áreas cultiváveis e ambientalmente relevantes (LIMBERGER, 2007; ESTEVES, 2011).

As informações disponíveis quanto a influência de reservatórios artificiais sobre a paisagem, e, conseqüentemente, no clima local, ainda são escassas e pouco precisas. Algumas conseqüências são irrefutáveis, como a perda de hábitat e

o deslocamento da fauna terrestre, a alteração das espécies aquáticas e, muitas vezes, a perda de áreas florestadas. Podendo, também, haver mudanças no padrão de precipitação, aumento da nebulosidade e da neblina e redução da temperatura do ar (BAXTER, 1977). Certamente, a carência de informações impede que a avaliação do impacto ambiental causado por estes empreendimentos seja realizada com base em dados concretos, colocando em dúvida a eficácia das medidas de mitigação.

Mudanças regionais e globais, tais como mudanças no uso da terra ou outras modificações que causem interferências nas variáveis meteorológicas, exigem a realização de estudos para prever e avaliar a vulnerabilidade climática, fundamentalmente no setor de geração de energia (SOITO; FREITAS, 2011).

Com esta pesquisa, pretende-se contribuir para a elucidação desta problemática, gerando informações sobre o impacto do reservatório de uma usina hidrelétrica no clima local. Diante disso, este estudo avaliou aspectos da vegetação, que reconhecidamente pode trazer informações importantes relacionadas com alterações do clima. Baseadas em métodos dendroecológicos, informações sobre ocorrências de distúrbios ambientais podem ser registradas nas árvores, especificamente, através de seus anéis anuais de crescimento. Para avaliar outras possíveis fontes de alteração no clima local, foi realizado um estudo de dinâmica de paisagem, a fim de verificar se houve grandes conversões no mesmo período. Desta forma, quando eliminadas outras possíveis fontes de alterações, a existência de sinais de mudança nas taxas de crescimento das árvores no entorno pode fornecer indícios de mudanças no clima local, em função da construção da usina hidrelétrica.

As hipóteses que norteiam este estudo são: i) A construção do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto ocasionou alterações no clima local e os impactos poderiam ser observados na vegetação; ii) Ocorreram grandes conversões de ambientes naturais, que podem ter contribuído para as mudanças no clima local; e iii) Existem registros nos anéis de crescimento de determinadas espécies arbóreas do entorno relacionados a alterações climáticas decorrentes da implantação do reservatório.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar, por meio de análises dendroecológicas e de dinâmica da paisagem, evidências de alterações no crescimento radial de algumas espécies arbóreas representativas como consequência da modificação do clima local, decorrente da construção do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar estudo dendroecológico para investigar a existência de registros nos anéis de crescimento de espécies arbóreas relacionados a alterações climáticas decorrentes da construção do reservatório;
- Caracterizar a dinâmica da cobertura vegetal e da estrutura da paisagem por meio de uma análise temporal, visando avaliar sua possível influência em alterações climáticas;
- Analisar o clima local em comparação com dados provenientes de outras estações meteorológicas, buscando verificar alterações no período estudado;
- Verificar a sincronia dos dados dendrocronológicos, estabelecer uma cronologia local para as espécies selecionadas e correlacioná-las com variáveis ambientais, analisando possíveis sinais na cronologia decorrentes da implantação da usina hidrelétrica;
- Avaliar, em uma abordagem *multi-proxy*, as séries meteorológicas e as cronologias dos anéis de crescimento para detectar eventuais alterações no clima local.

1.3 ORGANIZAÇÃO DA TESE

A tese foi estruturada em capítulos, buscando, por meio da análise dos diversos resultados, atender ao objetivo geral deste estudo:

- O capítulo I apresenta a introdução geral, a descrição das espécies e da área de estudo, bem como uma revisão do estado da arte da pesquisa sobre impactos ambientais de reservatórios de usinas hidrelétricas;
- O capítulo II, tendo como título: “*Crescimento diamétrico de espécies arbóreas em resposta à construção de reservatório de hidrelétrica*”, apresenta a avaliação do crescimento diamétrico das espécies *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e *Cedrela fissilis* Vell., nos períodos anterior e posterior à construção da usina hidrelétrica;
- O capítulo III, intitulado “*Dinâmica da paisagem associada à construção de usina hidrelétrica*”, busca averiguar as alterações na estrutura e na dinâmica da paisagem, para identificar a existência de grandes conversões de ambientes naturais que possam ter alterado e/ou contribuído para mudanças no clima local;
- Por último, no capítulo IV, intitulado “*Construção de usina hidrelétrica e o clima local: uma abordagem multi-proxy*” foram utilizadas como indicadores climáticas as cronologias dos anéis de crescimento e as séries meteorológicas, buscando uma abordagem conjunta destes estudos na detecção das alterações no clima local.

1.4 ESTADO DA ARTE: IMPACTOS DE USINAS HIDRELÉTRICAS SOBRE O CLIMA LOCAL

Existe uma deficiência na alocação de estações climáticas, com larga história de dados meteorológicos nas proximidades de reservatórios em todo o Brasil. Embora existam cerca de 120 estações meteorológicas no estado do Paraná, muitas destas são relativamente recentes e a existência de lacunas de dados

históricos e atuais é fato conhecido (CUNHA; VECCHIA, 2007; CUNHA; KRAJEWSKI; MANTILLA, 2011; GREGÓRIO; BRANDÃO, 2010). Muitas vezes, torna-se difícil avaliar cenários de impactos climáticos de empreendimentos hidrelétricos por meio da análise direta de dados climáticos, pois normalmente os dados históricos anteriores à construção são escassos ou mesmo inexistentes.

Apesar da insuficiência de dados meteorológicos históricos, alguns trabalhos foram publicados com o objetivo de avaliar a influência da construção de usinas hidrelétricas sobre o ambiente, principalmente relacionados a fatores climáticos. O nível de alterações gerado pela construção de reservatórios ainda não é um consenso entre os pesquisadores. No entanto, é de entendimento geral que grandes empreendimentos geram impactos ambientais significativos e podem trazer alterações no clima local, em maior ou menor grau (e.g. BORTOLETO, 2001; GOLDEMBERG; LUCON, 2007; VAINER, 2007). Sua abrangência está ligada ao tipo e tamanho do empreendimento, e a intensidade de incorporação de tecnologias mitigatórias durante a sua execução.

Sanches e Fisch (2005) compararam o microclima na região da hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, em período anterior e posterior à construção do reservatório, avaliando se a substituição da vegetação e a formação da lâmina d'água promoveram modificações substanciais na precipitação local. Os autores constataram que não ocorreram alterações significativas nos regimes e ritmos de precipitação, com relação aos totais mensais de precipitação, ao número de dias com chuvas e ao início e fim do período chuvoso. No entanto, houve um leve aumento do número de dias com chuvas no final do período seco após a formação do reservatório, possivelmente devido à alta evaporação.

Em pesquisa para caracterizar o clima na região oeste do Paraná, Limberger (2007) procurou relacionar a criação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu com mudanças climáticas. Para isso, a autora analisou séries históricas de dados meteorológicos e realizou estudos de percepção climática pela população lindeira, em relação à presença do lago e suas influências no clima local, nos municípios de São Miguel do Iguazu e Cascavel. Não foram encontradas diferenças significativas nos parâmetros climáticos de temperatura média, temperatura máxima, temperatura mínima, precipitação e umidade relativa do ar, comparando séries anteriores e posteriores à construção da usina. Por outro lado, para a maior parte da população

local, o lago aparece como o responsável por algumas modificações no clima, juntamente com o desmatamento, o desenvolvimento das cidades e a expansão da atividade agrícola. A pesquisa salienta, ainda, a visão negativa da população quanto à presença do lago, relacionando-se à perda de terras produtivas, deslocamento de pessoas, aumento do contrabando e, também, às mudanças climáticas locais.

Otoni et al. (2011) estudaram a influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, localizada na Bacia do rio Grande, sobre a pluviometria e o rendimento hidrológico. Foram utilizados períodos “antes e depois” à construção do reservatório, garantindo-se a análise da influência do espelho d’água do reservatório nos regimes pluviométricos e fluviométricos da região de interesse. Os índices pluviométricos das duas regiões do estudo foram alterados após a construção da Usina Hidrelétrica de Furnas, sendo registrados aumentos de 8,8% e 18,5%. Segundo os autores, em razão do aumento de chuva, ocorreu também um aumento de vazão, sendo que a vazão média do somatório dos rios elevou-se cerca de 11%.

Garcia e Penereiro (2014) utilizaram métodos estatísticos para identificar a existência de possíveis tendências climáticas em dados de vazão do rio São Francisco, a partir de séries temporais anuais de parâmetros hidroclimáticos, antes e depois da construção da barragem de Sobradinho. Os autores concluíram que, durante e após a formação do reservatório de Sobradinho, o clima da região alterou-se gradativamente, modificando, sutilmente, os índices pluviométricos e, conseqüentemente, os índices de vazão medidos no percurso do rio após aquela barragem. Porém, destacaram que outros fatores podem ter contribuído para essa tendência, visto que se deve levar em consideração o aumento das áreas de desmatamentos, por efeitos de queimadas e a formação de pastagens na região, além do crescimento urbano das cidades ali situadas e o aumento populacional que levou à necessidade de aumentar o consumo de água.

Lopes et al. (2014) mostraram, ao discutir a construção de uma barragem na bacia do rio Araguari, as alterações causadas na flora e fauna local. A descontinuidade entre as áreas florestais, os remanescentes de florestas secas que foram trazidos para perto da margem do reservatório e foram submetidos a mudanças nas condições de umidade e o aumento da umidade do solo, são alguns dos impactos citados pelos autores. Segundo o estudo, essas mudanças levaram a mudanças na composição de espécies, na estrutura e no funcionamento dos

ecossistemas, podendo conduzir a alterações na paisagem geral, como a reduzida capacidade de dispersão e migração da fauna.

Assahira et al. (2017) utilizaram a dendrocronologia e datação por radiocarbono (^{14}C) para avaliar distúrbios nas florestas de várzea a jusante de uma usina hidrelétrica. Foi estudado o caso da barragem de Balbina, construída na década de 1980, represando o rio Uatumã, na Amazônia Central. As menores altitudes nas florestas de várzea a jusante da barragem são dominadas por árvores mortas de *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae), uma espécie tolerante a inundações que forma anéis de crescimento anuais, em consequência dos pulsos de inundações. Analisando um conjunto de dados biológicos e indicadores hidrológicos relevantes, concluíram que as árvores morreram durante períodos consecutivos de inundações, até duas décadas após a implantação da hidrelétrica.

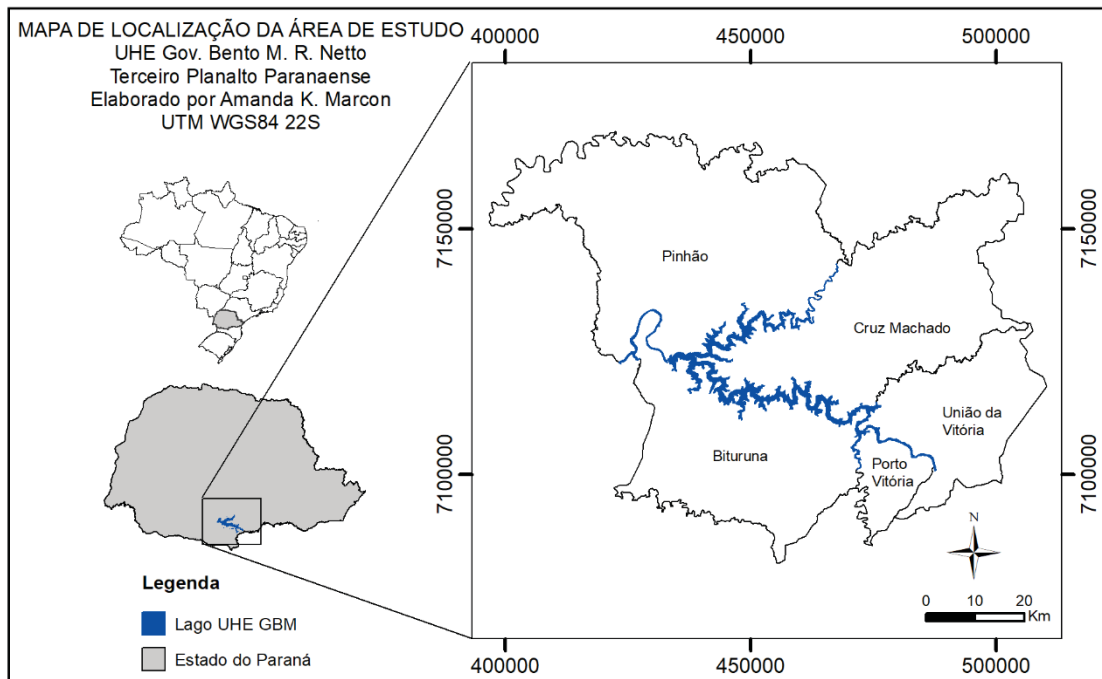
As usinas hidrelétricas são as principais fornecedoras de energia elétrica da matriz energética do Brasil (ANEEL, 2016) e são consideradas uma ótima fonte, fornecendo energia limpa a custos relativamente baixos (WESTIN; SANTOS; MARTINS, 2014). No entanto, esta dominância e dependência das hidrelétricas, em um cenário de mudanças climáticas, pode acarretar problemas de abastecimento, especialmente se não houver políticas governamentais que visem a mitigação dos efeitos do aquecimento global e da preservação dos recursos hídricos. Os impactos sociais e ambientais advindos da implantação destes empreendimentos devem ser melhores investigados, para que seja possível a implementação de novas tecnologias e/ou alternativas de mitigação.

1.5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no entorno da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM), amplamente conhecida por seu antigo nome, Usina Hidrelétrica Foz do Areia (FIGURA 1). A usina é a maior hidrelétrica sob concessão da Companhia Paranaense de Energia (COPEL), sendo a primeira a ser construída no Brasil e a maior do mundo no gênero na época, com um barramento de 160 m de altura, 828 m de comprimento e capacidade de 1.676 MW de potência (COPEL, 2019). Está localizada no rio Iguaçu, no município de Pinhão, estado do Paraná, distante 5 km da jusante da foz do rio Areia e 240 km da capital, Curitiba. A

construção da barragem foi iniciada em fevereiro de 1977 e concluída em dezembro de 1979, com o início das operações em 1980 (COPEL, 2019).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.



FONTE: A autora (2019).

Considerado o maior rio totalmente paranaense, o rio Iguazu integra a maior bacia hidrográfica do estado do Paraná, sendo formado pelo encontro dos rios Irai e Atuba, na parte leste do município de Curitiba, na divisa com o município de Pinhais. Os referidos rios são originados na borda ocidental da Serra do Mar, seguindo seu curso de 1.320 km, cruzando os três planaltos paranaenses até desaguar no rio Paraná (GUILHON, 2002; MAACK, 1981).

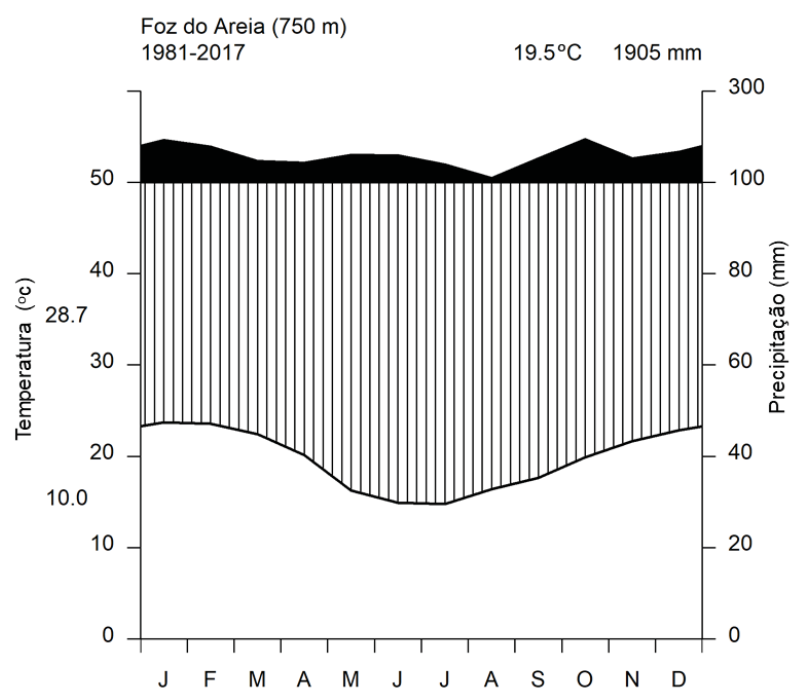
Na região da UHE GBM, a topografia se caracteriza pela existência de um vale encaixado e profundo, onde a largura do rio é pequena, variando de 80 m a 150 m, e os taludes das margens são bastante íngremes (MIRANDA, 2009). O relevo da bacia é bastante irregular, porém em alguns trechos ocorrem grandes vales de baixa declividade, seguidos de vales rochosos e mais declivosos, gerando locais propícios ao barramento (GUILHON, 2002). A altitude na região é bastante variável, com gradiente de 700 a 1.250 metros sobre o nível do mar.

Sob o aspecto geológico, grande parte da área do reservatório da UHE GBM está inserida no Grupo São Bento. A formação geológica predominante da região é

a Formação Serra Geral, constituída por derrames que deram origem a rochas ácidas e básicas, geralmente basaltos intercalados de material sedimentar, como arenitos e siltitos (MINEROPAR, 2006). Uma parcela muito pequena da área de interesse, localizada perto da região do município de Porto Vitória, está inserida nas Formações Pirambóia e Botucatu (arenitos e siltitos), apresentando, também, uma pequena parcela inserida na classificação de Sedimentos Recentes (deposição fluvial de cascalho, areia, silte e argila) (MIRANDA, 2009). Os solos com maior ocorrência na região são Latossolos, Nitossolos e Cambissolos. Apresentam características como cores amareladas ou brunadas, maiores quantidades de matéria orgânica e fertilidade natural baixa (BHERING et al., 2008).

O tipo climático é classificado como Cfb (subtropical úmido com verão temperado), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, verões brandos e ocorrência de geadas (FIGURA 2) (ALVARES et al., 2013; CAVIGLIONE et al., 2000; EMBRAPA, 1984; MIRANDA, 2009). A precipitação média anual para a região no período é de 1.745 mm, variando entre 1.150 e 3.000 mm. A temperatura média do mês mais frio fica abaixo de 14°C e a temperatura média no mês mais quente abaixo de 23°C.

FIGURA 2 – DIAGRAMA CLIMÁTICO DE FOZ DO AREIA, MUNICÍPIO DE PINHÃO, PARANÁ, CONSTRUÍDO SEGUNDO WALTER E LIETH (1967). AS LETRAS REPRESENTAM OS MESES DO ANO (JAN-DEZ).



FONTE: SNIRH (2017).

Em termos fitofisionômicos, as áreas marginais do reservatório da UHE GBM são constituídas majoritariamente por Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), com alguns componentes da Floresta Estacional Semidecidual em terrenos de menor altitude (MIRANDA, 2009).

1.6 ESPÉCIES ESTUDADAS

A seleção das espécies para realização do estudo dendroecológico foi embasada nos seguintes critérios: observação da presença das mesmas na área de estudo; longevidade suficiente que permitisse a avaliação do crescimento no período anterior à construção da usina hidrelétrica (CARVALHO, 2003; KLEIN, 1960; REITZ; KLEIN; REIS, 1978; RIBEIRO, 1999); e reconhecido potencial para estudos dendrocronológicos com formação de anéis anuais de crescimento (BAKER et al., 2017; IWASAKI-MAROCHI, 2007; MARCATI; ANGYALOSSY; EVERT, 2006; SEITZ; KANNINEN, 1989; WEHR; TOMAZELLO-FILHO, 2000).

1.6.1 *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze

A espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze é a única representante da família Araucariaceae na flora brasileira, sendo conhecida popularmente como “pinheiro-brasileiro” ou “pinheiro-do-Paraná” (MARCHIORI, 1996). Com hábito arbóreo, os indivíduos da espécie são dióicos, perenes, de copa cônica quando jovens e caliciforme quando adultos, possuindo ramos organizados em verticilos (CARVALHO, 2003; IGANCI; DORNELES, 2019; MARCHIORI, 1996).

Típica da Floresta Ombrófila Mista, *A. angustifolia* ocorre nas formações Aluvial (em áreas projetadas e com boa drenagem), Submontana, Montana e Alto-Montana (HUECK, 1953; IBGE, 2012). Sua distribuição geográfica compreende principalmente a região Sul, mas a espécie ocorre também no Sudeste, em formações disjuntas (HUECK, 1953; IBGE, 2012; IGANCI; DORNELES, 2019). A espécie ocupa, na maior parte de sua vida, o dossel superior das florestas (HUECK, 1953). Entretanto, a organização das populações se dá em *coortes*, com um padrão de distribuição multimodal (EBLING; NETTO, 2015). De acordo com Gomes (2015) uma coorte é o conjunto de todos os indivíduos nascidos no mesmo intervalo de

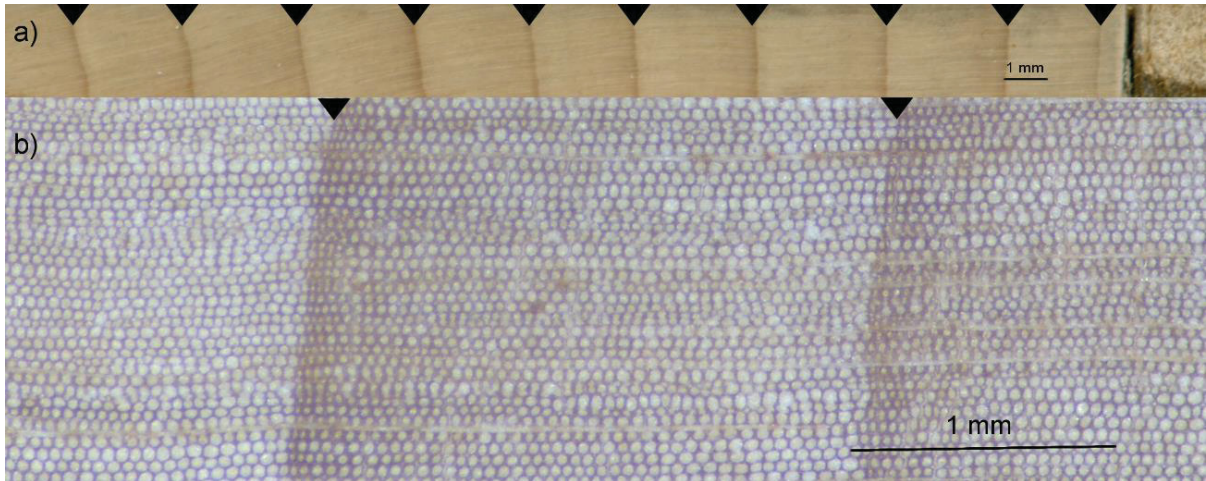
tempo (e.g. ano ou mês). Para a espécie, as *coortes* ocorrem porque muitos indivíduos de diferentes idades permanecem no sub-bosque, aguardando um distúrbio para acelerarem seu crescimento e alcançarem o dossel. O ciclo se renova à medida que novos distúrbios reincidentem sobre a floresta, como a abertura de uma clareira (CLAESSENS et al., 2006).

Com relação ao seu grupo sucessional, não há um consenso na literatura. Embora alguns autores a considerem como uma espécie pioneira (KLEIN, 1960; RAMBO, 1956; REITZ; KLEIN, 1966), há fortes evidências de que esta é uma espécie climácica. Atributos como semente amilácea, crescimento lento, tolerância a ambientes oligofóticos quando jovem e germinação hipógea são alguns fatores que podem confirmar sua classificação correta como uma climácica exigente em luz (KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015).

O lenho de *A. angustifolia* possui estrutura anatômica típica das coníferas (WEHR; TOMAZELLO-FILHO, 2000), sendo constituído principalmente por traqueídes axiais e raios medulares, com ausência de parênquima axial e canais resiníferos (OLIVEIRA, 2007; SIEGLOCH; MARCHIORI, 2015). Os anéis de crescimento típicos são distintos, delimitados por fileiras de traqueídes axiais de paredes ligeiramente mais espessas e achatadas radialmente, com transição gradual entre os lenhos inicial e tardio (SIEGLOCH; MARCHIORI, 2015) (FIGURA 3). Há presença de pontoações traqueidais areoladas, hexagonais, em 2 a 4 fileiras, com arranjo alternado e os raios são unisseriados (raramente bisseriados), com frequência de 1, 4 e 6 raios/mm (SIEGLOCH; MARCHIORI, 2015).

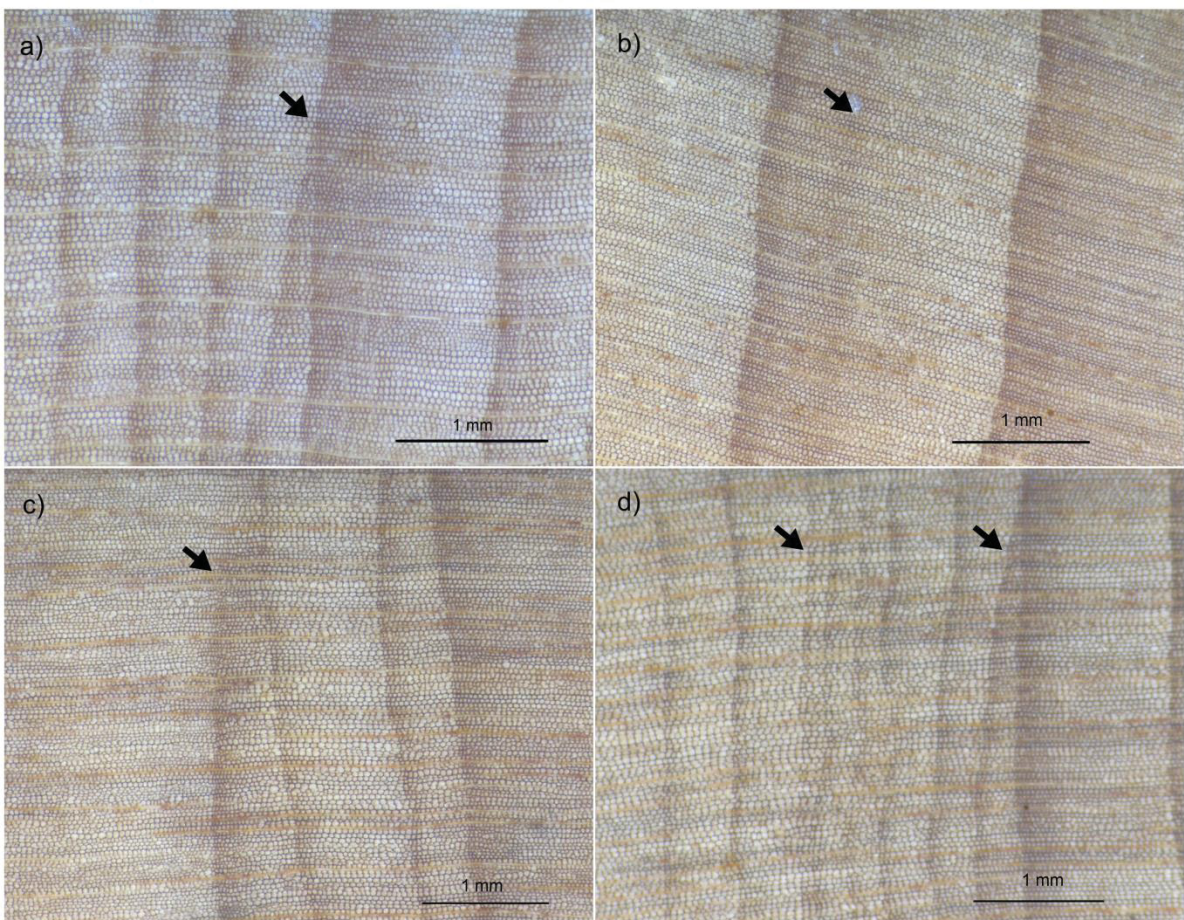
A formação dos anéis de crescimento da espécie apresenta um ritmo sazonal, com periodicidade anual (OLIVEIRA et al., 2009; SANTAROSA et al., 2007; SANTOS et al., 2015). São comuns irregularidades anatômicas no lenho, como anéis ausentes ou falsos e anéis em cunha (FIGURA 4). Geralmente, os falsos anéis de crescimento constituem-se em uma faixa de lenho tardio misturadas as células do lenho inicial (OLIVEIRA; ROIG; PILLAR, 2010). A densidade da madeira é de aproximadamente $0,5 \text{ g.cm}^{-3}$, com uniformidade no sentido casca-medula (WEHR; TOMAZELLO-FILHO, 2000). O alburno e o cerne são pouco distintos (MATTOS, 1972).

FIGURA 3 – SEÇÕES TRANSVERSAIS MACROSCÓPICAS DO LENHO DE *Araucaria angustifolia*. A) DEMARCAÇÃO DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO VISTOS A OLHO NU; B) DETALHE DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO, CARACTERIZADOS POR TRAQUEÍDES AXIAIS COM TRANSIÇÃO GRADUAL ENTRE OS LENHOS INICIAL E TARDIO. TRIÂNGULOS PRETOS INDICAM OS LIMITES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO.



FONTE: A autora (2019).

FIGURA 4 – ANÉIS DE CRESCIMENTO ATÍPICOS EM SEÇÕES TRANSVERSAIS DO LENHO DE *Araucaria angustifolia*: SETAS PRETAS INDICAM ANÉIS DE CRESCIMENTO EM CUNHA (A, C, D), FLUTUAÇÃO DE DENSIDADE INTRA-ANEL (B) E FALSOS ANÉIS DE CRESCIMENTO (D).



FONTE: A autora (2019).

1.6.2 *Cedrela fissilis* Vell.

A espécie *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde a América Central, em países como Costa Rica e Panamá, até o Sul do Brasil, no Paraguai e no Norte da Argentina (BARSTOW, 2018). Pode ser encontrada nos domínios fitogeográficos da Floresta Amazônica, Cerrado (Cerrado) e Mata Atlântica, ocorrendo nas Florestas Ombrófilas Mistas e Densas, Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais, bem como em Formações de savana no Brasil (FLORES, 2018; MUELLNER et al., 2010). É conhecida popularmente por uma série de nomes, sendo comumente denominada “cedro-rosa” (CARVALHO, 2003).

C. fissilis é uma espécie arbórea monóica, caracterizada pela decidualidade – uma adaptação morfológica que está ligada à origem do gênero em florestas com clima sazonal (CARVALHO, 2003; MUELLNER et al., 2010). Suas folhas são grandes e compostas, com folíolos diminuindo da base para o ápice (RIBEIRO, 1999). A espécie pode ser classificada como uma espécie pioneira de vida mais longa, principalmente devido à alta demanda de luz desde jovem, por atingir grandes alturas, pela longevidade e madeira mais densa (CORLETT, 1995; LIMA; SANTANA; NAPPO, 2009), embora não sem controvérsias (e.g. GRIS; TEMPONI; MARCON, 2012; KONIG BRUN et al., 2017).

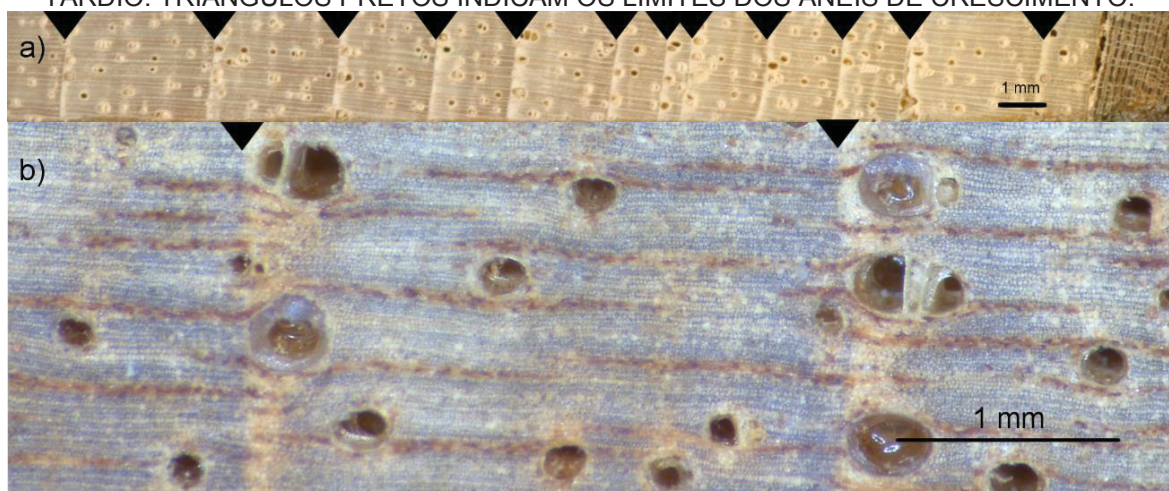
A espécie renova-se de forma rara no interior da floresta, estabelecendo-se com frequência em clareiras e bordas, sendo comum em florestas secundárias. Desenvolve-se preferencialmente em solos profundos, com boa disponibilidade hídrica, mas não hidromórficos, com textura argilosa a franco-arenosa (CARVALHO, 2003; TOMAZELLO FILHO; BOTOSSO; LISI, 2000). Consideradas conservadoras a respeito da manutenção da sazonalidade, espécies do gênero *Cedrela* são capazes de alterarem seu período de crescimento, seguindo a estacionalidade local (COSTA et al., 2013).

O potencial dendrocronológico de *C. fissilis* é evidenciado por suas distintas e conspícuas camadas anuais de crescimento, devido aos seus anéis visíveis a olho nu (LÓPEZ; VILLALBA, 2016) (FIGURA 5). Os anéis de crescimento são delimitados por bandas marginais de parênquima axial e vasos com maiores diâmetros: cada anel inclui uma faixa de parênquima marginal com vasos de grande diâmetro, que

caracterizam o lenho inicial, e uma zona de vasos de pequeno a médio porte, caracterizando o lenho tardio (ANDREACCI; BOTOSSO; GALVÃO, 2017; LÓPEZ; VILLALBA, 2016; MARCATI; ANGYALOSSY; EVERT, 2006). A redução no diâmetro tangencial dos vasos do início para o fim do anel de crescimento resulta na formação de um anel semi-poroso (MARCATI; ANGYALOSSY; EVERT, 2006). O lenho apresenta pontoações intervasculares e radiovasculares alternas poligonais, com presença de substância branca ou óleo-resina; fibras libriiformes com paredes finas com 1 a 1,7 mm de comprimento; parênquima axial apotraqueal marginal e raios homogêneos ou heterogêneos e multisseriados (IWASAKI-MAROCHI, 2007).

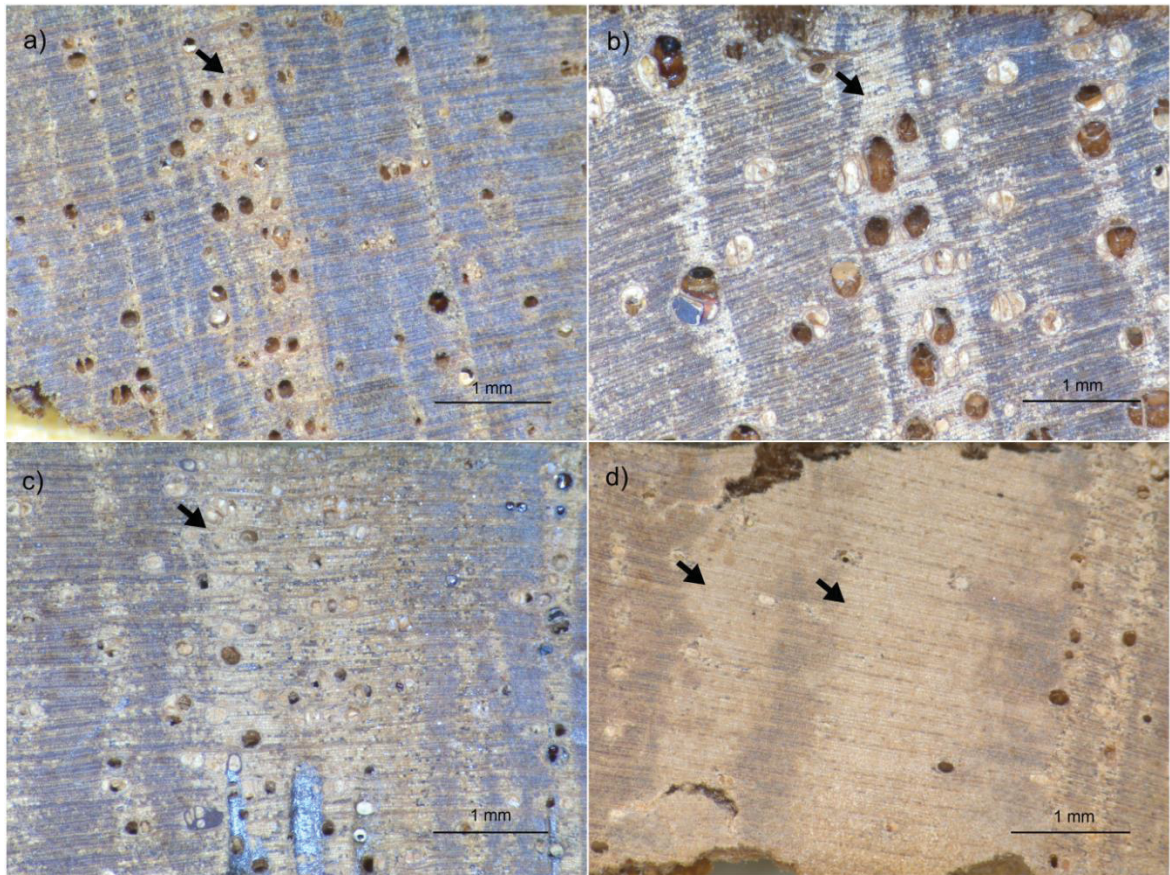
A formação de anéis anuais de crescimento de *C. fissilis* foi observada por diversos autores (e.g. MARCATI et al., 2006; IWASAKI-MAROCHI, 2007; LOBÃO, 2011; ANDREACCI; BOTOSSO; GALVÃO, 2013; CALLADO et al., 2014). Dificuldades na identificação dos anéis de crescimento são comuns, associadas a anéis em cunha e a pequenos anéis aglomerados, com parênquimas contíguos, tendendo a se fundirem (LÓPEZ; VILLALBA, 2016; PAREDES-VILLANUEVA; LÓPEZ; CERRILHO, 2016) (FIGURA 6).

FIGURA 5 – SEÇÕES TRANSVERSAIS MACROSCÓPICAS DO LENHO DE *Cedrela fissilis*. A) DEMARCAÇÃO DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO VISTOS A OLHO NU; B) ANÉIS DE CRESCIMENTO TÍPICOS, CARACTERIZADOS POR FAIXAS MARGINAIS DE PARÊNQUIMA AXIAL E REDUÇÃO NO DIÂMETRO TANGENCIAL DOS VASOS DO LENHO INICIAL PARA O TARDIO. TRIÂNGULOS PRETOS INDICAM OS LIMITES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO.



FONTE: A autora (2019).

FIGURA 6 – ANÉIS DE CRESCIMENTO ATÍPICOS EM SEÇÕES TRANSVERSAIS DO LENHO DE *Cedrela fissilis*. ANÉIS DE CRESCIMENTO INDISTINTOS SÃO INDICADOS POR SETAS PRETAS.



FONTE: A autora (2019).

A densidade básica da madeira de *C. fissilis* é de cerca de $0,55 \text{ g.cm}^{-3}$ (MOTTA et al., 2014). Há distinção entre cerne e alburno, sendo a coloração do alburno de branco a rosado e a do cerne variando de castanho claro rosado até castanho avermelhado (CADEMARTORI et al., 2010; REITZ; KLEIN; REIS, 1978).

1.7 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.

ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Fenologia Vegetativa e Crescimento de *Cedrela fissilis* na Floresta Atlântica, Paraná, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–11, 2017.

ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Sinais climáticos em anéis de crescimento de *Cedrela fissilis* em diferentes tipologias de florestas ombrófilas do Sul do Brasil. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 323, 2013.

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Fontes de Energia no Brasil**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/infografico>>. Acesso em: 14 nov. 2018.

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Capacidade de Geração do Brasil**. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 27 dez. 2018.

ASSAHIRA, C. et al. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 113–123, 2017.

BAKER, J. C. A. et al. Does *Cedrela* always form annual rings? Testing ring periodicity across South America using radiocarbon dating. **Trees - Structure and Function**, v. 31, n. 6, p. 1999–2009, 2017.

BARSTOW, M. ***Cedrela fissilis***. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T33928A68080477. 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T33928A68080477.en>> Acesso em: 10 mar. 2019.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 8, p. 255–283, 1977.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná, legenda atualizada**. Fortaleza: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2008

BORTOLETO, E. M. A implantação de grandes hidrelétricas: desenvolvimento, discurso e impactos. **Geografares**, n. 2, p. 53–62, 2001.

CADEMARTORI, P. H. G. et al. **Descrição macroscópica das madeiras de *Cedrela fissilis* Vell., *Cedrela odorata* L. e *Cedrelinga catenaeformis* Ducke**. XII EBRAMEM - Encontro Brasileiro em Madeiras e Estruturas de Madeira. **Anais...Lavras: 2010**

CALLADO, C. H. et al. Studies on cambial activity: Advances and challenges in the knowledge of growth dynamics of Brazilian woody species. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 277–283, 2014.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1. ed. Colombo, PR: EMBRAPA-CNPQ/SPI, 2003.

CAVIGLIONE, J. H. et al. **Cartas climáticas do Paraná**. IAPAR, 2000.

CLAESSENS, L. et al. Contribution of topographically based landslide hazard modelling to the analysis of the spatial distribution and ecology of kauri (*Agathis australis*). **Landscape Ecology**, v. 21, n. 1, p. 63–76, 2006.

Companhia Paranaense de Energia (COPEL). **Usina Bento Munhoz da Rocha Netto**. Disponível em:

<<https://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F044b34faa7cc1143032570bd0059aa29%2Fe307f2c9b2edc56303257412004fdb91>>. Acesso em: 2 jan. 2019.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v. 19, n. 2, p. 159–172, 1995.

COSTA, M. et al. Does growth rhythm of a widespread species change in distinct growth sites? **IAWA Journal**, v. 34, n. 4, p. 498-509, 2013.

CRUTZEN, P. J. The “anthropocene”. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth system science in the anthropocene**. Springer, 2006. p. 13–18.

EBLING, Â. A.; NETTO, S. P. Modelagem de ocorrência de coortes na estrutura diamétrica da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 251–257, 2015.

EHLERS, E.; KRAFFT, T. Managing global change: earth system science in the Anthropocene. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth System Science in the Anthropocene**. Springer, 2006. p. 5–12.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Levantamento de Reconhecimento de solos do Estado do Paraná. **Boletim de Pesquisa**, v. 27, 1984.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 2008. v. 3

FLORES, T. B. **Meliaceae in Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB9990>>. Acesso em: 1 out. 2018.

GARCIA, V. F. V.; PENEREIRO, J. C. Identificação de variabilidades hidro-climáticas ao longo do rio São Francisco. **Anais do XIX Encontro de Iniciação Científica**, 2014.

GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energias renováveis: um futuro sustentável. **Revista USP**, v. 72, p. 6–15, 2007.

GOMES, M. C. Demografia : a coorte. **DPA**, v. Módulo 4, p. 1–8, 2015.

GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; MARCON, T. R. Native species indicated for degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 113–125, 2012.

GUILHON, L. G. F. **Modelo heurístico de previsão de vazões naturais médias semanais aplicado à Usina de Foz do Areia**. 88 f. Tese (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

HARARI, Y. N. **21 Lições para o Século 21**. Companhia das Letras, 2018.

HUECK, K. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, v. 10, p. 5–24, 1953.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IGANCI, J. R. V.; DORNELES, M. P. **Araucariaceae in Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB33971>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report**. New York: Cambridge University Press, 2015.

IWASAKI-MAROCHI, C. **Anéis Anuais de Crescimento do Cedro (*Cedrela fissilis* - Meliaceae) Aplicados à avaliação da taxa de crescimento e dendroclimatologia**. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

KERSTEN, R. D. A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista : aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 156–182.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17–44, 1960.

KONIG BRUN, F. G. et al. Vegetação arbórea em remanescentes florestais urbanos: Bosque do Lago da Paz, Dois Vizinhos, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 503–512, 29 dez. 2017.

LIMA, J. A.; SANTANA, D. G.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 04, p. 685–694, 2009.

LIMBERGER, L. **O clima do oeste do Paraná : análises da presença do lago de Itaipu**. 136 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

LIMBERGER, L.; PITTON, S. E. C. Mudanças climáticas globais e alterações climáticas : a participação dos grandes reservatórios de usinas hidrelétricas. **Pleiade**, v. 2, n. 2, p. 123–133, 2008.

LOBÃO, M. S. **Dendrocronologia, fenologia, atividade cambial e qualidade do lenho de árvores de *Cedrela odorata* L., *Cedrela fissilis* Vell. e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* Hub. ex Ducke, no estado do Acre, Brasil**. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

LOPES, S. F. et al. Landscape changes and habitat fragmentation associated with hydroelectric plants reservoirs: Insights and perspectives from a central Brazilian case history . **Bioscience Journal**, v. 30, n. 4, p. 1205–1212, 2014.

LÓPEZ, L.; VILLALBA, R. Reliable estimates of radial growth for eight tropical species based on wood anatomical patterns. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 28, n. 2, p. 139–152, 2016.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Livraria José Olympio, 1981.

MARCATI, C. R.; ANGYALOSSY, V.; EVERT, R. F. Seasonal variation in wood formation of *Cedrela fissilis* (Meliaceae). v. 27, n. 2, p. 199–211, 2006.

MARCHIORI, J. N. C. **Dendrologia das Gimnospermas**. Santa Maria: Ed. UFSM, 1996.

MARCOVITCH, J. **Para mudar o futuro: mudanças climáticas, políticas públicas e estratégias empresariais**. São Paulo: Editora Saraiva, 2006.

MARENGO, J. A. **Mudanças Climáticas Globais e seus Efeitos sobre a Biodiversidade Caracterização**. Brasília: MMA, 2006.

MARENGO, J. A. Água e Mudanças Climáticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 83–96, 2008.

MATTOS, J. R. **O pinheiro brasileiro**. São Paulo: Grêmio Politécnico, 1972.

MAUSER, W. Global change research in the anthropocene: Introductory remarks. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth System Science in the Anthropocene**. Springer, 2006. p. 3–4.

Minerais do Paraná (MINEROPAR). **Mapa Geológico do Paraná**. Disponível em: <http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geologia/PDF_Mapas_Geo_650000/Mapa_Geologico_PR_650000_2006.pdf>.

MIRANDA, T. L. G. **Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE Governador Bento Munhoz da Rocha Neto**. LACTEC, 2009. v. 1.

MOTTA, J. P. et al. Caracterização da madeira de quatro espécies florestais. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2186–2192, dez. 2014.

MUELLNER, A. N. et al. Biogeography of *Cedrela* (Meliaceae, Sapindales) in Central and South America. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 3, p. 511–518, 2010.

OLIVEIRA, J. M. **Anéis de crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze: bases de dendroecologia em ecossistemas subtropicais montanos no Brasil**. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

OLIVEIRA, J. M. et al. Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 1, p. 107–115, 2009.

OLIVEIRA, J. M.; ROIG, F. A.; PILLAR, V. D. Climatic signals in tree-rings of *Araucaria angustifolia* in the southern Brazilian highlands. **Austral Ecology**, v. 35, n. 2, p. 134–147, 2010.

OTTONI, A. B. et al. Análise da influência dos grandes reservatórios hidrelétricos no regime de chuva e nas características da economia hídrica de uma bacia degradada: estudo de caso do reservatório da usina hidrelétrica de Furnas no Rio Grande / MG. **XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, n. 035, p. 1–20, 2011.

PAREDES-VILLANUEVA, K.; LÓPEZ, L.; CERRILHO, R. M. N. Regional chronologies of *Cedrela fissilis* and *Cedrela angustifolia* in three forest types and their relation to climate. **Trees**, v. 30, p. 1581–1593, 2016.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. 3. ed. São Paulo: Livraria Selbach, 1956. v. 6

REITZ, P. R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, P. R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 3–55.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

RIBEIRO, J. E. L. S. **Flora da Reserva Ducke**. Manaus: INPA, 1999.

SANCHES, F.; FISCH, G. As possíveis alterações microclimáticas devido a formação do lago artificial da hidrelétrica de Tucuruí -PA. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 41–50, 2005.

SANTAROSA, E. et al. Crescimento Sazonal em *Araucaria angustifolia*: Evidências Anatômicas. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 618–620, 2007.

SANTOS, G. M. et al. Annual growth rings in a sample of Paraná pine (*Araucaria angustifolia*): Toward improving the ^{14}C calibration curve for the Southern Hemisphere. **Quaternary Geochronology**, v. 25, p. 96–103, 2015.

SEITZ, R. A.; KANNINEN, M. Tree ring analysis of *Araucaria angustifolia* in southern Brazil: preliminary results. **IAWA Journal**, v. 10, n. 2, p. 170–174, 1989.

SIEGLOCH, A. M.; MARCHIORI, J. N. C. Anatomia da madeira de treze espécies de coníferas. **Revista Ciência da Madeira**, v. 6, n. 3, p. 149–165, 2015.

Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). **Portal HidroWeb**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SOITO, J. L. D. S.; FREITAS, M. A. V. Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: Vulnerability, impacts and possibilities for adaptation to global climate change. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3165–3177, 2011.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614–621, 2007.

TOMAZELLO FILHO, M.; BOTOSSO, P. C.; LISI, C. S. Potencialidade da família Meliaceae para dendrocronologia em regiões tropicais e subtropicais. In: ROIG, F. A. (Ed.). **Dendrocronologia en América Latina**. Mendoza: EDIUNC Publishing, 2000. p. 381–431.

VAINER, C. B. Recursos hidráulicos: questões sociais e ambientais. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 119–137, 2007.

WALLACE, J. M. et al. Global warming and winter weather. **Science**, v. 343, n. 6172, p. 729–730, 2014.

WALTER, F. W.; LIETH, H. Klimadiagramm-Weltatlas. **Jena**, v. 1, 1967.

WEHR, N. J.; TOMAZELLO-FILHO, M. Caracterização dos anéis de crescimento de árvores de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, através da microdensitometria de raios X. **Scientia Forestalis**, v. 58, p. 161–170, 2000.

WESTIN, F. F.; SANTOS, M. A. DOS; MARTINS, I. D. Hydropower expansion and analysis of the use of strategic and integrated environmental assessment tools in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 37, p. 750–761, 2014.

CAPÍTULO II

2 CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM RESPOSTA À CONSTRUÇÃO DE RESERVATÓRIO DE HIDRELÉTRICA

2.1 INTRODUÇÃO

As usinas hidrelétricas são a principal fonte de energia elétrica para o abastecimento do Brasil (ANEEL, 2016). Embora esta seja uma fonte de energia considerada renovável, impactos ambientais vêm sendo identificados como provenientes da implantação de usinas hidrelétricas, principalmente pela formação de lagos artificiais (GOLDEMBERG; LUCON, 2007; YÜKSEL, 2009; ZARFL et al., 2015). Estas grandes massas de água artificiais podem produzir efeitos micro e mesoclimáticos relevantes, como também transformar ambientes terrestres em ambientes aquáticos, alterando as condições ecológicas locais (BÉGIN; SIROIS; MEUNIER, 2010; ERLEWEIN, 2013). Além disso, provocam alterações nas margens, produzindo bordas abruptas em comunidades de plantas, anteriormente contínuas (URRUTH; SOUZA; OLIVEIRA, 2017).

Alguns efeitos oriundos da implantação de usinas hidrelétricas, tais como: alteração do nível do lençol freático, saturação dos solos superficiais, alterações na qualidade da água, assoreamento de rios, formação de neblina e aumento da nebulosidade (ALBUQUERQUE FILHO; LEITE, 2002; CRUZ et al., 2016; ESTEVES, 2011; YIN; NICHOLSON, 1998; ZARFL et al., 2015) podem ter efeitos diretos sobre a vegetação do entorno. As mudanças nas condições ambientais causadas por alterações no ambiente podem afetar a estrutura, a composição e o crescimento da vegetação (BILLINGS, 1952; URRUTH; SOUZA; OLIVEIRA, 2017; WALTER; SILK; SCHURR, 2009). Evidentemente, as modificações serão tanto mais significativas, quanto maior a obra, a sua área de inundação e a espessura média da lâmina d'água.

Ainda que sejam inegáveis as alterações ambientais causadas na implantação de usinas hidrelétricas, o nível de sensibilidade das árvores para perceber ou demonstrar os efeitos causados podem variar em função da espécie, da estrutura etária e das condições do sítio. Indivíduos em uma mesma localização

geográfica, mas de espécies e/ou idades diferentes, podem mostrar diferentes respostas a modificações no ambiente. Enquanto alguns indivíduos poderiam expor uma resposta dentro de décadas, outros podem permanecer sem quaisquer modificações por séculos (URBAN; HARMON; HALPERN, 1993). A maneira como cada indivíduo reage a ambientes diferentes e o quão estável pode se manter frente a influências ambientais variadas está no controle genético (BRADSHAW, 1965). Em outras palavras, está na plasticidade, na habilidade de expressar diferentes fenótipos, ou respostas, dependendo das características bióticas e abióticas do ambiente (AGRAWAL, 2001). As respostas das populações a alterações ambientais são importantes na avaliação de futuras mudanças no comportamento e na distribuição das espécies (VALLADARES et al., 2014).

Considerando-se que a Usina Hidrelétrica Bento Munhoz da Rocha Neto entrou em operação no ano de 1980, este estudo tem por objetivo avaliar o crescimento diamétrico de duas espécies arbóreas frequentes na Floresta Ombrófila Mista Montana (pinheiro do Paraná - *Araucaria angustifolia* e Cedro - *Cedrela fissilis*), ocorrendo naturalmente no seu entorno, nos períodos que antecederam e sucederam esta alteração ambiental, causada pela formação de um reservatório artificial. Com isso, objetiva-se responder as seguintes questões: i) O ritmo de crescimento diamétrico destas espécies foi diferente anteriormente e posteriormente à formação do reservatório? ii) As espécies respondem de maneira similar às mudanças ambientais? iii) A idade das árvores no momento da formação do reservatório é determinante para detectar o efeito das alterações ambientais no crescimento diamétrico?

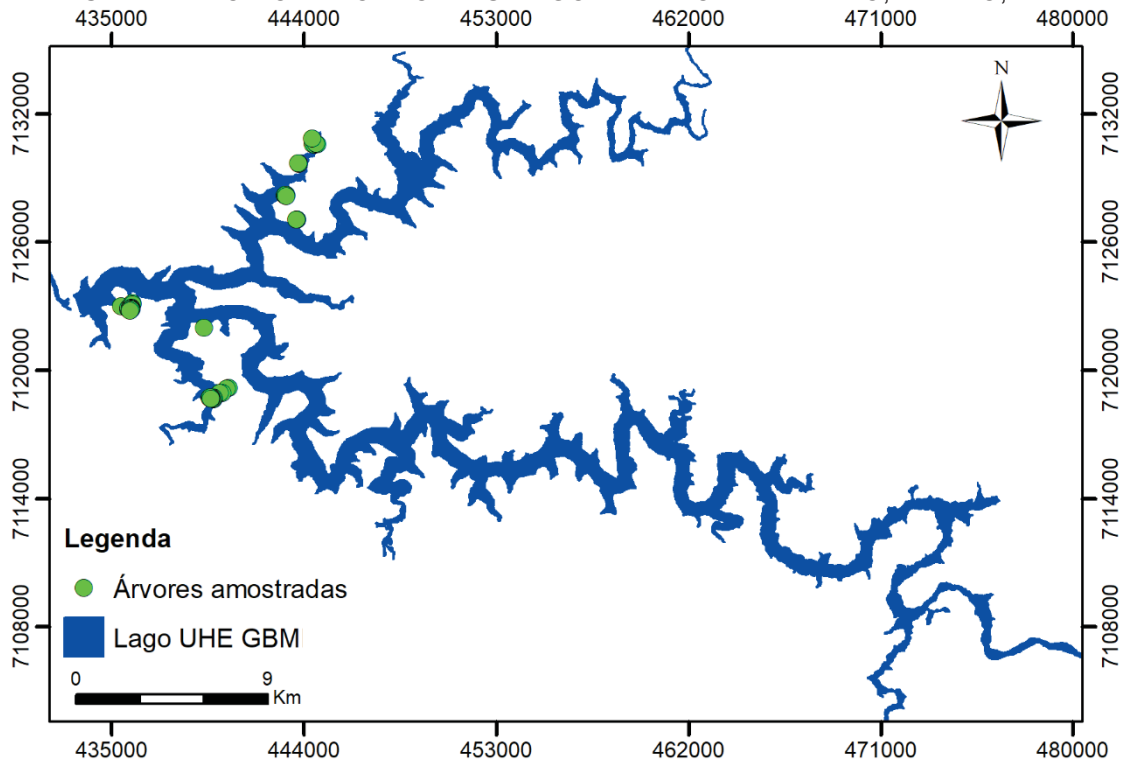
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Coleta dos dados

Foram selecionados, no total, 60 indivíduos adultos de *A. angustifolia* e *C. fissilis* com diâmetro maior ou igual a 40 cm, em condições semelhantes de sítio (FIGURA 7), coletando-se amostras radiais do lenho de 30 indivíduos por espécie. Em cada árvore, 2 a 3 raios diametralmente opostos foram extraídos com uso de trado de incremento com 5 cm de diâmetro, a 1,3 m de altura do solo (DAP). Foi

mensurado o diâmetro à altura do peito (DAP) de cada árvore. As coletas de amostras de lenho foram realizadas nos meses de abril e dezembro de 2016 e agosto de 2017.

FIGURA 7 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁRVORES SELECIONADAS PARA COLETA DE AMOSTRAS RADIAIS DE LENHO NO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PINHÃO, PARANÁ.



FONTE: A autora (2019).

As amostras radiais de lenho (séries temporais radiais) foram secas em temperatura ambiente e fixadas sobre suportes de madeira, sendo, na sequência, submetidas ao polimento superficial da seção transversal, com uso de lixas abrasivas de diferentes granulometrias (80 a 1.000 grãos.cm⁻²), com auxílio de lixadeira orbital. Os anéis de crescimento foram reconhecidos com auxílio de uma lupa estereomicroscópica *Leica S8 APO 10447131*, sendo cada um destes delimitado e sincronizado visualmente. Posteriormente, estas amostras de lenho foram digitalizadas (resolução de 1.200 dpi) com uso de um *scanner HP Scanjet G4050*. A medição da largura dos anéis de crescimento foi feita no sentido casca-medula, com precisão de 0,01 mm, utilizando-se o *software* de processamento de imagens *Image Pro Plus*.

A idade dos indivíduos em que a amostra de lenho não atingiu a medula foi estimada, baseada no número de anéis presentes em determinado comprimento de raio nas amostras com medula e no diâmetro coletado a campo, do mesmo indivíduo. Para isto, foram consideradas a retratibilidade da madeira, utilizando os valores de diâmetro coletados em campo, e a espessura da casca mensurada após secagem. Os tamanhos da casca e da amostra de lenho foram obtidos após a secagem das amostras, com o uso de uma trena com graduação em milímetros. A retratibilidade da madeira, ou o fator de encolhimento ocasionado pela perda de água durante o processo de secagem, foi estimada a partir do diâmetro úmido (DAP obtido a campo) e do diâmetro seco das amostras com medula, de acordo com a NBR 7190/97 (ABNT, 1997), conforme equação:

$$R(\%) = \frac{Du - Ds}{Du} \times 100$$

Onde: R = retratibilidade linear da madeira, Du = diâmetro úmido, Ds = diâmetro seco.

Foi calculada uma média por espécie da retratibilidade das amostras com medula e aplicada ao diâmetro coletado a campo das demais árvores, obtendo-se uma estimativa dos diâmetros e raios secos. Subtraiu-se o tamanho da amostra de lenho do raio seco estimado e obteve-se um comprimento, que representa o quanto faltou na amostra para atingir a medula. Finalmente, baseado no número de anéis presentes em determinado comprimento de raio nas amostras com medula e no quanto faltou para atingir a medula nas demais amostras, estimou-se o número de anéis não amostrados e a idade das árvores.

As amostras de lenho apresentando deformidades, irregularidades e/ou formações atípicas que impediram a demarcação correta dos limites dos anéis de crescimento e anéis pouco conspícuos foram descartadas.

2.2.2 Análise dos dados

a) Análise exploratória do crescimento

O padrão de crescimento foi avaliado através de uma análise de agrupamento (dendrograma), utilizando os valores de incremento corrente anual por indivíduo, por espécie e por ano. Para a construção do dendrograma foram testados seis índices de dissimilaridade e cinco algoritmos de ligação (TABELA 1). A escolha da métrica de distância e do algoritmo de ligação baseou-se na correlação entre a matriz cofenética (distâncias entre os agrupamentos) e a matriz original, optando-se pela melhor representação dos dados.

TABELA 1 – ÍNDICES DE DISSIMILARIDADE E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO TESTADOS PARA AVALIAÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *A. angustifolia* E *C. fissilis* A PARTIR DE ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS.

Índice de Dissimilaridade		Fonte
Distância Euclidiana		Legendre e Gallagher, 2001
Gower modificado		Anderson et al., 2006
Canberra		Lance e Williams, 1967
Bray-Curtis		Bray e Curtis, 1957
Manhattan		Sokal e Michener, 1967
Malananobis		Mahalanobis, 1936
Algoritmo	Método	Fonte
UPGMA	Média não ponderada de grupos de pares	Sokal e Michener, 1958
WPGMA	Média ponderada de grupos de pares	Sneath e Sokal, 1973
Ward.D, Ward.D2	Variância mínima	Ward, 1963
Ligação Simples	Agrupamento hierárquico do vizinho mais próximo	Sneath, 1957
Ligação Completa	Agrupamento hierárquico do vizinho mais distante	Sorensen, 1948

FONTE: A autora (2019).

As análises de agrupamento foram realizadas utilizando a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), com auxílio do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018).

b) *Relações entre o crescimento diamétrico e o distúrbio, a espécie e a idade das árvores*

Um modelo linear generalizado misto (MLGM) foi utilizado para verificar as relações entre o incremento médio, a espécie, a idade das árvores e o distúrbio ambiental (períodos anteriores e posteriores à construção da usina hidrelétrica). Os modelos lineares generalizados representam uma classe de modelos de regressão de efeitos fixos, possibilitando utilizar variáveis respostas com diferentes

distribuições (normal, Poisson, binomial, binomial negativa etc.) (MCCULLAGH; NELDER, 1989). Para análise de dados multiníveis ou hierárquicos, efeitos aleatórios podem ser adicionados ao modelo de regressão para considerar a correlação ou dependência dos dados (HEDEKER, 2005; MCCULLOCH; NEUHAUS, 2014). O modelo resultante é um modelo linear generalizado misto, incluindo os efeitos fixos usuais (independentes) e os efeitos aleatórios. O caso se aplica a este estudo, pois, através da mensuração da largura dos anéis de crescimento, dispõe-se do registro de incremento em diâmetro relativo a cada ano, obtidos da mesma árvore, conotando dependência entre as observações.

Para a construção do modelo, o incremento foi utilizado como variável explicativa e espécie, idade e distúrbio ambiental como variáveis preditoras. Foram inseridos no modelo os incrementos médios de cada indivíduo no período anterior e posterior à construção da usina. Foram consideradas as idades estimadas de cada indivíduo no momento da implantação da usina, para o período anterior, e a idade total estimada para o período posterior. As árvores foram inseridas como variável de efeito aleatório e as demais variáveis como efeito fixo. A família de distribuição utilizada foi a Gaussiana (função de ligação identidade). A normalidade dos resíduos do modelo foi diagnosticada graficamente e pelo teste de Shapiro-Wilk. Para detectar a autocorrelação dos resíduos foi aplicado o teste de Durbin-Watson. O critério de seleção de Akaike (AIC) foi adotado para definir quais variáveis preditoras são mais importantes para explicar a variável resposta (AKAIKE, 1974).

As variações de crescimento diamétrico em função da espécie e do período que antecede e sucede a formação do reservatório da usina foram avaliadas a partir de gráficos do tipo boxplot. As variações do crescimento diamétrico em função da idade foram avaliadas através de um gráfico de dispersão com ajuste de equação (R^2).

Para avaliar o crescimento diamétrico em função da idade, as árvores foram separadas em classes de incremento. Estas classes foram definidas baseadas em análises de agrupamento e nas trajetórias de crescimento. As análises de agrupamento foram construídas testando-se diferentes medidas de similaridade e algoritmos de ligação (TABELA 1). O método escolhido foi o que apresentou melhor correlação da matriz cofenética com a matriz original, juntamente com a melhor representação da idade das árvores e das trajetórias de crescimento. A normalidade

dos dados foi verificada com o uso do teste de Kolmogorov-Smirnov e as diferenças entre as médias de incremento das classes de idade foi avaliada pelo teste de Tukey. Para avaliar as médias das classes nos períodos anterior e posterior à construção da usina foram realizados testes t pareados. Todos os testes foram avaliados ao nível de 5% de significância.

Os modelos foram desenvolvidos no programa STATISTICA (versão *Free Trial*). As análises de agrupamento, os gráficos tipo *boxplot* e os testes estatísticos foram elaborados utilizando a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), com auxílio do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018). Demais análises foram realizadas no Microsoft Office Excel.

c) *Crescimento diamétrico relativo*

Com a finalidade de verificar eventuais alterações no incremento a médio prazo, foram calculados os crescimentos diamétricos relativos, buscando detectar padrões de liberação e de supressão de crescimento. O crescimento relativo foi calculado conforme Nowacki e Abrams (1997), utilizando um período de 10 anos:

$$CR(\%) = \frac{M2 - M1}{M1} \times 100$$

Onde: CR(%) corresponde ao crescimento relativo no período; M1 corresponde à média do incremento diamétrico no período *i*; e, M2 corresponde ao incremento médio no período *i + 1*.

O crescimento diamétrico relativo foi calculado tomando por base as séries de crescimento diamétrico de cada árvore, excluindo-se as primeiras e as últimas décadas, que não podem ser calculadas por definição do índice (BAKER; BUNYAVEJCHEWIN, 2006).

Eventos de liberação e de supressão de crescimento diamétrico foram considerados de acordo com o sugerido por Brienen e Zuidema (2006). Segundo estes, a liberação de crescimento ocorre quando o crescimento relativo supera em mais de 100% da taxa média de crescimento durante pelo menos cinco anos. Por outro lado, o evento de supressão de crescimento ocorreria quando há uma redução

relativa de 50% na taxa média de crescimento do diâmetro durante pelo menos cinco anos subsequentes.

Os padrões de trajetória de crescimento em diâmetro para cada árvore foram classificados, conforme sugerido por Brienen e Zuidema (2006): (1) Nenhuma liberação ou supressão: árvore chega ao dossel sem a ocorrência de grandes mudanças no crescimento. É aceita apenas uma liberação de crescimento (< 5 anos); (2) Uma liberação: ocorre um forte evento de liberação de crescimento (> 5 anos) durante o acesso do indivíduo ao dossel, sendo que as árvores mostram um evento de lançamento, que pode ser precedido por supressão; (3) uma supressão: ocorrência de um evento de supressão, sendo que as árvores geralmente têm uma taxa de crescimento inicial alta, seguida por uma forte diminuição do crescimento e nenhuma liberação de crescimento subsequente; e (4) múltiplas liberações e supressões: o crescimento ocorre através de múltiplas liberações e supressões, sendo que as liberações devem ser sempre seguidas por uma supressão do crescimento e/ou separadas de uma nova liberação de crescimento em mais de 5 anos.

A sincronidade das supressões e liberações foi avaliada calculando a proporção de árvores com eventos que começaram no mesmo ano, com flexibilidade de mais ou menos um ano (± 1), considerando um número de anos igual antes e depois da formação do reservatório da usina (29 anos para cada período). Para verificar se houve diferença entre as proporções dos eventos de supressão e liberação para os períodos pré e pós-distúrbio, foi realizado um teste de Wilcoxon pareado, após a verificação da normalidade dos dados, realizado pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. A avaliação da sincronidade foi realizada para o período comum pré e pós-distúrbio, atendendo o pressuposto do teste de mesmo tamanho amostral para os dois conjuntos de dados.

2.3 RESULTADOS

De um total de 30 árvores amostradas por espécie, 25 árvores de *A. angustifolia* e 26 de *C. fissilis* foram consideradas nestas análises. Nem todas as medulas foram atingidas, dado a excentricidade da medula nas seções do tronco e, eventualmente, a limitação imposta pelo comprimento do trado de amostragem

(45,72 cm). As amostras de lenho consideradas inviáveis para análise, por não terem o lenho íntegro (e.g.: deformidades e/ou quebras durante a secagem), foram descartadas.

As idades estimadas das árvores de *A. angustifolia* variaram de 41 a 262 anos, com média de 94 anos (FIGURA 8). Para *C. fissilis*, a média de idade estimada foi de 74 anos, com a árvore mais jovem apresentando 43 anos e a mais velha 127 anos.



FONTE: A autora (2019).

2.3.1 Relações entre o crescimento e o distúrbio, a espécie e a idade das árvores

Os resultados das análises de agrupamento baseadas no incremento diamétrico indicaram que, para as duas espécies estudadas, a melhor correlação entre a matriz cofenética e a matriz original foi obtida utilizando a distância de Canberra e o algoritmo de ligação UPGMA (TABELA 2). A distância de Canberra exclui duplas ausências (zeros) e aumenta o efeito de diferenças entre variáveis com

valores baixos (LANCE; WILLIAMS, 1967), o que se mostra adequado para analisar dados de incrementos anuais.

TABELA 2 – CORRELAÇÃO ENTRE A MATRIZ COFENÉTICA E A MATRIZ ORIGINAL UTILIZANDO DIFERENTES DISTÂNCIAS E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO, BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO POR ANO.

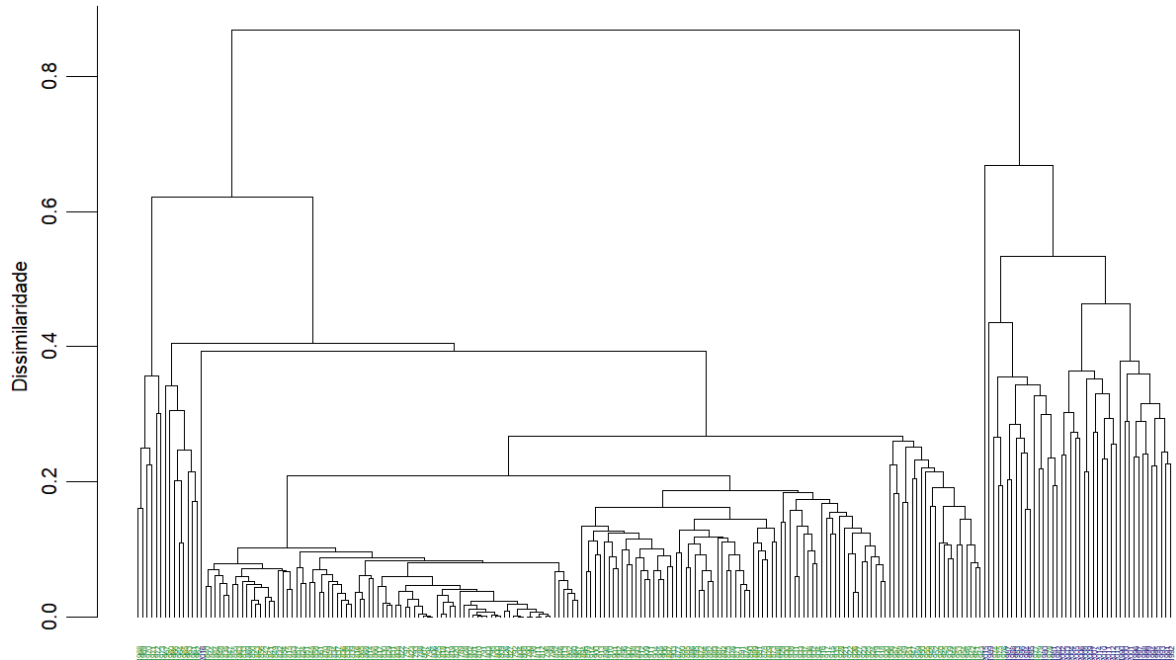
	UPGMA	WPGMA	Ward.D	Simplex	Completa	Ward.D2
<i>Araucaria angustifolia</i>						
Euclidiana	0,944	0,930	0,819	0,927	0,927	0,860
AltGower	0,762	0,711	-	0,674	0,647	-
Canberra	0,983	0,973	-	0,940	0,972	-
Bray-curtis	0,917	0,853	-	0,872	0,878	-
Manhattan	0,966	0,963	-	0,960	0,963	-
Mahalanobis	0,957	0,944	-	0,943	0,564	-
<i>Cedrela fissilis</i>						
Euclidiana	0,854	0,846	0,574	0,804	0,829	0,766
AltGower	0,694	0,573	-	0,562	0,466	-
Canberra	0,953	0,952	-	0,932	0,951	-
Bray-curtis	0,924	0,905	-	0,795	0,730	-
Manhattan	0,894	0,833	-	0,857	0,884	-
Mahalanobis	0,885	0,807	-	0,869	0,594	-

FONTE: A autora (2019).

As análises de agrupamento para ambas as espécies demonstram a formação de grupos separando os períodos anterior e posterior à construção da usina e a formação do reservatório (FIGURAS 9 e 10). Para *A. angustifolia*, a primeira divisão em dois grupos mostra uma dissimilaridade acima de 0,80 entre o agrupamento que compreende os anos anteriores e posteriores.

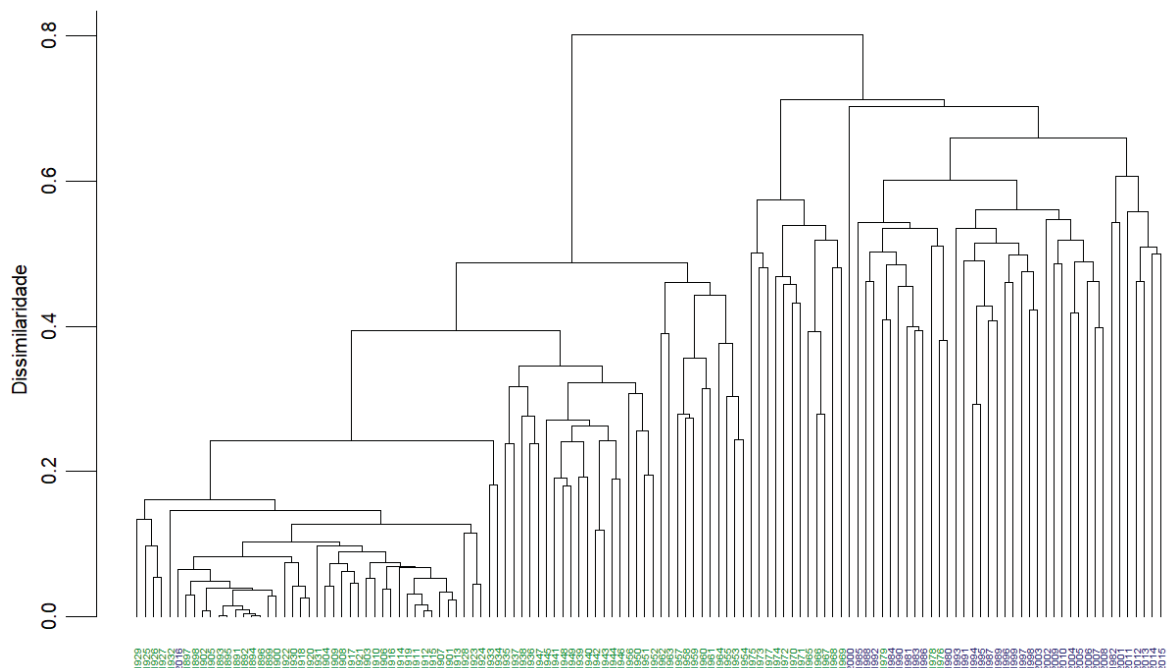
Os agrupamentos observados para *C. fissilis* mostram um padrão semelhante, ainda que se destaque a formação de três grupos, com dissimilaridades em torno de 0,70. Os dois primeiros grupos, em verde, englobam principalmente anos do período anterior à construção da usina. O primeiro grupo contempla os anos até a década de 1970 e o segundo grupo possui alguns anos das décadas de 1960 e 1970. O terceiro grupo, em azul, engloba em sua maioria os anos após 1980, período posterior à formação do reservatório.

FIGURA 9 – ANÁLISE DE AGRUPAMENTO BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE *A. angustifolia* POR ANO, UTILIZANDO A DISTÂNCIA DE CANBERRA E O ALGORITMO DE LIGAÇÃO UPGMA. EM VERDE, O PERÍODO ANTERIOR (ANOS) À CONSTRUÇÃO DA USINA, E, EM AZUL, O PERÍODO POSTERIOR A SUA CONSTRUÇÃO. EIXO Y: DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.



FONTE: A autora (2019).

FIGURA 10 – ANÁLISE DE AGRUPAMENTO BASEADA NO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE *C. fissilis* POR ANO, UTILIZANDO A DISTÂNCIA DE CANBERRA E O ALGORITMO DE LIGAÇÃO UPGMA. EM VERDE, O PERÍODO ANTERIOR (ANOS) À CONSTRUÇÃO DA USINA, E, EM AZUL, O PERÍODO POSTERIOR A SUA CONSTRUÇÃO. EIXO Y: DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.



FONTE: A autora (2019).

Os resultados do ajuste do modelo linear generalizado misto indicam que o incremento anual médio das espécies estudadas sofre interferência significativa, em ordem decrescente pelo valor de p , da idade das árvores, das espécies e da formação do reservatório artificial da usina, em 1980 (TABELA 3). De forma geral, essas três variáveis explicam 67,8% (R^2_{Ajustado}) das variações no incremento diamétrico anual médio.

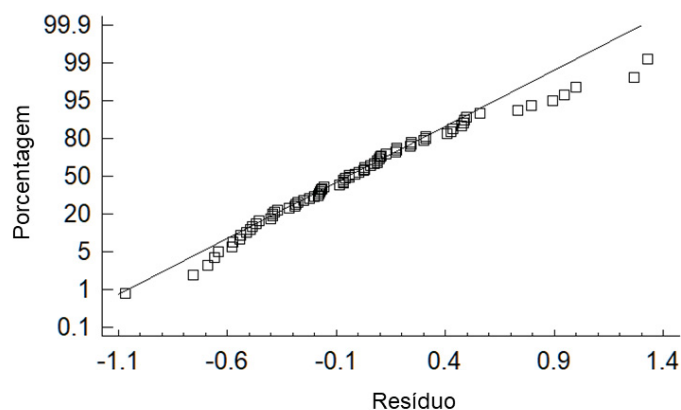
TABELA 3 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MLMG DO MLGM E CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC).

Preditoras	Efeito	F	p	AIC	Syx%
Constante do modelo	Fixo	2.238,79	<0,000		
Espécie	Aleatório	28,24	<0,000		
Distúrbio (construção da UHE GBM)	Fixo	22,00	<0,000	401,11	47,93
Idade da árvore	Fixo	110,62	<0,000		
Coeficiente de determinação do modelo - R^2 (0,69)		53,62	$\leq 0,000$		
Teste de Durbin-Watson – DW (1,80)			0,171		

FONTE: A autora (2019).

A partir da análise dos resíduos do modelo foi possível verificar que estes são normalmente distribuídos (FIGURA 11), comprovado também pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($W = 0,97$; $p > 0,05$).

FIGURA 11 – FREQUÊNCIA DOS RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO AJUSTADO PARA O INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO.

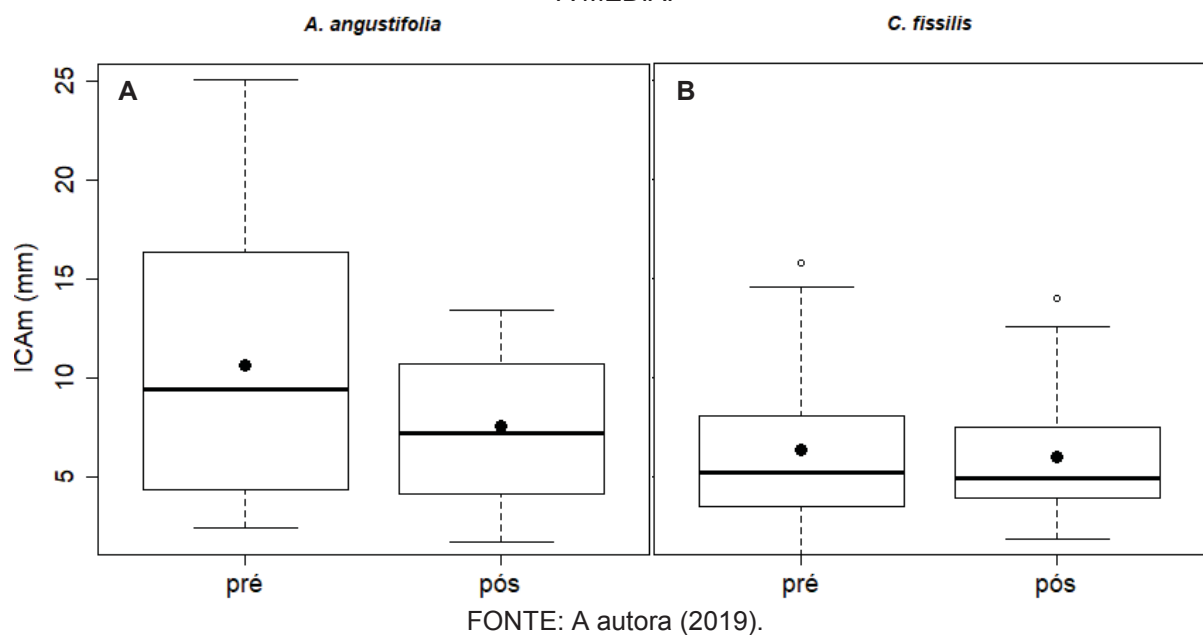


FONTE: A autora (2019).

O incremento diamétrico anual médio de *A. angustifolia* foi de 8,36 ($\pm 3,94$) mm.ano⁻¹ para o período total, sendo de 10,68 ($\pm 7,34$) mm.ano⁻¹ para o período anterior e de 7,60 ($\pm 3,44$) mm.ano⁻¹ para o período posterior implantação da usina (FIGURA 12A). Os incrementos nos períodos anterior e posterior foram

significativamente diferentes pelo teste t pareado ($p < 0,05$). Para *C. fissilis*, o incremento diamétrico anual médio foi de 6,43 ($\pm 2,46$) mm.ano⁻¹ para o período total, com 6,35 ($\pm 3,71$) mm.ano⁻¹ para o período anterior e 6,00 ($\pm 3,05$) mm.ano⁻¹ para o período posterior à formação do reservatório artificial da usina (FIGURA 12B). Para *C. fissilis*, os incrementos nos períodos anterior e posterior não demonstraram diferenças estatisticamente significativas pelo teste t pareado ($p > 0,05$).

FIGURA 12 – BOXPLOTS DO INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO DOS PERÍODOS PRÉ E PÓS DISTÚRBO PARA *A. angustifolia* (A) E *C. fissilis* (B). CÍRCULOS FECHADOS SIMBOLIZAM A MÉDIA.



Considerando como divisor a formação do reservatório, o incremento diamétrico anual médio no período anterior foi de 8,17 ($\pm 5,95$) mm.ano⁻¹ e no período posterior foi de 6,56 ($\pm 3,13$) mm.ano⁻¹ (FIGURA 13B).

A distribuição dos valores médios de incremento diamétrico em relação à idade demonstrou que, quanto mais jovem a árvore, maior o incremento. Os valores de incremento reduzem à medida que a árvore fica mais velha (FIGURA 14).

FIGURA 13 – BOXPLOTS DO INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO PARA AS ESPÉCIES – PERÍODO TOTAL (A) E PARA OS PERÍODOS PRÉ E PÓS DISTÚRBIO (B). CÍRCULOS FECHADOS SIMBOLIZAM A MÉDIA.

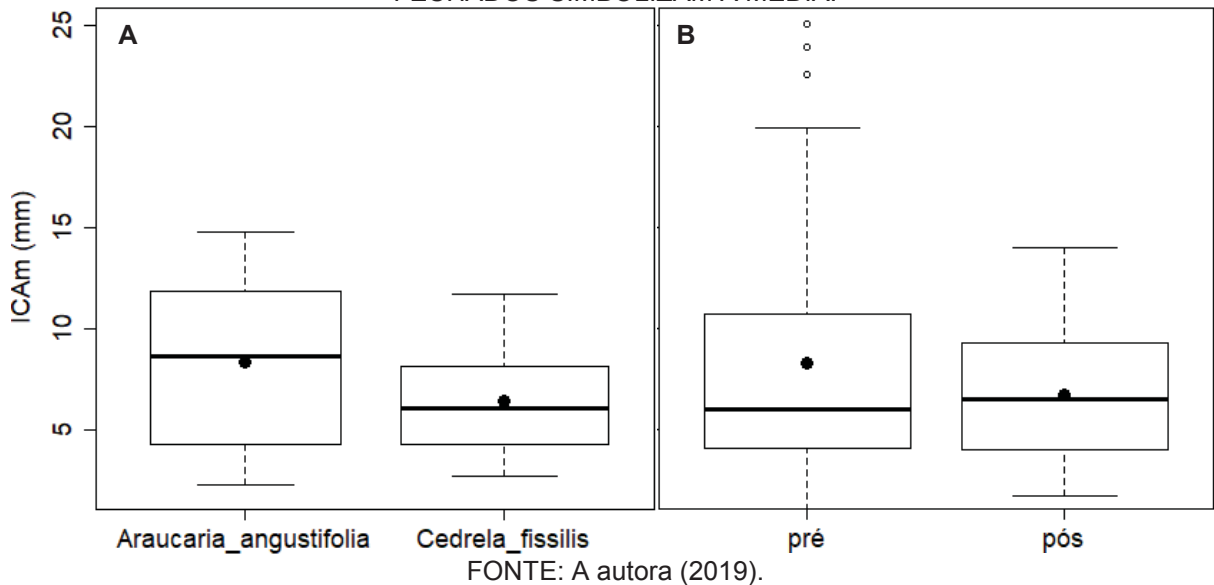
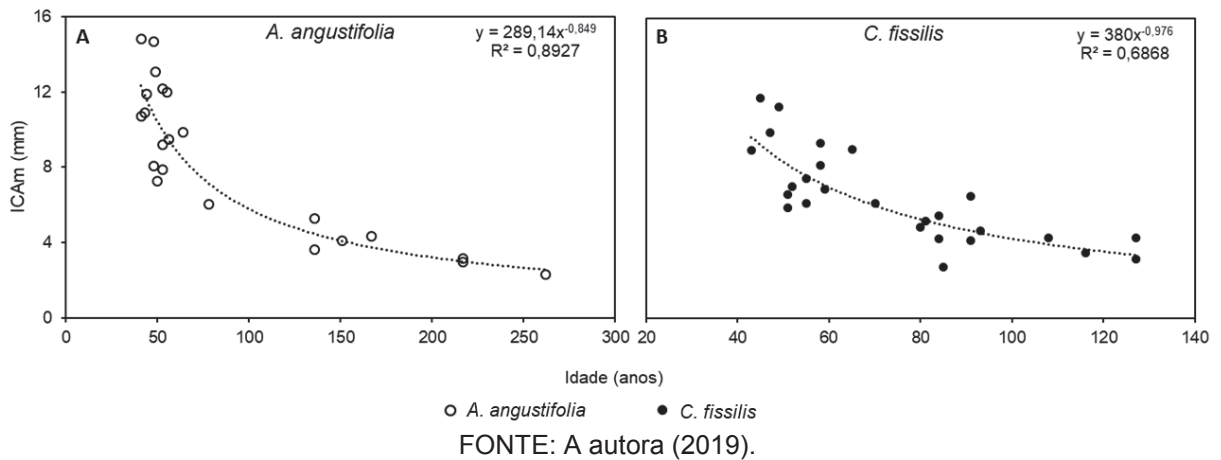


FIGURA 14 – RELAÇÃO ENTRE O INCREMENTO DIAMÉTRICO CORRENTE ANUAL MÉDIO (ICAm) E A IDADE DAS ÁRVORES. A) *A. angustifolia*; B) *C. fissilis*.



2.3.2 Avaliação do crescimento diamétrico por classe de idade

As análises de agrupamento considerando o incremento corrente anual médio por ano para as duas espécies demonstraram a formação de grupos de indivíduos em função da idade (FIGURAS 15 e 16), corroborando com os resultados do MLGM. Para *A. angustifolia*, o dendrograma foi construído utilizando a distância de Camberra e o algoritmo de ligação completo, em função da correlação entre a matriz original e a matriz cofenética, e da avaliação visual dos agrupamentos, observando a idade das árvores e as trajetórias de crescimento (TABELA 4). Pelas

mesmas razões, para *C. fissilis*, o dendrograma foi construído a partir da distância de Bray-Curtis e do algoritmo de ligação UPGMA (TABELA 4).

TABELA 4 – CORRELAÇÃO ENTRE A MATRIZ COFENÉTICA E A MATRIZ DE INCREMENTO CORRENTE MÉDIO POR ÁRVORE, UTILIZANDO DIFERENTES DISTÂNCIAS E ALGORITMOS DE LIGAÇÃO.

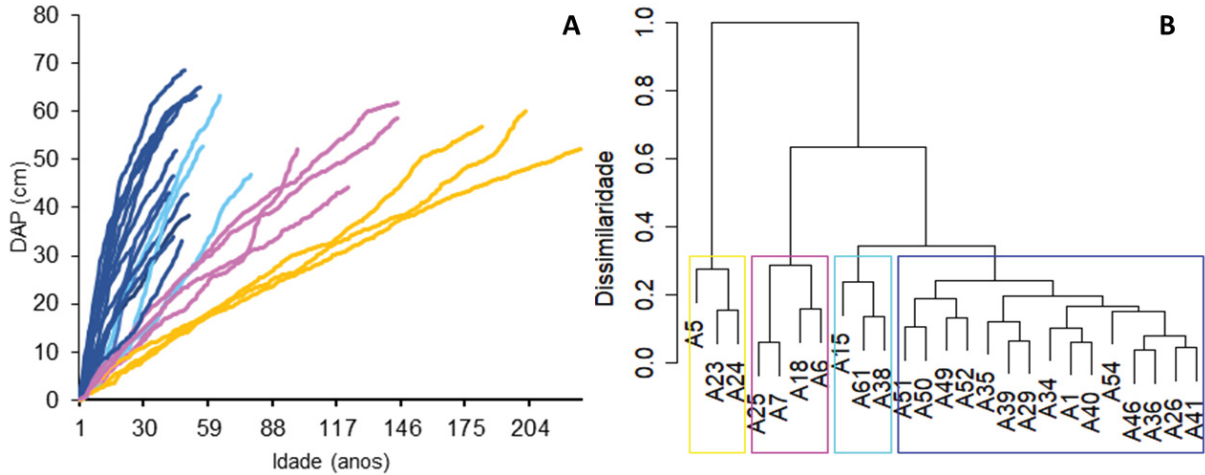
	UPGMA	WPGMA	Ward.D	Simples	Completa	Ward.D2
<i>Araucaria angustifolia</i>						
Euclidiana	0,9276	0,9333	0,7071	0,9149	0,8802	0,8918
AltGower	0,8355	0,8024	-	0,7298	0,7597	-
Canberra	0,9237	0,9233	-	0,9049	0,9301	-
Bray-curtis	0,9148	0,7690	-	0,8993	0,8688	-
Manhattan	0,9137	0,9226	-	0,8990	0,9207	-
Mahalanobis	0,7747	0,7277	-	0,3283	0,7076	-
<i>Cedrela fissilis</i>						
Euclidiana	0,7937	0,7896	0,5601	0,4967	0,7323	0,5918
AltGower	0,8026	0,7377	-	0,5326	0,7657	-
Canberra	0,8002	0,7911	-	0,7635	0,7856	-
Bray-curtis	0,8214	0,8163	-	0,7860	0,8161	-
Manhattan	0,7866	0,7723	-	0,5917	0,5858	-
Mahalanobis	0,5534	0,5388	-	0,5917	0,4452	-

FONTE: A autora (2019).

Foram adotadas quatro classes de idade a partir dos agrupamentos em função do incremento e das trajetórias de crescimento de *A. angustifolia* (FIGURA 15). A classe 1, compreende indivíduos com idades menores ou iguais a 55 anos, a classe 2 inclui indivíduos com idades entre 56 e 79 anos, a classe 3 reúne indivíduos com idades entre 80 e 199 anos e a classe 4 indivíduos com idades acima de 200 anos.

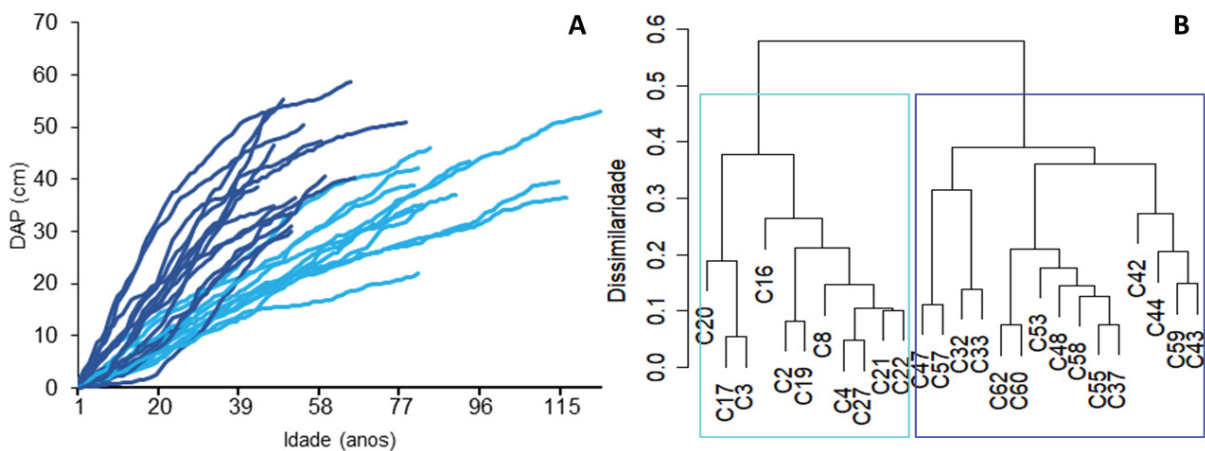
As árvores de *C. fissilis* formaram dois grupos de idades em função do incremento (FIGURA 16). O primeiro agrupamento formou a classe 1, compreendendo as árvores com idade menor a 80 anos. A classe 2 englobou as árvores com idades maiores ou iguais a 80 anos. A árvore C42, que possui 92 anos de idade, agrupou-se no dendrograma com as árvores da classe 1. Porém, optou-se por mantê-la na classe 2, a qual compreende as demais árvores na mesma faixa de idade.

FIGURA 15 – TRAJETÓRIAS DE CRESCIMENTO (A) E ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (B) DOS INDIVÍDUOS DE *A. angustifolia* EM FUNÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR ÁRVORE. AZUL ESCURO: CLASSE 1 (IDADE ≤ 55 ANOS); AZUL CLARO: CLASSE 2 (55 < IDADE ≤ 79 ANOS); ROSA: CLASSE 3 (79 < IDADE ≤ 199 ANOS); E AMARELO: CLASSE 4 (> 199 ANOS).



FONTE: A autora (2019).

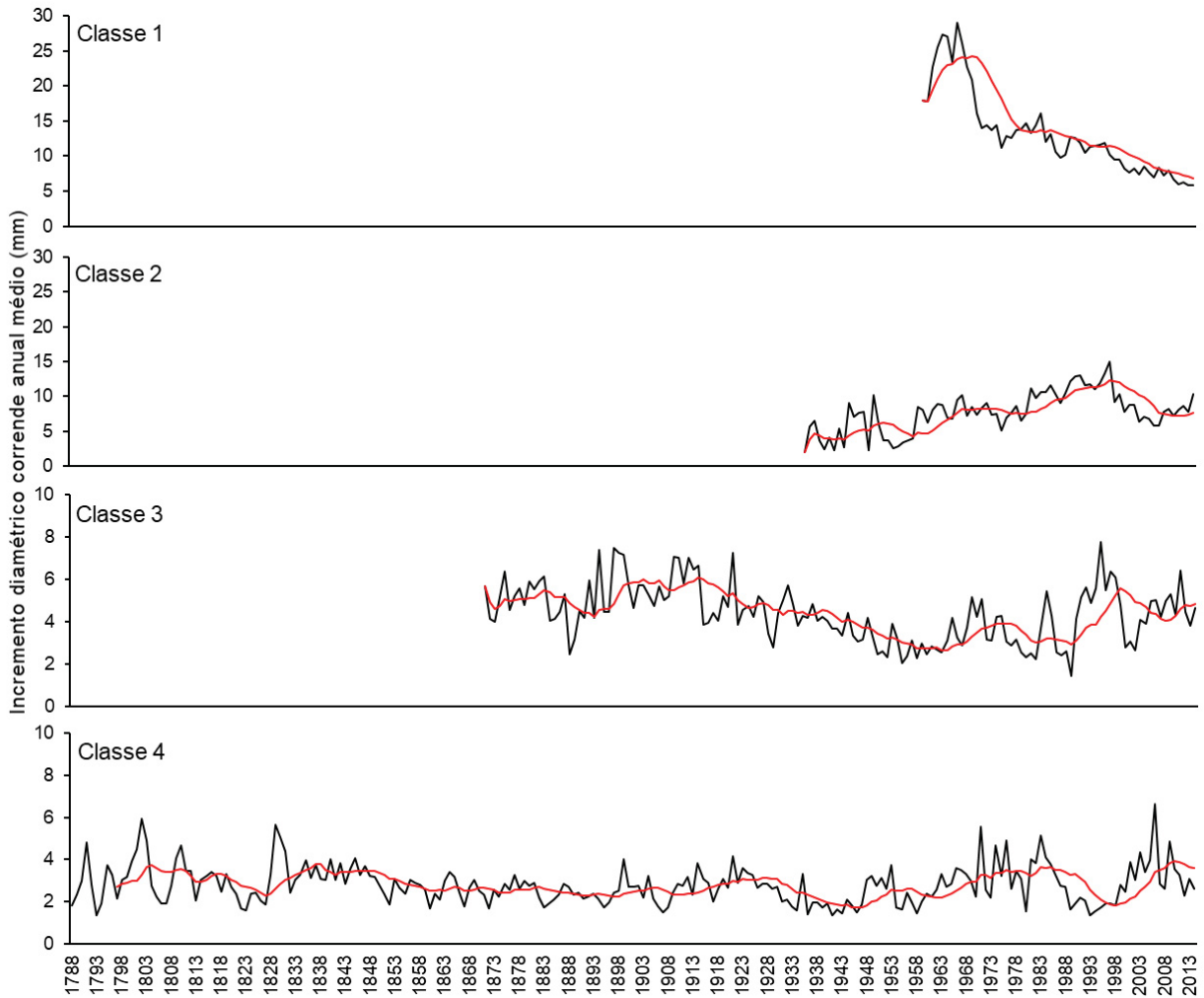
FIGURA 16 – TRAJETÓRIAS DE CRESCIMENTO (A) E ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (B) DOS INDIVÍDUOS DE *C. fissilis* EM FUNÇÃO DO INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR ÁRVORE. AZUL ESCURO: CLASSE 1 (IDADE < 80 ANOS) E AZUL CLARO: CLASSE 2 (IDADE ≥ 80 ANOS).



FONTE: A autora (2019).

O incremento diamétrico corrente anual médio para as quatro classes de idade de *A. angustifolia* mostrou diferenças no ritmo de crescimento (FIGURA 17). A classe 1, que representa as árvores mais jovens, possui um incremento bastante superior nos primeiros anos e reduz à medida que as árvores ficam mais velhas. A média de incremento para a classe 1 é superior às demais classes, mas também apresenta maior variância dos dados (TABELA 5).

FIGURA 17 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *A. angustifolia* POR CLASSES DE IDADE. CLASSE 1 = IDADE \leq 55 ANOS; CLASSE 2 = $55 <$ IDADE \leq 79 ANOS; CLASSE 3 = $79 <$ IDADE \leq 199 ANOS E CLASSE 4 $>$ 199 ANOS. LINHA VERMELHA: TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS.



FONTE: A autora (2019).

Ao observar o incremento de *A. angustifolia* no período de maior interesse, avaliando 20 anos antes e 20 anos após a implantação da usina (FIGURA 18), é possível distinguir que a classe de crescimento 4 sofreu uma redução no incremento a partir do ano de 1983. Para a classe 3, observa-se um sinal de queda no ano de 1985, com uma retomada no crescimento já no ano de 1989. Para a classe 4 a retomada só ocorre próximo ao ano 2000. Nas classes 1 e 2, que contempla árvores mais jovens, não se observa essa redução no crescimento.

TABELA 5 – INCREMENTO DIAMÉTRICO CORRENTE ANUAL MÉDIO POR CLASSE DE IDADE PARA *A. angustifolia* E *C. fissilis*. *A. angustifolia*: CLASSE 1 = IDADE ≤ 55 ANOS; CLASSE 2 = 55 < IDADE ≤ 79 ANOS; CLASSE 3 = 79 < IDADE ≤ 199 ANOS E CLASSE 4 > 199 ANOS. *C. fissilis*: CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADE ≥ 80 ANOS.

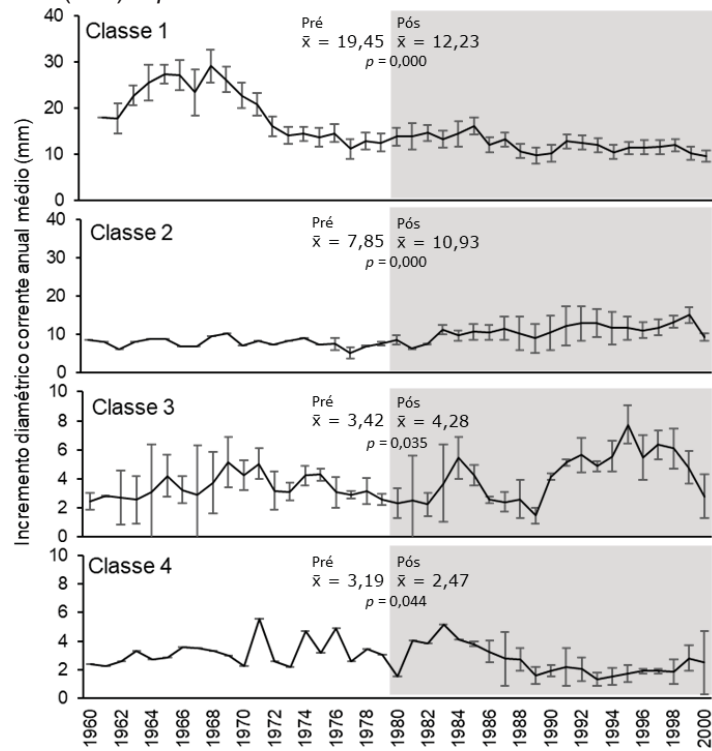
Incremento corrente anual médio em diâmetro (mm)				
<i>Araucaria angustifolia</i>				
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Média	13,28a	7,73b	4,38c	2,81d
Mínimo	5,81	1,96	1,45	1,34
Máximo	29,04	15,04	7,74	6,66
Erro padrão	0,81	0,33	0,11	0,06
Desvio padrão	6,03	2,91	1,35	0,91
Variância (mm ²)	36,67	8,49	1,81	0,83
<i>Cedrela fissilis</i>				
	Classe 1	Classe 2		
Média	8,26a	4,20b		
Mínimo	3,19	1,26		
Máximo	14,35	8,66		
Erro padrão	0,25	0,13		
Desvio padrão	2,06	1,43		
Variância (mm ²)	4,22	2,03		

FONTE: A autora (2019).

NOTA: Médias seguidas de letras distintas na mesma linha diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 95% de confiança.

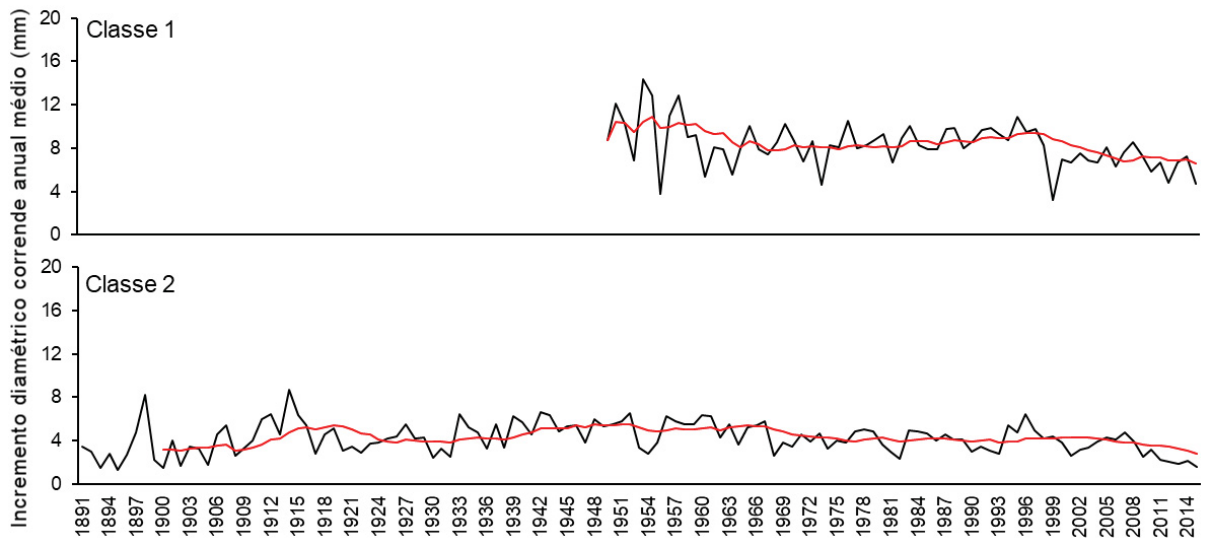
Os incrementos diamétricos diferem para as classes de idade de *C. fissilis*. A classe 1, que compreende as árvores mais jovens, apresentou os maiores incrementos nas fases iniciais (FIGURA 19). A média de incremento para a classe 1 foi superior, mas também foi maior a variância, demonstrando uma maior dispersão dos valores ao redor da média (TABELA 5).

FIGURA 18 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *A. angustifolia* POR CLASSES DE IDADE PARA O PERÍODO DE 1960-2000. CLASSE 1 = IDADE \leq 55 ANOS; CLASSE 2 = 55 < IDADE \leq 79 ANOS; CLASSE 3 = 79 < IDADE \leq 199 ANOS E CLASSE 4 > 199 ANOS. BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA; MÉDIAS DE INCREMENTO PRÉ E PÓS CONSTRUÇÃO DA USINA (mm) E p -VALOR DE ACORDO COM O TESTE T PAREADO.



FONTE: A autora (2019).

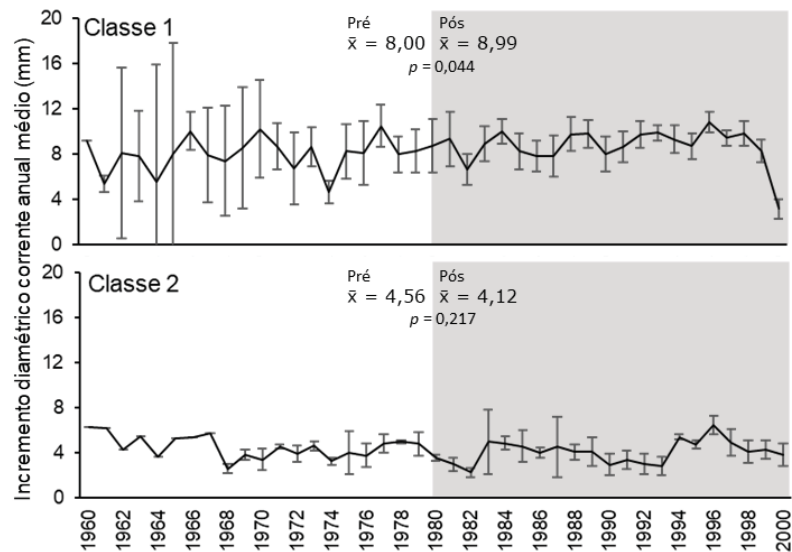
FIGURA 19 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *C. fissilis* POR CLASSES DE IDADE. CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADE \geq 80 ANOS. BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA. LINHA VERMELHA: TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS.



FONTE: A autora (2019).

Destacando o período de interesse, observa-se que as árvores de *C. fissilis* apresentaram, na classe 2, uma redução no crescimento no período de 1979-1982, mas com rápida retomada no crescimento em 1984 (FIGURA 20).

FIGURA 20 – INCREMENTO CORRENTE ANUAL MÉDIO DE *C. fissilis* POR CLASSES DE IDADE PARA O PERÍODO DE 1960-2000. CLASSE 1 = IDADE < 80 ANOS E CLASSE 2 = IDADES ≥ 80 ANOS. ÁREA EM CINZA: PERÍODO PÓS-DISTÚRBO; BARRAS VERTICAIS: ERRO PADRÃO DA MÉDIA; MÉDIAS DE INCREMENTO PRÉ E PÓS CONSTRUÇÃO DA USINA (mm) E p -VALOR DE ACORDO COM O TESTE T PAREADO.



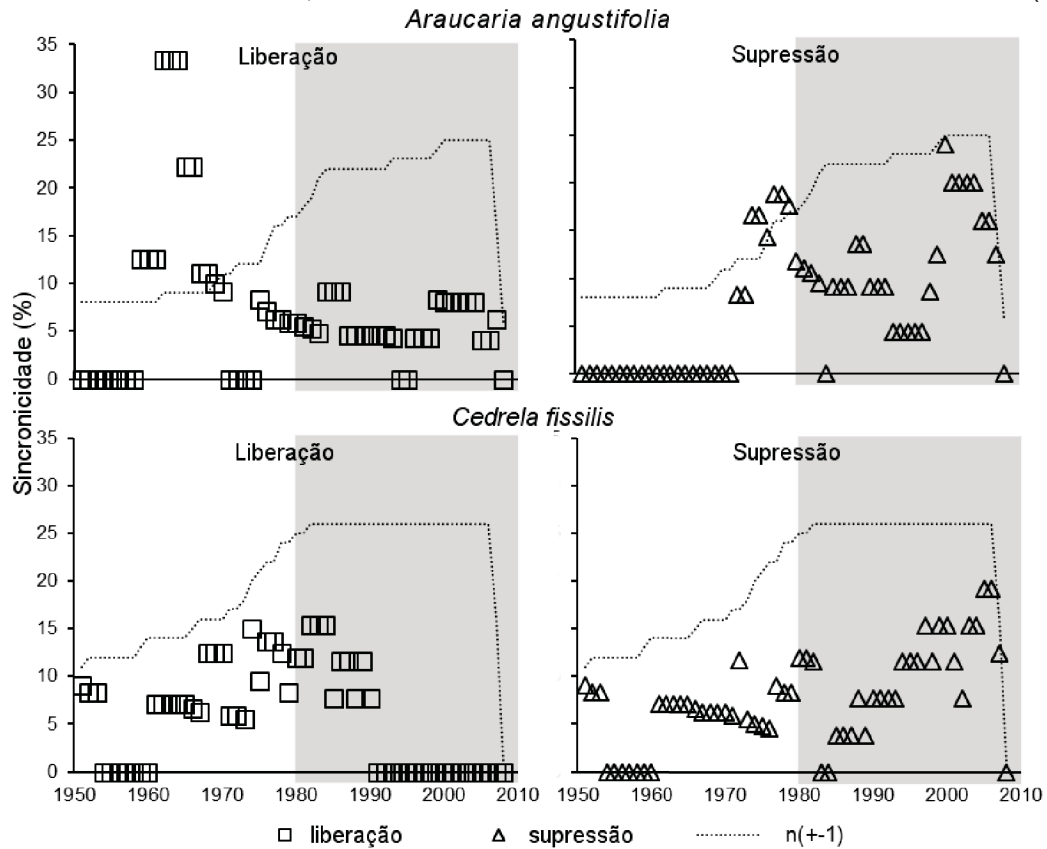
FONTE: A autora (2019).

2.3.3 Crescimento relativo

Para *A. angustifolia*, 10 indivíduos (40%) tiveram trajetória do tipo 1, sem nenhum evento de liberação ou supressão; 2 indivíduos (8%) tiveram trajetória do tipo 2, com uma liberação; 8 indivíduos (32%) passaram por uma supressão sem liberação, tipo 3; e 5 indivíduos (20%) tiveram múltiplas liberações e supressões durante o crescimento, sendo classificados no tipo 4.

A sincronicidade dos eventos de liberação e supressão entre as árvores de *A. angustifolia* foi baixa (FIGURA 21). O período com maior sincronia na liberação de crescimento ocorreu entre 1962-1964 (33,3%), porém apenas 9 árvores fazem parte deste conjunto de dados. Para os eventos de supressão do crescimento, a maior sincronia entre árvores ocorreu no ano 2000, com 24% de 25 indivíduos apresentando supressão.

FIGURA 21 – SINCRONICIDADE DE LIBERAÇÕES E SUPRESSÕES PARA *A. angustifolia* E *C. fissilis*, EM FUNÇÃO DA PROPORÇÃO DE ÁRVORES COM EVENTOS QUE COMEÇARAM NO MESMO ANO (± 1), PARA 29 ANOS ANTES E DEPOIS DO DISTÚRPIO. ÁREA EM CINZA: PERÍODO PÓS-DISTÚRPIO; LINHA PONTILHADA: NÚMERO DE ÁRVORES POR ANO (± 1).



FONTE: A autora (2019).

Os indivíduos de *C. fissilis* tiveram, em 7 árvores (26,9% dos casos), trajetória do tipo 1 (não passaram por nenhum evento de liberação e supressão); em outras 7 árvores (26,9%) a trajetória foi do tipo 2, com uma liberação; 9 árvores apresentaram trajetória tipo 3 (34,6%), com uma liberação sem supressão e 3 árvores foram do tipo 4, com múltiplas liberações e supressões (11,5%).

A sincronicidade entre eventos de liberação e de supressão entre as árvores de *C. fissilis* foi, em geral, baixa para o período comum pré e pós-distúrbio (29 anos antes e depois). As liberações tiveram uma sincronicidade máxima entre os anos de 1982-1984, onde 15,4% dos indivíduos passaram por um evento de liberação. Os eventos de supressão ocorreram em, no máximo, 19,2% dos indivíduos, nos anos de 2005-2006.

Observou-se, no entanto, um aumento dos eventos de supressão no período pós implantação da usina, tanto para *A. angustifolia* quanto para *C. fissilis*. O teste de médias de Wilcoxon identificou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,01$)

entre as médias de sincronidade de supressão. A espécie *A. angustifolia* apresentou médias de 4,12 e 10,90%, enquanto *C. fissilis* apresentou médias de 5,39 e 9,75%, para os períodos pré e pós-distúrbio, respectivamente. As médias dos eventos de liberação não apresentaram diferenças estatísticas significativas para nenhuma das espécies.

2.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam diferenças no ritmo de crescimento das espécies nos períodos pré e pós-distúrbio, assim como são observadas variações em função da espécie e da idade dos indivíduos. As análises exploratórias do crescimento em relação aos anos indicaram uma clara distinção nos agrupamentos, tanto para *A. angustifolia* quanto para *C. fissilis*, entre os anos anteriores e posteriores à construção da usina hidrelétrica. A alta dissimilaridade entre os agrupamentos indica diferenças nos padrões de crescimento diamétrico das espécies nos dois períodos.

A média de incremento de *A. angustifolia* foi superior à de *C. fissilis*, demonstrando diferenças no ritmo de crescimento das duas espécies. As espécies apresentam características ecológicas específicas, embora compartilhem alguns padrões de comportamento. Se desenvolverem à plena luz, com ciclo de vida longo e ocuparem estratos semelhantes na estrutura vertical da floresta, são exemplos de semelhanças entre as duas espécies (CARVALHO, 2003; JANKOWSKY et al., 1990; KLEIN, 1960; ZANETTE et al., 2017).

As espécies também apresentam dificuldades de enquadramento nos grupos sucessionais usuais, por apresentarem características em comum com diferentes grupos. Por ser heliófila, na fase adulta, e povoar circunstancialmente habitats abertos, *A. angustifolia* é citada por muitos autores como uma espécie pioneira (CHAMI et al., 2011; KLEIN, 1960; RAMBO, 1956; REITZ; KLEIN, 1966), embora possua muitas características que não são comuns a esse grupo sucessional. Longevidade, tolerância à sombra em algumas fases da vida, fustes com diâmetros entre 50 e 120 cm, sementes grandes, amiláceas, que rapidamente perdem a viabilidade e germinação hipógea e criptocotiledonar com cotilédones de reserva, são algumas características que indicam uma classificação mais adequada,

utilizando a classificação de Swaine & Whitmore (1988), como clímax exigente de luz ou, genericamente, como não pioneira (ARAUJO et al., 2010; CARVALHO, 2003; DUARTE; DILLENBURG; ROSA, 2002; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015).

A classificação de *C. fissilis* em um grupo sucessional também é complexa. Características como a alta demanda por luz na fase adulta, a deciduidade, os frutos secos, as sementes ortodoxas aladas, de germinação epígea e fanerocotiledonar indicam a classificação da espécie como pioneira (CARVALHO; SILVA; DAVIDE, 2006; LIMA; SANTANA; NAPPO, 2009; LOPES; ROSA-OSMAN; PIEDADE, 2012; MUELLNER et al., 2010). Entretanto, *C. fissilis* possui ciclo de vida relativamente longo, com tolerância à sombra quando jovem, madeira moderadamente densa (AMARAL, 2006; JANKOWSKY et al., 1990; MARTINS; LAGO, 2008; MOTTA et al., 2014) e alcança maiores alturas, diferente do usualmente encontrado nas pioneiras típicas. Por essas razões, a espécie pode ser classificada como pioneira longeva (CORLETT, 1995). Mesmo assim, pelo fato de a espécie ocorrer em estágio intermediário e final da sucessão, alguns autores a classificam como clímax exigente de luz (CARVALHO; SILVA; DAVIDE, 2006; GRIS; TEMPONI; MARCON, 2012; KAGEYAMA et al., 2003; SANTOS JÚNIOR; BOTELHO; DAVIDE, 2004).

Considerando a fase de desenvolvimento inicial de plântulas, as espécies expressam comportamentos distintos das do observado nas médias de incremento obtidas nesse estudo. Outros autores mostram que *A. angustifolia* apresentou um crescimento médio de 3,45 mm.ano⁻¹ em plantio a campo sombreado (BERRI, 2015) e próximo a 4,63 mm.ano⁻¹ em plantio a campo sem sombreamento, mas com adubação (WENDLING; STUEPP; ZUFFELLATO-RIBAS, 2016); *C. fissilis* apresentou um incremento de 5,9 mm.ano⁻¹ em plantio no sub-bosque (PAIVA; POGGIANI, 2000) e 2,04 mm.ano⁻¹ com mudas plantadas em pastagem de *Brachiaria* sp. (*Urochloa* sp.), com adubação e correção da acidez (MELOTTO et al., 2009). Salvo diferenças metodológicas entre estudos, esses resultados indicam um maior crescimento inicial de *C. fissilis* em ambientes sombreados quando comparado ao crescimento inicial de *A. angustifolia*. Já em ambientes a pleno sol, *A. angustifolia* obteve melhor desempenho, ficando claro seu caráter heliófilo, mesmo nas fases iniciais. Diferentemente, *C. fissilis* demonstra uma redução no crescimento quando cultivado a pleno sol, concordando com alguns autores, que indicam um

comportamento umbrófilo da espécie na fase juvenil (AMARAL, 2006; MARTINS; LAGO, 2008). Considerando esses aspectos, juntamente com a maior média geral de incremento obtida para *A. angustifolia* neste estudo, pode-se inferir que, mesmo com um possível crescimento inicial menor, a espécie teve um ritmo de crescimento maior do que *C. fissilis* ao longo da vida, compensando as taxas iniciais. Evidentemente, existem diversos fatores que podem influenciar localmente o desenvolvimento das plantas, ocasionando diferenças nas taxas de crescimento. De forma geral, pode-se citar os fatores dependentes da densidade, ou seja, aqueles que sofrem influência do número de plantas por unidade de área (competição por recursos, predação, ataques por patógenos) e os independentes da densidade, que não sofrem influência do número de indivíduos (luminosidade, clima, pH, ventos) (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

Comparando os valores de incremento médio por ano com outros estudos realizados no Brasil, observa-se que, tanto para *C. fissilis* quanto para *A. angustifolia*, há resultados semelhantes, mas por vezes divergentes aos encontrados nesse estudo (TABELA 6). Pesquisas realizadas em regiões próximas ao presente estudo, obtiveram menores incrementos médios anuais (DURIGAN, 1999; FIGUEIREDO FILHO et al., 2010; SCHAAF, 2001; STEPKA, 2012). As características do sítio, como a disponibilidade de nutrientes e as condições edáficas (litologias diversas), bem como as particularidades dos indivíduos, como a sua posição sociológica e os níveis de competição, podem explicar essas diferenças (ASSMANN, 1970; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997).

Estudos realizados com *C. fissilis* por Cusatis et al. (2013) em vários municípios do Paraná e Santa Catarina e por Ferreira et al. (2007) em Itutinga, Minas Gerais, apresentaram valores de incrementos superiores aos observados nesse estudo. No entanto, as árvores mensuradas nos dois estudos são mais jovens. As árvores amostradas por Cusatis et al. (2013) apresentaram uma média de idade de 28 anos, enquanto que as árvores deste estudo apresentaram, em média, 74 anos, e as árvores de Ferreira et al. (2007) foram mensuradas após plantio, com cerca de 13 anos de idade. Essas diferenças nas idades podem justificar o maior incremento médio, considerando que as árvores possuem um ritmo de crescimento elevado na fase juvenil (ASSMANN, 1970).

TABELA 6 – INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL MÉDIO DE ALGUNS ESTUDOS REALIZADOS COM *C. fissilis* E *A. angustifolia* NO BRASIL.

	Incremento (mm.ano⁻¹)	Fonte	Local	Método
<i>Cedrela fissilis</i>	3,60	Figueiredo Filho et al. (2010)	Teixeira Soares e Fernandes Pinheiro, PR	PP
	4,80	Schaaf et al. (2005)	São João do Triunfo, PR	PP
	8,00	Ferreira et al. (2007)	Itutinga, MG	PP*
	4,00	Stepka (2012)	Irati, PR	PP
	11,00	Cusatis et al. (2013)	PR e SC (vários municípios)	AL
	6,43	este estudo	Pinhão, PR	AL
<i>Araucaria angustifolia</i>	4,50	Figueiredo Filho et al. (2010)	Teixeira Soares e Fernandes Pinheiro, PR	PP
	4,20	Durigan (1999)	São João do Triunfo, PR	PP
	5,80	Stepka (2012)	Irati, PR	PP
	9,03	Minatti (2015)	Painel, SC	AL
	7,08	Ricken (2014)	Lages, SC	AL
	8,36	este estudo	Pinhão, PR	AL

Fonte: A autora (2019).

NOTA: PP = parcelas permanentes; AL = amostras de lenho.

*Coletadas 155 meses após o plantio.

Os maiores valores de incremento obtidos em Lages e Painel, em Santa Catarina (MINATTI, 2015; RICKEN, 2014), são próximos aos valores encontrados neste estudo. É importante destacar que, para as duas espécies, os maiores valores de incremento médio foram encontrados em levantamentos utilizando amostras de lenho (exceto para as árvores jovens do plantio de *C. fissilis*), em relação ao acompanhamento por parcelas permanentes. Esses resultados podem indicar diferenças na precisão da mensuração do incremento a partir dos dois métodos, além de diferenças nas características dos sítios. Schaaf (2001) citou que estudos com parcelas permanentes com intervalos pequenos de reavaliação podem incorrer em incrementos negativos, por estes serem menores que os erros de medição. Outros fatores que podem reduzir a precisão da estimativa individual do incremento são: a irregularidade, a espessura e a queda da casca, o apodrecimento de parte do tronco, mudanças no instrumento de medição e de operadores e a altura do solo (BIONDI, 1999; SCHAAF, 2001). Por outro lado, usar duas ou três amostras de lenho para estimar o incremento também pode ser problemático, em função de que os anéis de crescimento podem não ser circulares, da localização assimétrica da medula e de outras fontes de variação sistemática da largura do anel (BIONDI, 1999).

Os resultados do MLGM apontaram a idade das árvores como a variável explicativa com menor valor de p , demonstrando diferenças nos ritmos de crescimento no decorrer do ciclo de vida das plantas. Esse comportamento também pode ser observado nas trajetórias de crescimento e nas análises de agrupamento, que nortearam a avaliação dos incrementos por classes de idade, para as duas espécies. Os maiores valores de incremento diamétrico são observados nas árvores mais jovens (classes 1), onde a amostra de lenho atingiu os anéis de crescimento mais próximos à medula – formados no início da vida. Para as árvores mais velhas, em função da amostra coletada não ter atingido os anéis próximos à medula, os anéis referentes a este período não foram amostrados. Estes resultados estão de acordo com o curso regular do desenvolvimento dos seres vivos, onde as maiores taxas de crescimento são, em geral, observadas no início da vida, exibindo uma curva de crescimento do tipo sigmoide (ASSMANN, 1970; WEINER; THOMAS, 2001). Resultados similares foram encontrados por Crechi (1996), com *Araucaria angustifolia*, e por Bartoszeck et al. (2004), com *Mimosa scabrella*, sendo as curvas nas idades jovens mais íngremes em relação às curvas nas idades mais velhas.

A fisiologia das árvores, considerando a capacidade fotossintética e a condutividade hidráulica, muda em função da idade (VIEIRA; CAMPELO; NABAIS, 2009). A dinâmica de crescimento aumenta rapidamente nos primeiros anos até atingir o máximo do incremento, permanece constante por um período mais longo e, então, conforme as dimensões da árvore se tornem maiores, o crescimento diamétrico é gradualmente reduzido em função da menor capacidade produtiva (ASSMANN, 1970; BINKLEY et al., 2002).

Ao observar o padrão de crescimento 20 anos antes e depois da ocorrência do distúrbio, constata-se que as árvores de diferentes faixas etárias tiveram respostas distintas. Árvores com idades variadas podem responder de forma diferente às mudanças no ambiente, pois a sensibilidade na detecção destas alterações varia para cada indivíduo, sendo mais ou menos responsivo (GALVÁN; CAMARERO; GUTIÉRREZ, 2014; WANG; ZHANG; MCRAE, 2009). As explicações potenciais para as diferentes repostas no crescimento diamétrico em relação à idade das árvores estão relacionadas principalmente com a fisiologia das plantas e com as condições e recursos presentes no início do desenvolvimento. Primeiro, as repostas dependentes da idade podem refletir as diferenças entre as coortes que

compõem cada classe de idade: sementes que se estabeleceram em períodos mais frios podem responder diferentemente do que aquelas que se estabeleceram durante períodos mais quentes (SZEICZ; MACDONALD, 1994). Segundo, as respostas podem refletir mudanças fisiológicas relativas à idade.

No crescimento de árvores, tanto no armazenamento apropriado de materiais nutritivos, como para o aumento de volume geral, as relações hormonais desempenham um papel altamente significativo, e essas relações são modificadas ao longo da vida da árvore (ASSMANN, 1970). O aumento na complexidade com o maior tamanho do indivíduo com o passar dos anos têm implicações importantes no fluxo de água, nos padrões de crescimento cambiais e na taxa de translocação entre tecidos fotossintéticos e não fotossintéticos (HARCOMBE, 1987; KOZLOWSKI, 1971; KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997). Por fim, as respostas das árvores mais velhas podem estar relacionadas ao local no estrato vertical ocupado por elas na floresta, ou mesmo, por ocuparem ambientes abertos. As mais jovens, estando no sub-bosque, podem estar mais protegidas das variações climáticas do que as mais velhas, ocupando o dossel. Árvores de sub-bosque ou suprimidas tendem a mostrar maiores tendências de crescimento ontogenético do que relacionados a fatores ambientais externos, enquanto as dominantes podem ser mais sensíveis ao clima (COURALET et al., 2010; MARTÍN-BENITO et al., 2008).

Estudos de Wang, Zhang e Mcrae (2009) e Primicia et al. (2015) também demonstraram que árvores mais velhas responderam de forma diferente ao clima, quando comparadas a árvores mais jovens. Nestes estudos, as árvores longevas foram mais sensíveis às mudanças climáticas. Ryan e Yoder (1997) mencionam que o crescimento lento do xilema em função do metabolismo das árvores mais velhas pode levar a formação de traqueídes ou vasos menores e, portanto, ao aumento da resistência hidráulica. Os estômatos respondem à resistência hidráulica fechando-se para evitar a cavitação, fazendo com que as árvores expressem limitações hidráulicas à fotossíntese (RYAN; YODER, 1997).

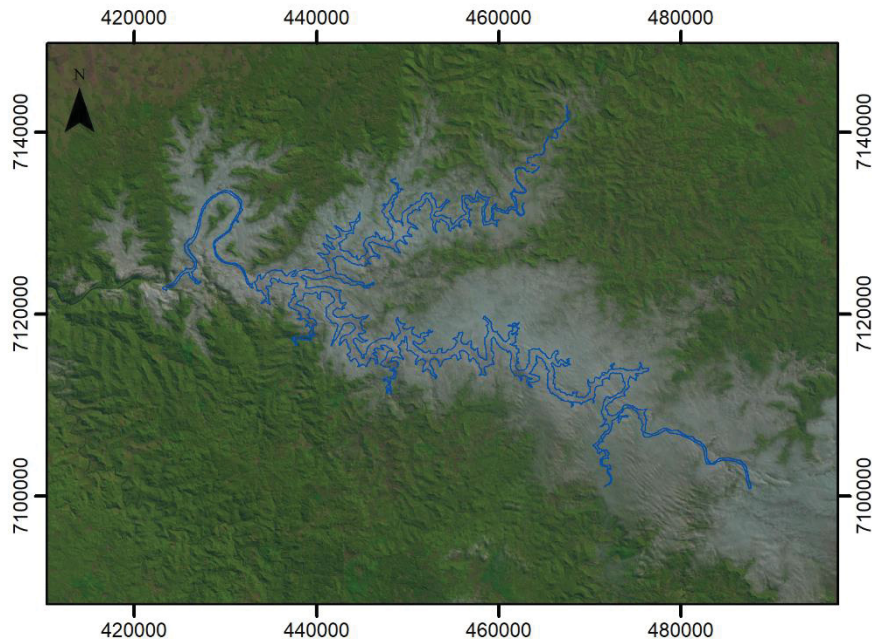
O distúrbio ocorrido com a criação do reservatório da usina hidrelétrica pode ter alterado a dinâmica do crescimento das árvores mais velhas. Fatores como o aumento da nebulosidade com redução das taxas fotossintéticas podem estar relacionados a uma redução no crescimento, tangenciando a teoria de Ryan e Yoder (1997).

Araucaria angustifolia é uma espécie com comportamento heliófilo, suportando luz direta durante seu desenvolvimento (KLEIN, 1960; RAMBO, 1956; REITZ; KLEIN, 1966). Os resultados obtidos endossam essa característica, pois a maioria das árvores analisadas neste estudo alcançou o dossel sem passar por nenhum evento de liberação ou supressão. Esse padrão de crescimento indica que as árvores cresceram e alcançaram o dossel em condições de luminosidade favoráveis (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006). Subsequentemente, a segunda trajetória de crescimento com maior ocorrência foi a de uma supressão ao longo da vida das árvores. Destas, a maioria das árvores que sofreu evento de supressão está na classe 1, que compreende as árvores mais jovens.

As trajetórias de crescimento das árvores de *Cedrela fissilis* foram bastante diversas. Contudo, muitas árvores tiveram, ao longo da vida, um evento de liberação do crescimento, seguido de sua supressão ou não. Os resultados são esperados, pois seguem um padrão de comportamento ligado a autoecologia da espécie. Pode-se inferir que as árvores tiveram eventos de liberação ao passarem de uma condição sombreada, no seu estabelecimento, para uma condição de alta luminosidade, durante o acesso ao dossel (BAKER; BUNYAVEJCHEWIN, 2006; SCHÖNGART et al., 2015).

Os testes de sincronicidade entre eventos de liberação e supressão não revelaram claras evidências de mudanças nos padrões do crescimento induzidas pelo clima, considerando que as proporções de sincronia foram baixas para as duas espécies. Ainda assim, observou-se um maior número de supressões no período pós-distúrbio, para ambas as espécies. O aumento nos eventos de supressão e a redução no crescimento para as árvores mais velhas de *A. angustifolia* pode estar relacionada ao aumento na nebulosidade no local em função do reservatório artificial, consequência já citada por outros autores (BAXTER, 1977; ESTEVES, 2011; YIN; NICHOLSON, 1998). Situações de nebulosidade exatamente em cima do reservatório foram observadas neste estudo, ainda que não experimentalmente, ao verificar as imagens de satélite do local (FIGURA 22).

FIGURA 22 – IMAGEM DE SATÉLITE DA ÁREA DE ESTUDO, MOSTRANDO A COBERTURA DE NUVENS SOBRE O RESERVATÓRIO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, DEMARCADO EM AZUL (LANDSAT 5, ÓRBITA 222, PONTO 78 02/06/1984).



FONTE: adaptado de USGS (2017).

A maior nebulosidade e conseqüente maior umidade do ar podem ter reduzido a transpiração das árvores, ocasionada pela alteração na diferença de pressão de vapor entre a planta e o ar (LARCHER, 2004). A velocidade da perda de água governa a intensidade da absorção porque origina déficit hídrico, que é transmitido pelo do xilema até as raízes, produzindo forças responsáveis pela absorção da água, acompanhada pela absorção de sais (KRAMER; KOZLOWSKI, 1972). Desta maneira, a transpiração reduz com o aumento da umidade relativa e com a redução da temperatura (LARCHER, 2004). As respostas mais evidentes em *A. angustifolia* do que em *C. fissilis*, podem ser porque nas coníferas, por terem traqueídes, o movimento de água é ainda mais lento (KRAMER; KOZLOWSKI, 1972). Outro ponto a ser considerado em relação a nebulosidade e as respostas das espécies neste caso, é que a fotossíntese da maioria das espécies de angiospermas é tão eficiente em baixas intensidades de luz quanto em altas, enquanto a fotossíntese de muitas gimnospermas é muito mais eficiente em altas intensidades (KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997), o que pode explicar a maior sensibilidade da *Araucaria*, ao demonstrar redução no crescimento.

Um estudo que avaliou os efeitos da inundação por uma usina hidrelétrica nas florestas periféricas, aplicando as técnicas de dendrocronologia, foi realizado por

Bégin et al. (2010). A pesquisa foi desenvolvida no entorno da usina *The Robert-Bourassa Reservoir*, no Québec, e foi avaliado o crescimento de *Picea mariana*, espécie dominante na vegetação local. De forma semelhante ao presente estudo, na pesquisa de Bégin et al. (2010), um grande número de árvores amostradas apresentou um decréscimo no crescimento coincidindo com o enchimento do reservatório, com cerca de 5 anos de duração e raramente irreversíveis. Na maioria dos casos, a diminuição do crescimento ocorreu 5-6 anos após o período de formação do reservatório. Os autores inferem que essa reação esteja associada à perda de massa foliar, que ocorre devido a eventos de vento no inverno (remoção de folhas e brotos por cristais de neve soprados pelo vento), pois foi detectada uma aceleração dos ventos na área do reservatório. Os autores mencionaram que, embora efeitos inegáveis tenham sido observados em muitas árvores, variações nas larguras dos anéis anuais de crescimento nem sempre parecem ser um indicador infalível da influência climática do reservatório. Ainda, citaram que é possível que a influência climática de um reservatório possa afetar apenas alguns indivíduos sensíveis ou causar reações diferentes entre os indivíduos.

A deciduidade e/ou perenidade das espécies indica capacidades adaptativas distintas. Por esta razão, a plasticidade de cada espécie frente às modificações no ambiente pode ter contribuído para as diferentes respostas. Folhas de coníferas sempre-verdes podem durar de 2 até muitos anos, variando de acordo com o sítio (KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997). As folhas de *Araucaria* podem durar mais de 30 anos (KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997), enquanto as de *Cedrela* se renovam anualmente, em função da desfolha total das árvores (ANDREACCI; BOTOSSO; GALVÃO, 2017; SANTOS; TAKAKI, 2005). O tamanho das folhas é frequentemente variável de ano para ano devido a variações ambientais (KOZLOWSKI, 1971). *C. fissilis*, por renovar suas folhas, pode ser mais adaptada a diferentes condições e/ou mudanças no ambiente, podendo emitir, com o passar dos anos, folhas anatômica e morfologicamente diferenciadas. Além disso, o gênero *Cedrela* demonstra alta plasticidade, ao se adaptar a diferentes climas, modificando sua época de crescimento de acordo com a sazonalidade local (COSTA et al., 2013). Por outro lado, *A. angustifolia* permanece por muito tempo com as mesmas folhas, podendo não possuir a mesma capacidade de adaptação. Levando-se em consideração esses aspectos, há evidências que espécies decíduas possuam um

forte potencial de aclimatação frente aos cenários de mudanças climáticas (CORLETT, 2011; GIVNISH, 2002; GUNDERSON et al., 2010; VITASSE et al., 2013).

2.5 CONCLUSÕES

A construção do reservatório da UHE GBM teve uma influência significativa como preditora do crescimento diamétrico das espécies avaliadas, assim como a idade dos indivíduos no momento do distúrbio.

O ritmo de crescimento diamétrico foi significativamente diferente anterior e posteriormente à construção do reservatório para a espécie *A. angustifolia*. Para a espécie *C. fissilis*, não ocorreram mudanças significativas no crescimento antes e depois da construção da usina.

As espécies não responderam de maneira similar às mudanças ambientais. Árvores mais velhas da espécie *A. angustifolia* mostraram diferenças significativas no crescimento, com uma redução no ritmo nos anos após a construção da usina. Essa redução não foi permanente, cerca de 20 anos depois, há uma recuperação nas taxas de crescimento.

A idade das árvores no momento da formação do reservatório foi determinante na detecção dos efeitos. Possivelmente, as árvores jovens, em pleno vigor de desenvolvimento, foram menos sensíveis às mudanças no ambiente.

2.6 REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR 7190 - Projeto de estruturas de madeira**. Rio de Janeiro, 1997. 107 p.

AGRAWAL, A. A. Phenotypic Plasticity in the Interactions and Evolution of Species. **Science**, v. 294, n. 5541, p. 321–326, 12 out. 2001.

ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LEITE, C. B. B. Elevações induzidas no lençol freático devido a formação de reservatórios e o significado das modificações resultantes. **Geociências**, v. VII, n. 6, p. 69–74, 2002.

- AMARAL, V. F. M. **Multiplicação in vitro de *Cedrela fissilis* Vell.** 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.
- ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Fenologia Vegetativa e Crescimento de *Cedrela fissilis* na Floresta Atlântica, Paraná, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–11, 2017.
- Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Fontes de Energia no Brasil.** Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/infografico>>. Acesso em: 14 nov. 2018.
- ARAUJO, M. M. et al. Análise de agrupamento em remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciencia Florestal**, v. 20, n. 1, p. 1–18, 2010.
- ASSMANN, E. **The principles of forest yield study – Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands.** Oxford: Pergamon Press, 1970.
- BAKER, P. J.; BUNYAVEJCHEWIN, S. Suppression, release and canopy recruitment in five tree species from a seasonal tropical forest in western Thailand. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 521–529, 2006.
- BARTOSZECK, A. C. DE P. S. et al. Dinâmica da relação hipsométrica em função da idade, do sítio e da densidade inicial de povoamentos de Bracatinga da Região Metropolitana de Curitiba, PR. **Revista Árvore**, v. 28, n. 4, p. 517–533, 2004.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 8, p. 255–283, 1977.
- BÉGIN, Y.; SIROIS, L.; MEUNIER, C. The effects of hydroelectric flooding on a reservoir's peripheral forests and newly created forested islands. In: STOFFEL, M. et al. (Eds.). **Tree Rings and Natural Hazards: A State-of-Art.** Springer, 2010. p. 241–256.
- BERRI, P. V. **Incremento de *Pinus elliottii* em diferentes pesos de desbaste e desenvolvimento inicial de *Araucaria angustifolia*, Ibiama, SC.** 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.
- BILLINGS, W. D. The Environmental Complex in Relation to Plant Growth and Distribution. **The Quarterly Review of Biology**, v. 27, n. 3, p. 251–265, 1952.
- BINKLEY, D. et al. Age-related Decline in Forest Ecosystem Growth: An Individual-Tree, Stand-Structure Hypothesis. **Ecosystems**, v. 5, p. 58–67, 2002.

BIONDI, F. Comparing tree-ring chronologies and repeated timber inventories as forest monitoring tools. **Ecological Applications**, v. 9, n. 1, p. 216–227, 1999.

BRADSHAW, A. D. Evolutionary Significance of Phenotypic Plasticity in Plants. **Advances in Genetics**, v. 13, p. 115–155, 1965.

BRAY, R. J.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v. 27, n. 4, p. 325–349, 1957.

BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 481–493, 2006.

CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 2, p. 15–25, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1. ed. Colombo, PR: EMBRAPA-CNPQ/SPI, 2003.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, p. 251–259, 2011.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v. 19, n. 2, p. 159–172, 1995.

CORLETT, R. T. Impacts of warming on tropical lowland rainforests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 11, p. 606–613, 2011.

COSTA, M.; VASCONCELLOS, T. J.; BARROS, C. F.; CALLADO, C. H. Does growth rhythm of a widespread species change in distinct growth sites? **IAWA Journal**, v. 34, n. 4, p. 498–509, 2013.

COURALET, C. et al. Species-Specific Growth Responses to Climate Variations in Understory Trees of a Central African Rain Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 503–511, jul. 2010.

CRECHI, E. H. **Efeitos da densidade da plantação sobre a produção, crescimento e sobrevivência de *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze. em Misiones, Argentina**. 172 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996.

CRUZ, A. R. et al. Impacto causado pela implantação de Usina Hidrelétricas e PCH'S na Amazônia Meridional. **Revista Eletrônica Geoaraguaia**, v. 6, n. 1, p. 19–29, 2016.

CUSATIS, A. C. et al. Dendroecologia de *Cedrela fissilis* na Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 287–297, 2013.

- DUARTE, L. S.; DILLENBURG, L. R.; ROSA, L. M. G. Assessing the role of light availability in the regeneration of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Australian Journal of Botany**, v. 50, n. 6, p. 741–751, 2002.
- DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.
- ERLEWEIN, A. Disappearing rivers — The limits of environmental assessment for hydropower in India. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 43, p. 135–143, 2013.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.
- FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 177–185, 2007.
- FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763–776, 2010.
- GALVÁN, J. D.; CAMARERO, J. J.; GUTIÉRREZ, E. Seeing the trees for the forest: Drivers of individual growth responses to climate in *Pinus uncinata* mountain forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 5, p. 1244–1257, 2014.
- GIVNISH, T. J. Adaptive Significance of Evergreen vs. Deciduous Leaves: Solving the Triple Paradox. **Silva Fennica**, v. 36, n. 3, p. 703–743, 2002.
- GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energias renováveis: um futuro sustentável. **Revista USP**, v. 72, p. 6–15, 2007.
- GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; MARCON, T. R. Native species indicated for degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 113–125, 2012.
- GUNDERSON, C. A. et al. Thermal plasticity of photosynthesis: The role of acclimation in forest responses to a warming climate. **Global Change Biology**, v. 16, n. 8, p. 2272–2286, 2010.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- HARCOMBE, P. A. Tree Life Tables. **BioScience**, v. 37, n. 8, p. 557–568, 1987.
- HEDEKER, D. Generalized Linear Mixed Models. In: EVERITT, B. S.; HOWELL, D. C. (Eds.). **Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science**. Chichester: John Wiley & Sons, 2005. v. 2p. 729–738.

- JANKOWSKY, I. P. et al. **Madeiras brasileiras**. Caxias do Sul: Spectrum, 1990.
- KAGEYAMA, P. Y. et al. Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis**, n. 64, p. 93–107, 2003.
- KERSTEN, R. D. A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 156–182.
- KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17–44, 1960.
- KOZLOWSKI, T. T. **Growth and development of trees**. V. 1. Nova Iorque: Academic Press, 1971.
- KOZLOWSKI, T. T.; PALLARDY, S. G. **Physiology of wood plants**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997.
- KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Fundação Calouste Gulbenkian Lisboa, 1972.
- LANCE, G. N.; WILLIAMS, W. T. Mixed-Data Classificatory Programs I - Agglomerative Systems. **Australian Computer Journal**, v. 1, n. 1, p. 15–20, 1967.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. 2. ed. São Carlos: RiMa Artes e Textos, 2004.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 1 out. 2001.
- LIMA, J. A.; SANTANA, D. G.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 04, p. 685–694, 2009.
- LOPES, A.; ROSA-OSMAN, S. M.; PIEDADE, M. T. F. Caracterização morfológica das plântulas de cinco espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 1, p. 105–114, 2012.
- MAHALANOBIS, P. C. On the generalised distance in statistics. **Proceedings of the National Institute of Sciences of India**, v. 2, n. 1, p. 49–55, 1936.
- MARTÍN-BENITO, D. et al. Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. **Trees**, v. 22, n. 3, p. 363–373, 12 jun. 2008.

MARTINS, L.; LAGO, A. A. Conservação de semente de *Cedrela fissilis*: teor de água da semente e temperatura do ambiente. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 30, n. 1, p. 161–167, 2008.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized linear models**. 2. ed., v. 37, CRC press, 1989.

MCCULLOCH, B. C. E.; NEUHAUS, J. M. Generalized linear mixed models. **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, p. 1–8, 2014.

MELOTTO, A. et al. Sobrevivência e crescimento inicial em campo de espécies florestais nativas do Brasil Central indicadas para sistemas silvipastoris. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425–432, 2009.

MINATTI, M. **Dendrocronologia aplicada na geração de modelos de crescimento biométricos e ambientais para *Araucaria angustifolia* na fitorregião do Planalto Serrano, SC**. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

MOTTA, J. P. et al. Caracterização da madeira de quatro espécies florestais. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2186–2192, dez. 2014.

MUELLNER, A. N. et al. Biogeography of *Cedrela* (Meliaceae, Sapindales) in Central and South America. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 3, p. 511–518, 2010.

NOWACKI, G. J.; ABRAMS, M. D. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 2, p. 225–249, 1997.

OKSANEN, J. F. et al. **Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 17 maio. 2018.

PAIVA, A. V.; POGGIANI, F. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 141–151, jul. 2000.

PRIMICIA, I. et al. Age, competition, disturbance and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. **Forest Ecology and Management**, v. 354, p. 77–86, 2015.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. 3. ed., v. 6, São Paulo: Livraria Selbach, 1956.

REITZ, P. R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, P. R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 3–55.

RICKEN, P. **Incremento, espaço horizontal e competição em povoamento natural de *Araucaria angustifolia* no planalto catarinense**. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

RYAN, M. G.; YODER, B. J. Hydraulic limits to tree height and tree growth. **BioScience**, v. 47, n. 4, p. 235–242, 1997.

SANTOS, D. L.; TAKAKI, M. Fenologia de *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) na região rural de Itirapina, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 625–632, 2005.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103–117, 2004.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná**. 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2001.

SCHAAF, L. B. et al. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná. **Floresta**, v. 35, p. 271–290, 2005.

SCHÖNGART, J. et al. Age and Growth Patterns of Brazil Nut Trees (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) in Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 5, p. 550–558, 2015.

SNEATH, P. H. A. The Application of Computers to Taxonomy. **Microbiology**, v. 17, n. 1, p. 201–226, 1957.

SNEATH, P. H. A.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy: The principles and practice of numerical classification**. San Francisco: Freeman, 1973.

SOKAL, R. R.; MICHENER, C. D. A statistical method for evaluating systematic relationship. **University of Kansas Science Bulletin**, v. 28, p. 1409–1438, 1958.

SOKAL, R. R.; MICHENER, C. D. The effects of different numerical techniques on the phenetic classification of bees of the Hoplitis complex (Megachilidae). **Proceedings of the Linnean Society of London**, v. 178, n. 1, p. 59–74, 1967.

SORENSEN, T. A. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biologiske Skrifter**, v. 5, p. 1–34, 1948.

STEPKA, T. F. **Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* no sul do**

Brasil. 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SZEICZ, J. M.; MACDONALD, G. M. Age-dependent tree-ring growth responses of subarctic white spruce to climate. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 24, n. 1, p. 120–132, jan. 1994.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n. 1-2, p. 81–86, 1988.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2010.

URBAN, D. L.; HARMON, M. E.; HALPERN, C. B. Potential response of pacific northwestern forests to climatic change, effects of stand age and initial composition. **Climatic Change**, v. 23, n. 3, p. 247–266, mar. 1993.

URRUTH, L. M.; SOUZA, A. F.; OLIVEIRA, J. M. Does hydroelectric reservoirs affect the structure of surrounding tree communities? A test of hypotheses in subtropical South America. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 705–715, 28 set. 2017.

United States Geological Survey (USGS). **EarthExplorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

VALLADARES, F. et al. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. **Ecology Letters**, v. 17, n. 11, p. 1351–1364, nov. 2014.

VIEIRA, J.; CAMPELO, F.; NABAIS, C. Age-dependent responses of tree-ring growth and intra-annual density fluctuations of *Pinus pinaster* to Mediterranean climate. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 2, p. 257–265, 2009.

VITASSE, Y. et al. Elevational adaptation and plasticity in seedling phenology of temperate deciduous tree species. **Oecologia**, v. 171, n. 3, p. 663–678, 2013.

WALTER, A.; SILK, W. K.; SCHURR, U. Environmental Effects on Spatial and Temporal Patterns of Leaf and Root Growth. **Annual Review of Plant Biology**, v. 60, n. 1, p. 279–304, 2009.

WANG, X.; ZHANG, Y.; MCRAE, D. J. Spatial and age-dependent tree-ring growth responses of *Larix gmelinii* to climate in northeastern China. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 4, p. 875–885, 2009.

WARD, J. H. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n. 301, p. 236–244, mar. 1963.

WEINER, J.; THOMAS, S. C. The nature of tree growth and the “age - related decline in forest productivity”. **Oikos**, v. 94, n. 2, p. 374–376, 2001.

WENDLING, I.; STUEPP, C. A.; ZUFFELLATO-RIBAS, K. C. Araucaria Clonal Forestry: Types of Cuttings and Mother Tree Sex in Field Survival and Growth. **Cerne**, v. 22, n. 1, p. 19–26, 2016.

YIN, X.; NICHOLSON, S. E. The water balance of Lake Victoria. **Hydrological Sciences Journal**, v. 43, n. 5, p. 789–811, 1998.

YÜKSEL, I. Dams and Hydropower for Sustainable Development. **Energy Sources, Part B: Economics, Planning, and Policy**, v. 4, n. 1, p. 100–110, 6 jan. 2009.

ZANETTE, F. et al. Particularidades e biologia reprodutiva de *Araucaria angustifolia*. In: WENDLING, I.; ZANETTE, F. (Eds.). **Araucária: particularidades, propagação e manejo de plantios**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 13–40.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 161–170, 2015.

CAPÍTULO III

3 DINÂMICA DA PAISAGEM ASSOCIADA À CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA

3.1 INTRODUÇÃO

A remoção deliberada da floresta é uma das formas mais antigas e significativas pelas quais os seres humanos modificam o meio ambiente (GOUDIE, 2013; LAUSCH; HERZOG, 2002). O crescimento das populações humanas e a consequente expansão de suas atividades têm alterado as paisagens naturais em todo o globo terrestre, modificando a organização dos elementos espaciais urbanos e rurais (TABARELLI et al., 2012; TREVISAN; MOSCHINI, 2015).

A fragmentação de habitats é uma das mais importantes e difundidas consequências da atual dinâmica de uso da terra pelo homem, sendo a taxa de alteração antrópica de paisagens muito maior, comparada à dinâmica de perturbação natural dos ecossistemas (TABARELLI; GASCON, 2005). A conversão de ambientes naturais em outros tipos de uso do solo, inevitavelmente implica em mudanças no ecossistema (SALATI; NOBRE, 1992). Estas conversões dos ambientes naturais para suprir as necessidades humanas alteram todo o fluxo de energia, afetando também o clima (BONAN, 1999).

As transformações na cobertura da terra podem afetar o clima de várias maneiras (HENDERSON-SELLERS; GORNITZ, 1984), como a variação diária na temperatura do solo, muito maior em áreas desmatadas do que em áreas florestadas (MEHER-HOMJI, 1992). A inserção de grandes lâminas d'água na paisagem, com a construção de represas, também alteram o fluxo de energia. Os grandes lagos artificiais podem alterar o balanço de carbono, por acumularem e emitirem esse elemento em grandes quantidades (TRANVIK et al., 2009), e o ciclo da água, alterando a formação de nuvens, a precipitação e a evaporação (WILLIAMSON et al., 2009). Se o tamanho da área perturbada for suficientemente grande, até mesmo o clima regional pode ser alterado (SALATI; NOBRE, 1992). Além disso, a construção de um grande empreendimento como uma usina hidrelétrica, pode alterar a dinâmica do uso como um todo, impulsionando o

crescimento de centros urbanos e outros usos do solo com fins produtivos e econômicos.

Considerando uma paisagem alterada pela construção de uma usina hidrelétrica, este estudo objetivou avaliar as mudanças no uso do solo ocorridas desde sua finalização, em 1980. Pretende-se responder as questões: i) Como ocorreu a fragmentação na área? ii) Quais as modificações na estrutura da paisagem durante o período avaliado? iii) As modificações na paisagem podem estar relacionadas à construção da usina hidrelétrica?

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

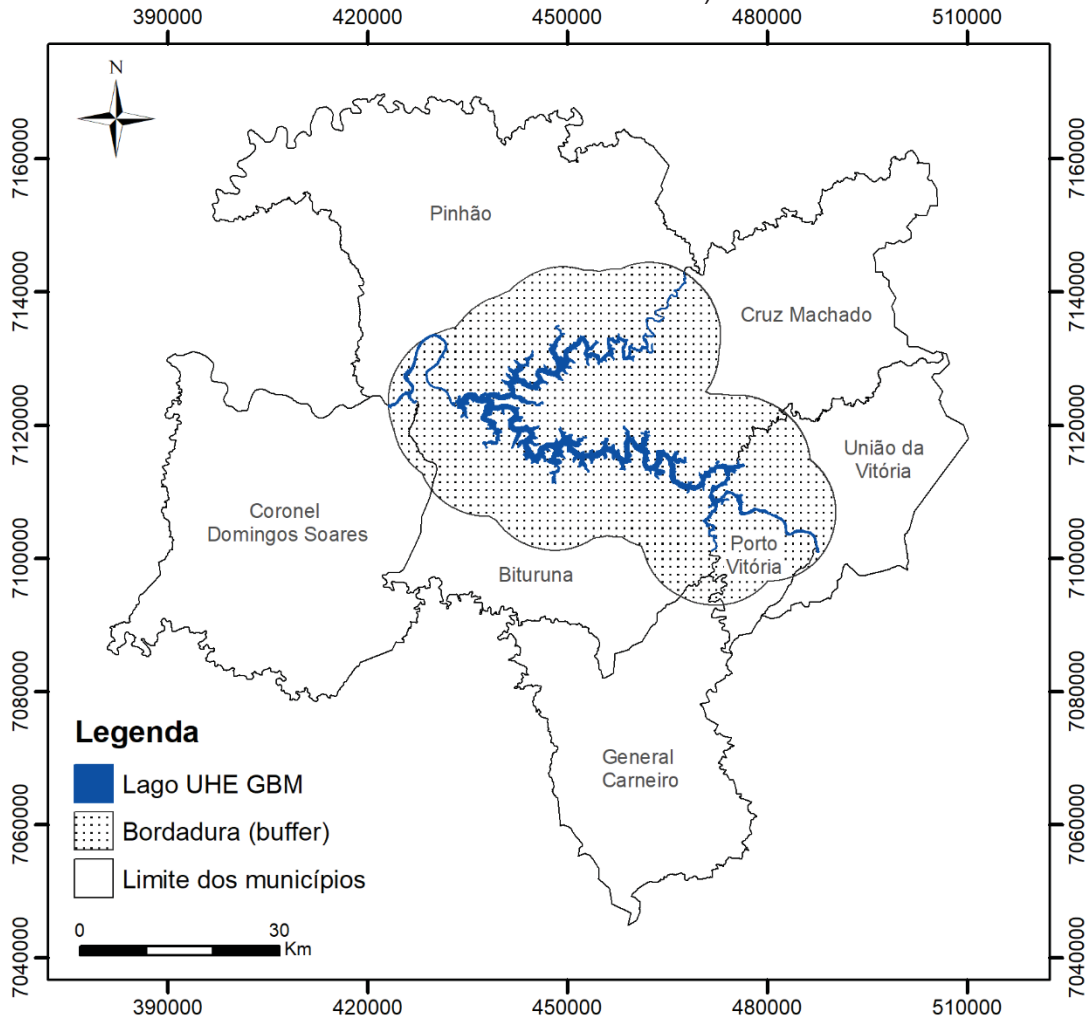
3.2.1 Conjunto de dados

Avaliou-se a dinâmica espaço-temporal da paisagem com base nos anos 1976, 1984 e 2016, a partir de métricas utilizadas na ecologia de paisagens. Métricas de paisagens são ferramentas úteis para avaliar e monitorar as mudanças na paisagem e os seus efeitos nos processos ecológicos subjacentes, além de fornecerem uma visão profunda sobre a perturbação humana ao longo do tempo (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009; KUPFER, 2012), desde que a escolha entre elas seja feita de forma parcimoniosa e consistente (CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008).

Para a análise da dinâmica da paisagem, a área de estudo teve limites definidos pelo leito maior da represa da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM), acrescidos 10 km de bordadura (*buffer*) (FIGURA 23). A área total avaliada foi de 222.449,9 ha.

Para análise da dinâmica do uso dos solos foram obtidas imagens orbitais pelo site *United States Geological Survey* (USGS) nos anos de 1976, 1984 e 2016, referentes aos satélites LANDSAT 2, sensor MSS, LANDSAT 5, sensor TM e LANDSAT 8, sensor OLI, respectivamente. Para cada ano foram adquiridas imagens referentes à órbita 238 no ponto 78 para o LANDSAT 2 e órbita 222 no ponto 78 para LANDSAT 5 e 8.

FIGURA 23 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO DELIMITADA A PARTIR DA BORDADURA (BUFFER) DA ÁREA DO RESERVATÓRIO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO (FUSO 22 S, MERIDIANO CENTRAL -51).



FONTE: A autora (2019).

As imagens foram submetidas à classificação supervisionada utilizando o método da máxima verossimilhança em nível de pixel, que utiliza apenas as informações espectrais de cada pixel para encontrar regiões homogêneas (CUNHA, 2009). As classes adotadas para avaliação da dinâmica do uso dos solos foram: floresta, povoamento florestal, uso agropastoril, corpos d'água e área urbana. Todo o processamento de dados foi realizado por meio do programa computacional ENVI 5.3.

Os mapas de uso dos solos foram submetidos a uma etapa de pós classificação por meio da edição matricial, que consiste em uma varredura em toda a área de estudo, sendo feita a edição dos pixels identificados com erro de

classificação, obtendo, dessa forma, um mapa com maior consistência e melhores índices de acurácia.

Para verificação da acurácia da classificação, foram utilizados a exatidão global, que consiste na divisão do número total de amostras classificadas corretamente pelo total de amostras, e o índice de Kappa (Eq. 1). Os valores do índice Kappa são empregados para auxiliar a análise da acurácia das classificações, levando em consideração os erros de comissão e omissão de cada classe. O valor obtido foi comparado aos limiares estabelecidos por Galparsoro e Fernández (1999) (TABELA 7).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})} \quad (1)$$

Em que: K= índice de exatidão Kappa; r = número de linhas da matriz; x_{ii} = número de observações na linha i e coluna i; x_{i+} e x_{+i} = totais marginais da linha i e coluna i, respectivamente; e N = número total de observações.

TABELA 7 – QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO ASSOCIADA AOS VALORES DO ÍNDICE DE KAPPA.

Índice de Kappa	Concordância
0	Péssima
0,01 a 0,2	Ruim
0,21 a 0,4	Razoável
0,41 a 0,6	Boa
0,61 a 0,8	Muito Boa
0,81 a 1	Excelente

FONTE: adaptado de Galparsoro e Fernández (1999).

Considerando que todo o procedimento metodológico foi realizado por um único operador, os índices de acurácia foram calculados apenas para o ano de 2016.

Foram aleatorizados um total de 92 pontos de controle de forma estratificada em regiões que apresentam imagens no mesmo ano de referência (2016) na plataforma do Google Earth, com complementos nas demais regiões da área de estudo por meio de imagens do satélite Sentinel 2, com 10 m de resolução espacial.

3.2.2 Dinâmica e estrutura espaço-temporal da paisagem

As mudanças de uso do solo e estrutura da paisagem foram avaliadas por métricas calculadas no programa computacional Fragstats (MCGARIGAL et al., 2015). Foram avaliadas métricas de composição, forma, área núcleo, conectividade e isolamento, em nível de mancha, classe e paisagem. A análise temporal do perfil de conversão da paisagem foi realizada a partir da utilização da extensão *Land-Use Change Analysis Tools* (LUCAT) (FERRAZ et al., 2018), para o programa computacional ESRI ArcGIS.

Para a verificação das alterações ocorridas na paisagem foram aplicados nas métricas testes estatísticos de normalidade (MASSEY JR., 1951) e de postos de Kruskal-Wallis (BRESLOW, 1970), utilizando a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

a) *Dinâmica e estrutura da paisagem*

No programa Fragstats foram calculadas as métricas referentes à estrutura da paisagem. Para as análises de distâncias entre manchas foi empregada a regra das oito células, em que são consideradas distâncias em direções cardinais e diagonais na busca de polígonos vizinhos. De acordo com estudos da dinâmica da paisagem (COOPS et al., 2010; COPPEDGE et al., 2001; CUSHMAN; WALLIN, 2000), foram selecionados índices que abrangem tanto aspectos ligados à fragmentação, quanto à composição, tamanho, configuração e conectividade de manchas. A descrição das métricas utilizadas foi baseada em McGarigal et al. (2015):

- *Percentual de área (Percentage of Landscape – PLAND)*: porcentagem da paisagem ocupada pelos polígonos de uma mesma classe, ou seja, a área total ocupada pela classe (%).

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_j^n a_{ij}}{A} (100)$$

Onde: P_i : proporção ocupada pela classe na paisagem; a_{ij} : área da classe; A : área total da paisagem (m^2).

- *Maior índice de mancha (LPI - Largest Patch Index)*: é igual ao percentual da paisagem ocupada pelo maior polígono (%).

- *Índice de dimensão fractal (FRAC - Fractal Dimension Index)*: A dimensão fractal reflete a complexidade da forma dos polígonos em diferentes escalas espaciais. Foi calculada para a classe floresta visando compreender como a paisagem se modificou quanto à distribuição das áreas habitats. O valor aumenta de 1, para contornos muito simples, como um círculo ou quadrado, até 2, para polígonos de extrema complexidade, com ramificações e projeções.

$$FRAC = \frac{2 \ln(.25p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

Onde: p_{ij} : perímetro (m) da mancha ij ; a_{ij} : área (m^2) da mancha ij .

- *Área núcleo (CORE)*: Área núcleo de cada fragmento, com base no tamanho de borda.

$$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Onde: a_{ij}^c = área do núcleo (m^2) da mancha ij com base no tamanho de borda especificados (m).

- *Total de área núcleo (TCA – Total Core Area)*: Representa o total de áreas núcleo dos fragmentos, desconsiderando as áreas de borda.

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Onde: a_{ij}^c = área do núcleo (m^2) da mancha ij com base no tamanho de borda especificados (m).

- *Índice de proximidade (PROX)*: Considera o tamanho e a proximidade de todos os fragmentos, cujas arestas estão dentro de um raio de busca especificado. PROX possui valores maiores ou iguais a zero, sendo igual a zero se uma mancha não tiver vizinhos do mesmo tipo, dentro do raio de pesquisa especificado. O PROX aumenta à medida que a vizinhança é cada vez mais ocupada por manchas do mesmo tipo e estas se tornam mais próximos e mais contíguos.

- *Percentual de área núcleo (CPLAND - Core Area Percentage of Landscape)*: Corresponde a porcentagem da paisagem composta pela área núcleo de cada classe, ou seja, a área efetiva descontando-se a área de borda.

$$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} (100)$$

Onde: a_{ij}^c = área do núcleo (m^2) da mancha ij com base no tamanho de borda especificados (m); A = área total da paisagem (m^2).

- *Índice de conectividade (CONNECT)*: Corresponde ao número percentual de conexões funcionais entre todas as manchas de cada classe.

$$CONNECT = \left[\frac{\sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\frac{n_i(n_i - 1)}{2}} \right] (100)$$

Onde: c_{ijk} : conexões entre a mancha j e k (0 = sem conexão; 1 = conectado); n_i = número de manchas na paisagem da classe correspondente.

- *Índice de agregação (CLUMPY)*: Varia de -1 (máxima desagregação) a 1 (máxima agregação). CLUMPY é igual a 1 apenas quando a paisagem consiste em uma única mancha.

$$G_i = \left(\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right)$$

$$CLUMPY = \left[\begin{array}{l} \frac{G_i - P_i}{1 - P_i} \text{ for } G_i \geq P_i \\ \frac{G_i^g - P_i}{1 - P_i} \text{ for } G_i > P_i; P_i \geq 0.5 \\ \frac{P_i - G_i}{-P_i} \text{ for } G_i < P_i; P_i < 0.5 \end{array} \right]$$

Onde: g_{ii} = número de adjacências (junções) entre pixels da classe i com base no método de contagem dupla; g_{ik} = número de adjacências (junções) entre pixels da classe i e k com base no método de contagem dupla; P_i = proporção da paisagem ocupada pela classe i .

- *Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN - Euclidean Nearest-Neighbor Distance)*: Este índice mede a distância euclidiana do vizinho mais próximo da mesma classe, em metros, com base na distância mais curta de borda a borda. Foi calculado para a classe floresta, visando compreender como a paisagem se modificou quanto à conectividade das áreas. O valor superior é limitado ao tamanho da paisagem estudada e se aproxima de zero na medida em que a distância do vizinho diminui.

- *Índice de Interpolação e Justaposição (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index)*: Representa aspectos da configuração da paisagem medindo a adjacência entre as classes. Calcula a taxa de isolamento e interpolação entre as áreas. Dado em percentagem, varia de “0”, quando área de uma classe está adjacente com apenas uma outra classe, a “100”, quando as classes estão igualmente adjacentes a outras classes.

$$IJI = \frac{-\sum_{k=i}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=i}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=i}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)} \quad (100)$$

Onde: e_{ik} : comprimento (m) da borda entre classes; m: número de fragmentos da classe.

- *Índice de Diversidade de Shannon (Shannon's Diversity Index - SHDI)*: Utilizado para comparação da paisagem em diferentes momentos. Apresenta maior sensibilidade para tipos de manchas mais raras. Seu valor aumenta positivamente a partir de zero, quando só há uma única mancha na paisagem (sem diversidade), conforme cresce o número de diferentes classes e/ou a distribuição proporcional da área entre as classes se torna mais equivalente.

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$$

Onde: P_i : proporção da paisagem ocupada pela classe i.

- *Índice de Uniformidade de Shannon (Shannon's Evenness Index - SHEI)*: Calculado para a paisagem, expressa a equivalência da distribuição da área entre as classes. SHDI é igual a 0 quando a paisagem contém apenas uma mancha (ou seja, não há diversidade) e aumenta, sem limites, quando a distribuição de área entre as diferentes classes se torna cada vez mais desigual. SHDI é igual a 1 quando a distribuição da área entre as classes é perfeitamente uniforme (ou seja, as abundâncias proporcionais são as mesmas).

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)}{\ln m}$$

Onde: P_i : proporção da paisagem ocupada pela classe i; m: número de manchas da classe.

- *Número de manchas (NP - Number of patches)*: Número de polígonos de cada classe e na paisagem, reunindo todas as classes estudadas.

Para as métricas de área núcleo, foi adotado um tamanho de borda de 50 m, baseado em estudos realizados na Floresta Ombrófila Mista, que avaliaram as condições ambientais e florístico estruturais em diferentes distâncias de borda (DALLA ROSA et al., 2015; GUIDINI et al., 2014). Para as métricas de conectividade e proximidade, foi adotado um raio de busca de 1000 m.

b) *Análise temporal do perfil do desmatamento*

Para os cálculos dos indicadores temporais do desmatamento, realizadas na extensão LUCAT, as classes agropastoril, áreas urbanas, povoamento florestal e a área que compreende o reservatório da usina foram agrupadas em uma única classe denominada áreas antrópicas. Desta maneira, foi facilitada a análise dos resultados de conversão dos ambientes naturais e de intensidade de uso. Para esta avaliação, a área em estudo foi subdividida em 9.150 quadrantes numerados, com área de 25 ha, seguindo as recomendações de Ferraz et al. (2018) (FIGURA 24). Os quadrantes situados nos limites da paisagem tiveram sua área reduzida, em função do recorte espacial da área.

Para cada quadrante, foram calculados os seguintes indicadores temporais de mudanças na paisagem:

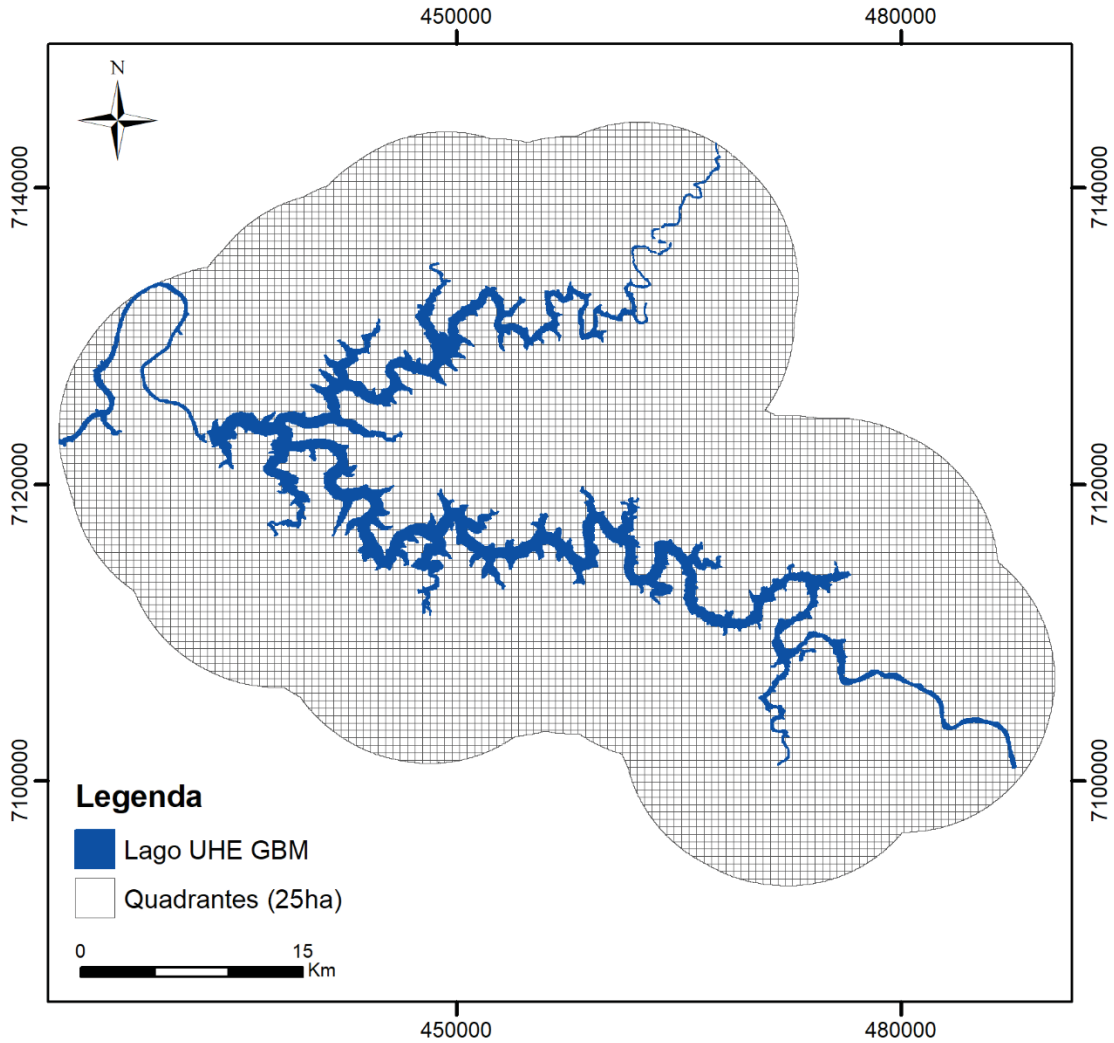
- *Transição da Classe (TC)*: Calculado para cada quadrante, demonstra a área convertida de uma classe para as outras em uma matriz de transição. A matriz de transição é utilizada para o cálculo dos demais indicadores.

- *Taxa de Conversão Anual (q)*: Calculada para a classe floresta, quantifica o nível de transformação dos ambientes naturais entre os períodos, em que altas taxas de conversão representam rápidas mudanças na paisagem. É dada em porcentagem por ano. Valores negativos representam redução na área ocupada e positivos representam aumento (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009).

$$q = \left(\frac{MF_n}{MF_1} \right)^{1/(y_n - y_1)} - 1$$

Onde: MF_n : tamanho da classe no ano n (ha); MF_1 : tamanho da classe no ano inicial (ha); Y_n : ano final e Y_1 : ano inicial.

FIGURA 24 – QUADRANTES UTILIZADOS PARA O CÁLCULO DOS INDICADORES TEMPORAIS DO DESMATAMENTO.



FONTE: A autora (2019).

- *Trajatória do desmatamento (Forest change curvature profile - FCCP)*: Calculada para a classe floresta, representa o desvio máximo da curva de conversão em relação à linha de ligação entre a proporção de área inicial e final de uma classe em cada quadrante. Valores positivos indicam que a conversão se concentra nos anos iniciais e valores negativos, nos anos finais. Valores menores indicam padrões de conversão dispersos entre os períodos, enquanto que valores elevados representam mudanças drásticas na paisagem (FERRAZ *et al.*, 2009).

$$CCP = \pm MAX \left[\frac{|aMF_i + bY_i + c|}{\sqrt{(a^2 + b^2)}} \right]_1^n$$

Onde: aMF_i : proporção de floresta no ano n (%); Y_i : ano i , variando entre i e n ; n : número de anos estudados; a , b e c : coeficientes da equação para o modelo linear de conversão geral.

- *Índice de Intensidade do Uso (LUI)*: Calculado para as áreas antrópicas, representa o tempo desde a conversão do uso do solo, mensurando o intervalo de tempo entre a mudança e data final da análise. Assim, este índice demonstra a permanência de uma alteração através dos anos. A unidade é dada em porcentagem, e varia de 0, quando não há conversão durante o tempo, a 100%, quando a conversão ocorreu no primeiro ano considerado e perdurou até o último ano (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009).

$$LUI = 100 \sum_{i=1}^{n-1} \frac{[(DA_{i+1} - DA_i)(y_n - y_i)]}{[(n - 1)CS]}$$

Onde: DA : área convertida no ano i (ha); y_i : ano inicial; y_n : ano final; n : número de anos avaliados; CS : tamanho do quadrante avaliado.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Dinâmica e estrutura da paisagem

Os resultados demonstram uma redução das áreas de floresta em 18,9% ao longo de 40 anos, com expressivo desenvolvimento da silvicultura (TABELA 8, FIGURA 25). A área total alagada com a instalação do empreendimento totaliza 10.377,5 ha, considerando uma variação de 161 ha de área alagada entre os anos de 1984 e 2016 pela interferência das áreas de depleção até atingir a cota do leito maior. Também se constatou um expressivo aumento de área das cidades (em 1976 possuíam 225 ha e passaram a ocupar 656 ha em 2016).

TABELA 8 – USO DO SOLO EM ÁREA (HA), PORCENTAGEM DA ÁREA TOTAL (%), NÚMERO DE MANCHAS (NM) E PERCENTUAL DA PAISAGEM OCUPADA PELO MAIOR POLÍGONO (LPI) POR CLASSE E POR ANO DE REFERÊNCIA.

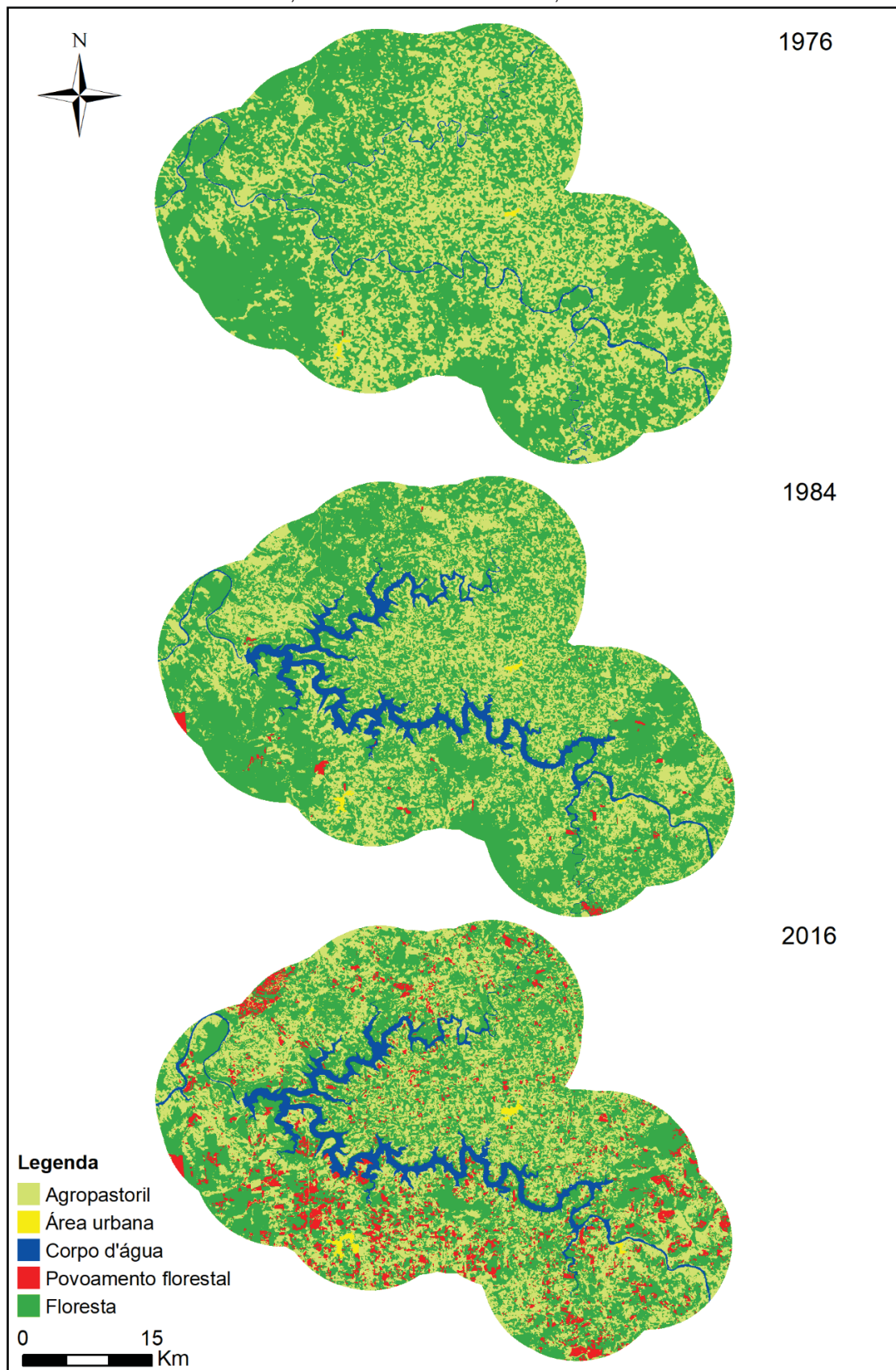
Classes	Área (ha)	Área (%)	NM	LPI (%)
1976				
Agropastoril	85741	38,5	1683	13,9
Corpos d'água	2950	1,3	68	0,3
Floresta	133521	60,0	992	31,9
Povoamento florestal	12	0,0	1	0,0
Área urbana	225	0,1	3	0,0
Total	222449,4		2747	
1984				
Agropastoril	78940	35,5	3488	6,5
Corpos d'água	13328	6,0	104	5,7
Floresta	128715	57,9	2351	22,3
Povoamento florestal	1171	0,5	104	0,1
Área urbana	295	0,1	4	0,1
Total	222449,4		6051	
2016				
Agropastoril	83121	37,3	4108	4,6
Corpos d'água	13166	5,9	75	5,6
Floresta	108315	48,7	3554	9,4
Povoamento florestal	17190	7,7	3630	0,1
Área urbana	656	0,3	8	0,2
Total	222449,4		11375	

FONTE: A autora (2019).

Foram aleatorizados 92 pontos no total, dos quais foi observada uma correspondência da classificação com a verdade terrestre de 87 pontos, gerando uma exatidão global de 94,6% e um índice de Kappa de 0,96, sendo nominada como uma excelente classificação de acordo com os limiares de Galparsoro e Fernández (1999).

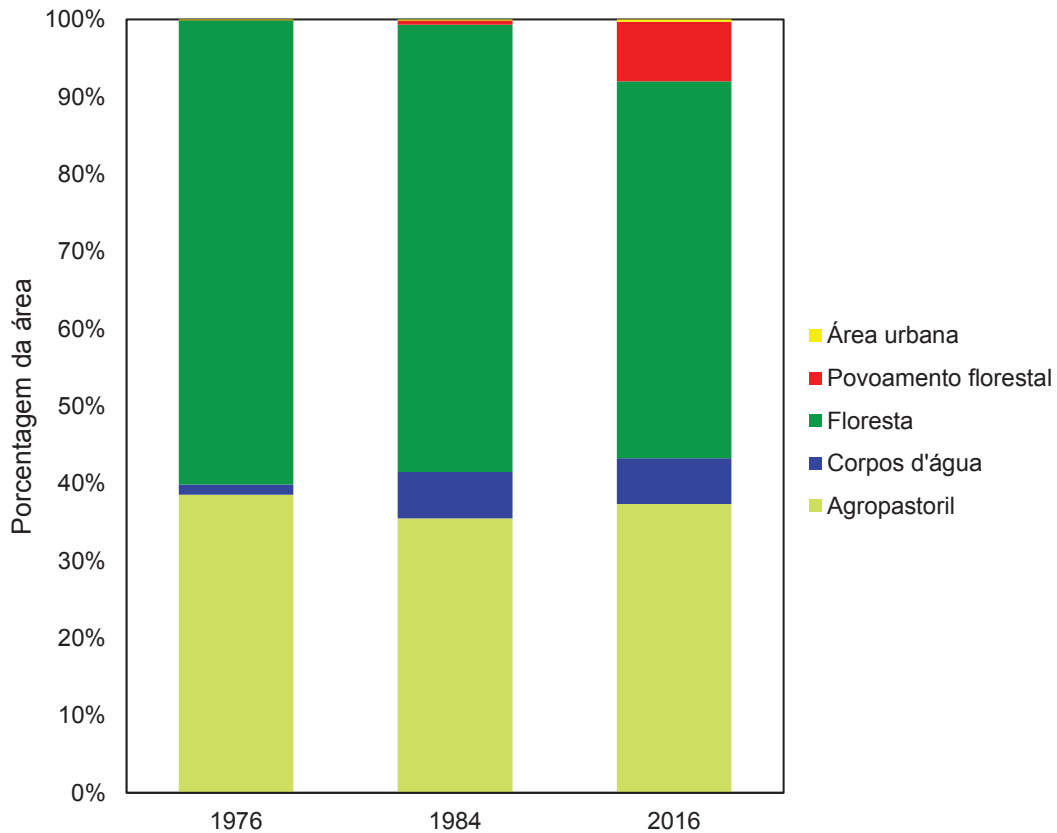
Considerando a dinâmica no padrão de uso do solo em proporção (FIGURA 26), as alterações não foram drásticas. De forma geral, houve uma redução nas áreas de floresta, um aumento nos povoamentos florestais e um aumento nos corpos d'água, em função do reservatório da usina. Entretanto, observou-se o número de manchas, os dados demonstram uma alta fragmentação da paisagem.

FIGURA 25 – USO DO SOLO DO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PARANÁ, BRASIL, PARA OS ANOS DE 1976, 1984 E 2016.



FONTE: A autora (2019).

FIGURA 26 – DINÂMICA DO PADRÃO DO USO E DA COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PINHÃO, PR.



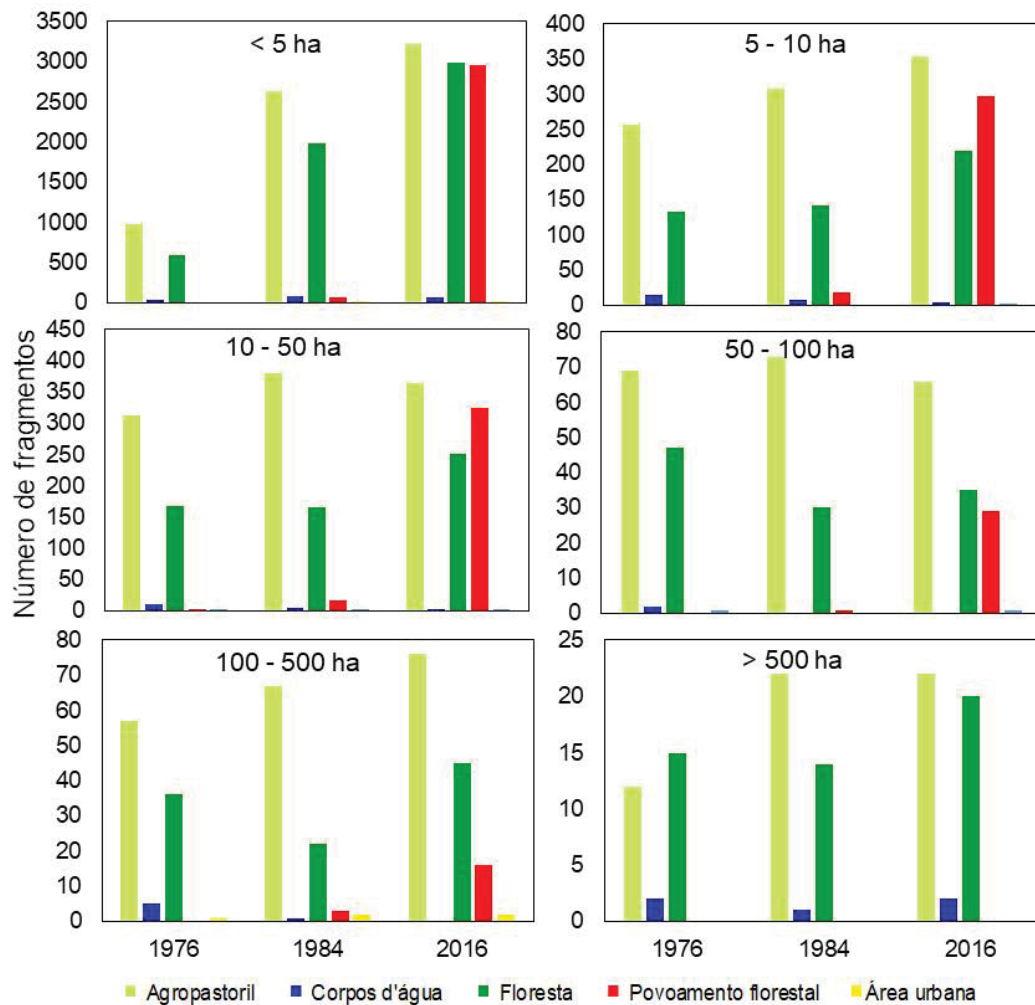
FONTE: A autora (2019).

O número de manchas (NM) modificou-se para todas as classes entre os anos avaliados, constatando-se um aumento geral de 314% (TABELA 8). Especialmente, para as classes agropastoril, floresta e povoamento florestal o número de manchas aumentou consideravelmente. A classe povoamento florestal passou de um fragmento, em 1976, para 104 fragmentos em 1984, e, 3630 fragmentos em 2016, totalizando um aumento de mais de $300 \times 10^3\%$. A porcentagem ocupada pelo maior polígono reduziu para as classes agropastoril e floresta, demonstrando que as áreas foram bastante fragmentadas. A classe floresta possuía um remanescente recobrando mais de 30% da área total em 1976, passando para menos de 10% em 2016.

Houve um grande aumento no número de fragmentos pequenos, principalmente menores do que 5 ha das classes agropastoril, floresta e povoamentos florestais (FIGURA 27). Nas classes intermediárias (10-50, 50-100 e 100-500 ha), o uso do solo não se alterou tão expressivamente entre os anos, exceto os fragmentos de povoamentos florestais, que cresceram em número. Já

para os fragmentos grandes, acima de 500 ha, ocorreu um aumento no número de manchas para as classes de uso agropastoril e floresta.

FIGURA 27 – NÚMERO DE FRAGMENTOS POR CLASSE DE USO DO SOLO EM FUNÇÃO DO TAMANHO DA ÁREA (<5; 5-10; 10-50; 50-100; 100-500 E >500 HECTARES), PARA OS TRÊS ANOS DE REFERÊNCIA.



FONTE: A autora (2019).

As métricas calculadas para toda a paisagem indicam também a fragmentação ocorrida na área ao longo do período de estudo: menor área ocupada pelo maior polígono, redução nas áreas núcleo em função do maior efeito de borda, maior diversidade e maior equabilidade (TABELA 9).

A distribuição mais proporcional entre as classes também foi verificada pelo aumento da equabilidade, ou seja, redução da dominância por um tipo de classe. Neste caso, houve uma redução nas manchas de floresta, que contemplavam a maior parte da área em 1976. Foi observado que 20,2% e 3,6% das áreas de

floresta foram convertidas em uso agropastoril e corpos d'água, respectivamente, do ano de 1976 para o ano de 1984. A conversão das áreas de formação florestal de 1984 para 2016 esteve concentrada em áreas de uso agropastoril, seguido pelo desenvolvimento dos povoamentos florestais, com conversão de 28,5% e 6,7%, respectivamente. Já para o ano de 2016, tomando como base os valores de 1976, houve conversão de 29,5% e 7,4% das áreas de floresta, para uso agropastoril e povoamentos florestais, respectivamente.

TABELA 9 – MÉTRICAS PARA A PAISAGEM DO ENTORNO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, PARA OS TRÊS ANOS DE REFERÊNCIA.

	Métricas	1976	1984	2016
LPI	Porcentagem da área ocupada pelo maior fragmento (%)	31,9	22,3	9,4
TCA	Total de área núcleo (ha)	162.598	143.983	125.880
SHDI	Índice de diversidade de Shannon (SHDI \geq 0, sem limite)	0,74	0,89	1,10
SHEI	Índice de equabilidade de Shannon ($0 \leq$ SHEI \leq 1)	0,46	0,55	0,68

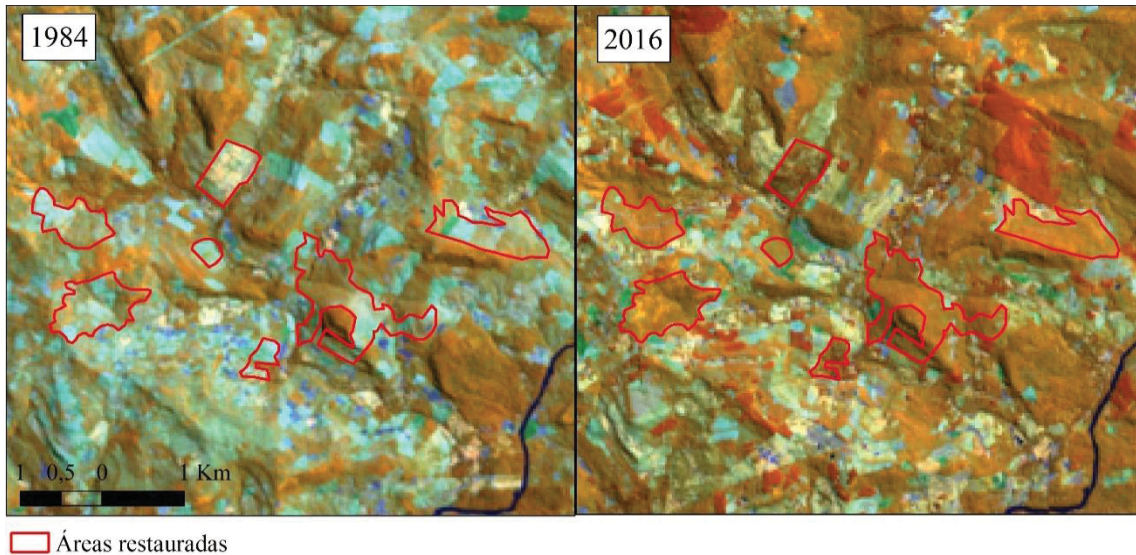
FONTE: A autora (2019).

Quanto ao desdobramento das áreas de uso agropastoril, tomando como base o ano de 1976 para o ano 1984, foi observado que 31,6% e 7,1% foram convertidos para áreas de formação florestal e corpos d'água, respectivamente. Já as conversões no ano de 2016 tomando como base os valores de 1976, foram de 33,5% e 8,5% das áreas de uso agropastoril para áreas de formação florestal e povoamentos florestais, respectivamente

A conversão das áreas de uso agropastoril, tendo como base o ano de 1984, esteve concentrada em áreas de formação florestal, seguido pelo desenvolvimento dos povoamentos florestais, com conversão de 31,6 e 9,8%, respectivamente para o ano de 2016. Observou-se conversão da classe uso agropastoril em formação florestal para alguns fragmentos, sendo diversos deles restaurados ao longo do tempo, conforme exemplificado na figura 28. Também ocorreu conversão das áreas de uso agropastoril em formação florestal entre os anos de 1976 e 1984, sendo encontradas áreas em que houve restauração, além de áreas classificadas como formação florestal por conta da resolução espacial inferior do satélite Landsat 2 (60 m x 60 m). Nestes casos, áreas onde parte do pixel encontra-se como floresta, a refletância do mesmo pode ser classificada pelo programa como formação florestal,

porém a classe é extrapolada para todo o pixel, podendo ter contribuído na quantidade de áreas convertidas (FIGURA 3).

FIGURA 28 – ÁREAS RESTAURADAS ENTRE OS ANOS DE 1984 E 2016. RGB: 4/5/3.



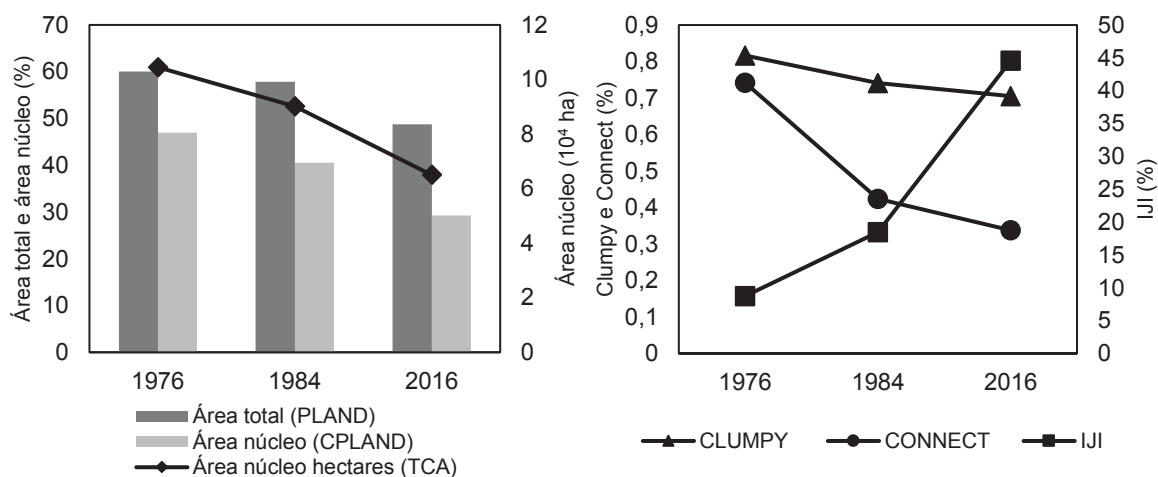
FONTE: A autora (2019).

a) *Classe floresta*

As métricas para a classe floresta demonstram uma redução na área total, em função da fragmentação dos remanescentes. Com isso, as áreas núcleo foram também reduzidas, pois a fragmentação aumenta o efeito de borda (FIGURA 29).

A agregação entre as manchas de floresta se manteve semelhante entre os períodos, demonstrando que, no geral, as manchas eram e continuam sendo bem distribuídas na paisagem, sem agregação em alguma localidade específica. Já as métricas de conectividade (CONNECT) e de justaposição (IJI) tiveram grande alteração ao longo dos anos. A conectividade reduziu 43% do ano de 1976 para o ano de 1984, 20% do ano de 1984 para 2016 e 54% considerando o período total (1976-2016). O índice IJI aumentou, influenciado pela conversão de manchas de floresta para outros usos, o que fez com que a diversidade de tipos de classes nas adjacências de cada mancha fosse maior.

FIGURA 29 – MÉTRICAS DE ÁREA, ÁREA NÚCLEO, ISOLAMENTO E CONECTIVIDADE DA CLASSE FLORESTA PARA OS ANOS DE REFERÊNCIA. PLAND: PORCENTAGEM DA PAISAGEM DA ÁREA TOTAL; CPLAND: PORCENTAGEM DA PAISAGEM DAS ÁREAS NÚCLEO; TCA: SOMA DAS ÁREAS NÚCLEO (HA); CLUMPY: ÍNDICE DE AGREGAÇÃO ($1 \leq \text{CLUMPY} \leq 1$); CONNECT: CONECTIVIDADE ENTRE FRAGMENTOS ($0 \leq \text{CONNECT} \leq 100$); IJI: ÍNDICE DE DISPERSÃO E JUSTAPOSIÇÃO ($0 < \text{IJI} \leq 100$).



FONTE: A autora (2019).

A distribuição dos dados das métricas *FRAC*, *CORE*, *PROX* e *ENN* para a classe floresta não foi normal ($p < 0,05$). Para a métrica *FRAC*, que reflete a complexidade da forma dos polígonos em diferentes escalas espaciais, os valores variaram de 1,0 a 1,340 para o ano 1976, de 1,0 a 1,379 para o ano 1984 e de 1,0 a 1,383 para o ano 2016 (TABELA 10). Houve diferença estatística entre os anos ($KW = 51,9$; $p < 0,000$).

Analisando as áreas núcleo (*CORE*), considerando um efeito de borda de 50 metros, os anos diferiram significativamente entre si ($KW = 572,9$; $p = 0$). O ano de 1976 possuía fragmentos com 0 a 58.225,5 ha de área núcleo, em 1984 havia fragmentos com 0 a 35.575,3 ha de área núcleo e no ano de 2016, fragmentos com 0 a 13.182,5 ha. Observa-se uma grande redução nas áreas núcleo, refletindo a fragmentação da paisagem. Além disso, o número de fragmentos sem área núcleo aumentou, de 37,7% do total dos fragmentos no ano de 1976, para 72,1% dos fragmentos em 1984 e 74,1% em 2016.

A métrica que avalia a proximidade entre os fragmentos (*PROX*), ou seja, a existência de outros fragmentos de mesma classe dentro do raio de busca adotado (1000 m), também refletiu a maior fragmentação da área ao longo dos anos. Para o ano de 1976, o índice variou de 5,5595 a 76873,0; para o ano de 1984 variou entre 4,5494 a 67183,1 e para o ano de 2016 entre 0,9532 a 26364,8. Quanto menor o

índice, menos vizinhos cada fragmento possui dentro do raio de busca. O índice PROX diferiu significativamente entre os anos (KW = 971,4; $p = 0$). Complementarmente, a distância euclidiana (ENN) entre as manchas aumentou com o passar dos anos. Em 1976, a distância máxima entre fragmentos foi de 461 m, em 1984 a distância máxima foi de 390,5 m e em 2016 foi de 600,0 m. Houve diferença estatística entre as distâncias nos anos amostrados (KW = 346,2; $p = 0$).

TABELA 10 – MÉTRICAS DE FORMA, ÁREA NÚCLEO E PROXIMIDADE PARA OS FRAGMENTOS DA CLASSE FLORESTA PARA OS ANOS DE REFERÊNCIA.

		Métrica	1976	1984	2016
FRAC	Índice de dimensão fractal ($1 \leq \text{FRAC} \leq 2$)	média	1,050	1,043	1,046
		mediana	1,038	1,031	1,031
		desvio padrão	0,047	0,048	0,053
		CV (%)	4,447	4,627	5,115
CORE	Área central total dos fragmentos (ha)	média	105,313	38,347	18,286
		mediana	0,750	0,000	0,000
		desvio padrão	1931,748	928,199	321,288
		CV (%)	1834,292	2420,526	1757,043
PROX	Índice de proximidade ($\text{PROX} \geq 0$)	média	13229,676	14449,856	3793,465
		mediana	4951,845	7948,761	1304,547
		desvio padrão	18370,380	15548,264	5265,286
		CV (%)	138,857	107,602	138,799
ENN	Distância euclidiana do vizinho mais próximo (m)	média	164,404	130,684	130,453
		mediana	150,000	111,803	111,803
		desvio padrão	62,915	40,392	42,043
		CV (%)	38,268	30,909	32,229

FONTE: A autora (2019).

3.3.2 Análise temporal do perfil do desmatamento

O desmatamento na área de estudo segue o padrão observado na maioria das regiões da Mata Atlântica, com áreas naturais sendo convertidas em antrópicas com o passar dos anos. Em relação à taxa de conversão anual, o índice q apresentou taxas entre -100 a 5% ano⁻¹, mostrando uma grande variação entre os quadrantes, que tiveram diferentes taxas de desmatamento. Taxas de -100% ano⁻¹, que indicam rápidas conversões na paisagem, foram distribuídas em toda a área, indicando que houve rápido desmatamento nos primeiros anos avaliados nestes locais (FIGURA 30). No entanto, a maioria dos quadrantes (50,7%) apresentou zero

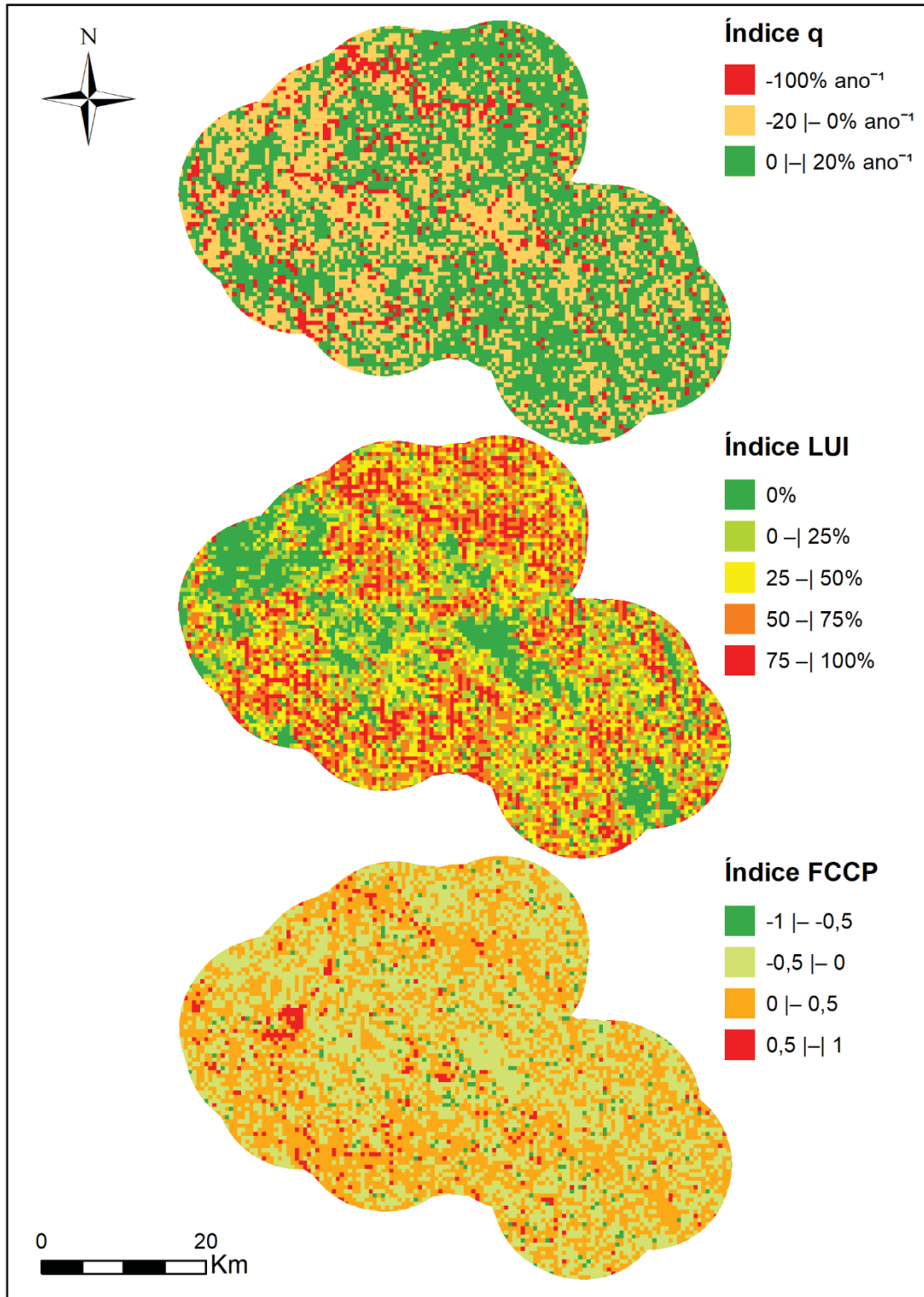
ou pouca alteração e 39.6% destes apresentaram taxa de transformação entre -20 a 0% ano⁻¹, indicando baixas taxas de conversão anual. Os quadrantes com redução de 100% ano⁻¹ da área florestada representam 9,8% do total.

O índice LUI foi bastante variável, demonstrando que há quadrantes com diferentes permanências de conversão na área de estudo. Índices de 0-25, 25-50 e 50-75% foram registrados em 20,2, 24,0 e 22,9% dos quadrantes, respectivamente, não sendo possível distinguir qual região foi mais permanentemente alterada. Em 16,6% dos quadrantes o índice LUI foi zero, indicando que não houve conversão dos ambientes naturais. Essas áreas compreendem, em grande parte, áreas bem próximas ao reservatório da usina. Em 16,4% dos quadrantes o índice LUI ficou entre 75 e 100%, significando conversões nos anos iniciais que permaneceram alteradas até o período final.

O índice que demonstra a trajetória do desmatamento (FCCP) demonstrou que existem basicamente dois diferentes perfis de desmatamento. Em 45,4% dos quadrantes o valor de FCCP foi negativo, entre -0,5 a 0, indicando conversão nos anos finais. E em 48.9% dos quadrantes a conversão foi nos anos iniciais (valores positivos, de 0 a 0.5). Então, como os valores não foram extremos, para quase toda a área as conversões foram dispersas. Somente em 4,8% da área houve conversões drásticas.

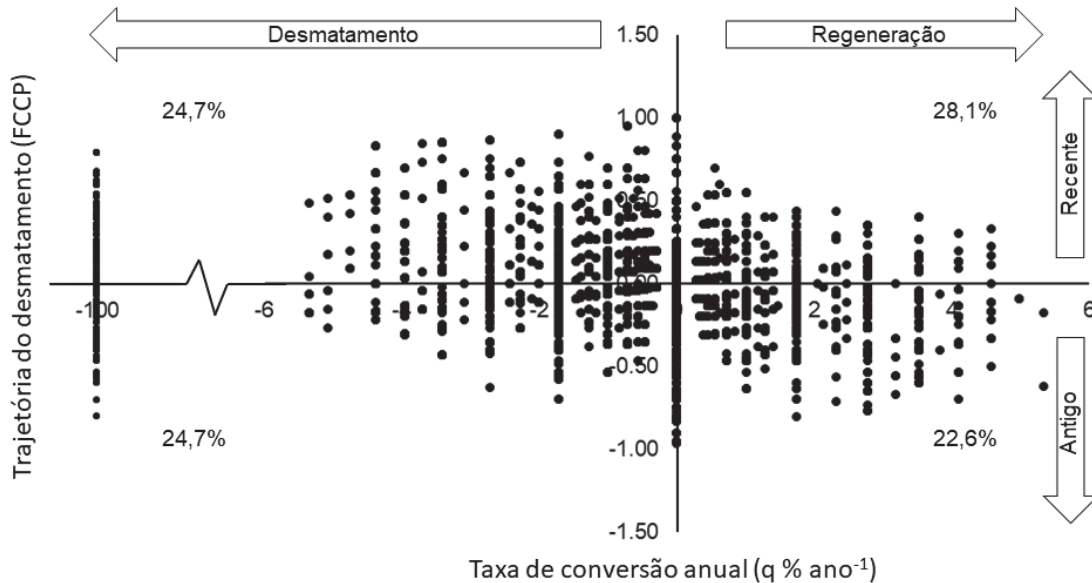
A dinâmica temporal do desmatamento, quando analisada conjuntamente a partir dos índices q e FCCP, demonstra que tanto desmatamento quanto regeneração ocorreram na paisagem, em períodos recentes e antigos (FIGURA 31). Os quadrantes que apresentaram um q de -100%, sendo totalmente convertidos, também tiveram suas transformações em períodos recentes e antigos.

FIGURA 30 – TAXA DE CONVERSÃO ANUAL (Q) E TRAJETÓRIA DO DESMATAMENTO (FCCP) PARA A CLASSE FLORESTA E ÍNDICE DE INTENSIDADE DE USO (LUI) DAS ÁREAS ANTRÓPICAS, NA PAISAGEM DO ENTORNO DA UHE GBM, ENTRE 1976 E 2016. **Q**: 0-100% ANO⁻¹, VALORES NEGATIVOS REPRESENTAM REDUÇÃO DA ÁREA OCUPADA E POSITIVOS REGENERAÇÃO; **LUI**: AUMENTA COM A PERMANÊNCIA DA ÁREA ANTRÓPICA AO LONGO DO TEMPO, CHEGANDO A 100% QUANDO A ÁREA FOI TOTALMENTE CONVERTIDA NO PRIMEIRO ANO E PERDUROU ATÉ O ÚLTIMO; **FCCP**: VALORES POSITIVOS REPRESENTAM CONVERSÃO NOS ANOS INICIAIS E NEGATIVOS NOS ANOS FINAIS, VALORES MAIORES INDICAM MUDANÇAS DRÁSTICAS E MENORES, CONVERSÕES DISPERSAS.



FONTE: A autora (2019).

FIGURA 31 – TRAJETÓRIA DO DESMATAMENTO (FCCP) E TAXA DE CONVERSÃO ANUAL (Q), CALCULADA PARA OS QUADRANTES DA PAISAGEM DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO, ENTRE OS ANOS DE 1976 E 2016. AS PORCENTAGENS DOS QUADRANTES QUE NÃO SE MODIFICARAM ($Q = 0\% \text{ ANO}^{-1}$) FORAM INCLUÍDAS COMO REGENERAÇÃO.



FONTE: A autora (2019).

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Dinâmica e estrutura da paisagem

Seguindo a tendência global da alarmante redução das áreas com habitats naturais (BALMFORD; GREEN; JENKINS, 2003; BRADSHAW et al., 2007; BROOK; SODHI; NG, 2003), a paisagem no entorno da UHE GBM sofreu uma diminuição nas áreas de floresta. Houve aumento dos corpos d'água em função da formação do reservatório da usina hidrelétrica, aumento das áreas com povoamentos florestais e também foi possível verificar um aumento das áreas urbanas, demonstrando que o empreendimento pode ter contribuído no desenvolvimento dos municípios adjacentes.

A matriz da paisagem, ou seja, a classe de uso do solo ou o tipo de superfície dominante (LANG; BLASCHKE, 2009), permanece como sendo florestal, ainda que reduzida de 60 para 48,7% da cobertura de 1976 para 2016. Vidolin, Biondi e Wandembruck (2011) avaliaram a estrutura da paisagem em uma região próxima a este estudo, nos municípios de General Carneiro, Palmas e Bituruna e também encontraram uma matriz de cobertura do solo predominantemente florestal.

A região possui relativamente uma boa continuidade florestal, o que favorece a sua conectividade estrutural (VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2011).

Embora a matriz seja florestal, é importante avaliar a sua permeabilidade, o quanto ela possibilita um efetivo contato entre fragmentos no sentido do fluxo biológico (METZGER, 2006). Como a paisagem fragmentou-se muito com o passar dos anos, ainda que a área em si não tenha reduzido tanto, ocorreu um grande aumento no grau de retalhamento. Uma mancha de hábitat é mais propensa a ser visitada pela fauna e por propágulos se apresentar no seu entorno uma alta densidade de manchas hábitats, do que se possuir uma distribuição de baixa densidade (HEIN et al., 2004). As áreas muito fragmentadas, no entanto, possuem um mosaico complexo de diversas classes de uso do solo, que podem diferir em sua resistência ao movimento de indivíduos entre os fragmentos, sendo mais ou menos isolados (RICKETTS, 2001). Quanto maior o grau de retalhamento, com os fragmentos se tornando menores, maior é a influência da matriz circundante (FARINA, 2008). As manchas vizinhas a um fragmento habitat podem funcionar como barreiras para o trânsito de animais ou como fonte de elementos indesejáveis, como propágulos invasores, agrotóxicos, entre outras perturbações (fogo, caça, extração de madeira, gado) (CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010).

Além da redução em área da classe floresta, houve um expressivo aumento no número de fragmentos pequenos, com menos de 5 ha. Esse padrão também ocorreu nas classes agropastoril e povoamentos florestais. O processo de retalhamento da paisagem refletiu também na área coberta pelo maior fragmento, que foi expressivamente reduzida. O tamanho dos fragmentos é um dos principais preditores da riqueza de espécies em uma área natural (DRINNAN, 2005; LAMBERSON et al., 1994). Grandes fragmentos mantêm um bom subconjunto de espécies, mas pequenos fragmentos possuem poucas espécies, geralmente as mais generalistas, que conseguem sobreviver em um ambiente altamente influenciado pelo entorno (BENDER; CONTRERAS; FAHRIG, 1998; FARINA, 2008; MARTENSEN et al., 2012).

Embora o aumento no número de manchas com área maior do que 500 ha para a classe floresta pareça um resultado positivo, ele não representa uma recuperação nas áreas hábitat, de fato. Para a classe floresta, o incremento se deu em função da fragmentação de remanescentes muito maiores existentes na área.

Em 1976, existiam fragmentos com áreas de 71 mil, 17 mil e 12 mil hectares que não existem mais em 2016, foram todos reduzidos a fragmentos menores.

Para a paisagem, houve um aumento nos índices de diversidade (SHDI) e equabilidade (SHEI) com o passar dos anos. O índice SHDI aumenta à medida que aumenta o número de diferentes tipos de manchas e/ou a distribuição proporcional de área entre os tipos manchas torna-se mais equitativa (MCGARIGAL et al., 2015). De maneira análoga, o índice SHEI se aproxima de um quando há uma distribuição uniforme da área entre as classes de uso, resultando em maior uniformidade (MCGARIGAL et al., 2015). O aumento nesses índices foi resultante da melhor distribuição da área entre as classes, com a consequente redução da classe floresta. A fragmentação promove a expansão de outras formas de uso da terra, criando fronteiras entre elas e aumentando a heterogeneidade do mosaico (METZGER, 2006). Outros estudos de dinâmica espaço-temporal da paisagem realizados na Mata Atlântica indicaram o mesmo padrão (CEMIN; PERICO; REMPEL, 2009; PEREIRA et al., 2017; PÉRICO; CEMIN, 2006; PIROVANI et al., 2014; VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2011), reiterando a quase total destruição deste bioma (MORELLATO; HADDAD, 2000; RIBEIRO et al., 2009).

O tamanho e a forma dos fragmentos podem influenciar inúmeros processos ecológicos importantes, principalmente pelas suas relações com o efeito de borda (HERRMANN; RODRIGUES; LIMA, 2005). Mesmo os fragmentos com mais de 10 ha (89% dos fragmentos para o ano de 2016) sofrem com efeitos de borda significativos (BRADSHAW, 1992), e, quanto menor o fragmento, mais borda haverá proporcionalmente (ZUIDEMA; SAYER; DIJKMAN, 1996). Com a redução das manchas de floresta a fragmentos muito pequenos, a área núcleo remanescente em muitos casos tende a zero, sendo todo o remanescente constituído por habitats com características de borda (CEMIN; PERICO; REMPEL, 2009; LANG; BLASCHKE, 2009). Neste estudo, houve um grande aumento nos fragmentos sem área núcleo, principalmente no primeiro período avaliado (1976-1984). Por outro lado, estes pequenos fragmentos podem servir como abrigo da fauna ao acessar remanescentes maiores (*stepping-stones*), influenciando as estratégias de fuga de animais, como pequenos mamíferos (FARINA, 2008; HERRMANN; RODRIGUES; LIMA, 2005).

Embora a forma dos fragmentos de floresta não tenha se alterado substancialmente entre os anos, as métricas de conectividade e proximidade entre os fragmentos, elementos chave para a manutenção das relações na paisagem (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008), indicam uma considerável piora nas inter-relações entre remanescentes. A menor conectividade entre fragmentos reduz as chances de as espécies explorarem o mosaico da paisagem, reduzindo o fluxo gênico entre populações e influenciando taxas de colonização e extinção (LINDBORG; ERIKSSON, 2004; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; SORK; SMOUSE, 2006; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Em alguns casos, a conectividade pode ser ainda mais importante do que o tamanho dos fragmentos, especialmente se a cobertura de habitats está em uma quantidade intermediária (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008), como é o caso desta paisagem em 2016 (48,7%). Além da perda da conectividade pela fragmentação em si, para Silva et al. (2014), os reservatórios dos barramentos de grande porte eliminam a conectividade dos fragmentos com outras áreas, resultando no isolamento de remanescentes nas margens do empreendimento.

A distância euclidiana até o vizinho mais próximo (ENN) reduziu com o passar dos anos, refletindo o maior retalhamento da paisagem. Enquanto em 1976 existiam fragmentos maiores e pouco mais distantes uns dos outros, em 1984 essa distância reduziu, em função da fragmentação. Esses grandes fragmentos foram reduzidos a várias pequenas manchas, aumentando substancialmente o efeito do entorno sobre as condições da floresta. Em paisagens onde as manchas habitats são pequenas, as classes adjacentes podem influenciar a riqueza e a ocorrência das espécies (DEBINSKI; RAY; SAVERAID, 2001). Efeitos como o aumento da radiação solar e da incidência de ventos e redução da umidade concedem às bordas propriedades seletivas, inibindo a dispersão de algumas espécies e facilitando a de outras (FERREIRA et al., 2016; RODRIGUES, 1998). Especialmente, as espécies que só ocorrem no interior das florestas podem sofrer um declínio populacional, associado à fragmentação do habitat (BENDER; CONTRERAS; FAHRIG, 1998).

3.4.2 Análise temporal do perfil do desmatamento

Como as barragens regulam a maioria dos rios do mundo, embora sejam difíceis de prever, seus efeitos se expandem em nível da paisagem (JANSSON; NILSSON; RENÖFÄLT, 2000). Os resultados dos indicadores temporais do perfil do desmatamento revelaram que as taxas de transformação não foram altas nessa região, indicando conversões graduais da paisagem, sem concentrarem-se em grandes proporções em períodos recentes ou antigos. A permanência das alterações foi bastante variável, não havendo uma área em específico que foi permanentemente alterada logo nos primeiros anos. Embora as conversões não tenham ocorrido de forma abrupta, ou seja, não foi identificado um período com desmatamentos em grande escala na paisagem, elas ocorreram em quase metade dos quadrantes nos anos iniciais, que compreendem o período imediato após a construção da usina hidrelétrica.

Possivelmente, as conversões nos anos iniciais, concomitantes a construção da usina hidrelétrica, foram impulsionadas pela construção da obra. Historicamente, grandes variações políticas e econômicas, como o desenvolvimento urbano e a expansão agropecuária ocasionam altos níveis de fragmentação (SILVA; SANTOS; MORAES, 2014; ZAÚ, 1998). A construção de grandes lagos artificiais também altera os padrões de uso da terra, seja pelo progresso da região em termos industriais e turísticos ou mesmo devido à maior acessibilidade a áreas adjacentes (WU et al., 2003). Terras agrícolas que eram financeiramente marginais se tornam mais lucrativas, resultando em degradação dos habitats florestais remanescentes (LEES et al., 2016). Por outro lado, é possível que o desenvolvimento socioeconômico natural da região nessa época, em função da instalação de empresas de base florestal, do aumento no número de empregos diretos e indiretos, entre outros fatores, contribuiu para a fragmentação da paisagem.

A fragmentação parece ser comum nas áreas do entorno de grandes empreendimentos. Zhao et al. (2012), ao avaliar os impactos sobre a paisagem da construção de uma usina hidrelétrica em Pequim, encontraram resultados que sugerem um padrão mais fragmentado e níveis mais altos de diversidade e uniformidade após a construção da barragem, resultado da redução de grandes fragmentos. As alterações na paisagem também ocorreram nos campos naturais na

China, segundo o estudo de Ouyang et al. (2010), após 30 anos de funcionamento de uma cascata de usinas.

Apesar de, em quase metade dos quadrantes, a taxa de conversão anual indique regeneração das áreas naturais (valores positivos), elas foram bastante baixas, alcançando um máximo de regeneração de 5,3% ano⁻¹. A regeneração de florestas secundárias sobre pastagens abandonadas pode ser resultado do abandono de áreas com baixíssimo potencial de produção, como em encostas íngremes e solos rochosos (FERRAZ et al., 2014). Ainda que baixas, essas taxas de regeneração são importantes, pois trazem diversos benefícios ao ecossistema, recuperando, pelo menos parcialmente, suas funcionalidades (MESQUITA, 2000; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997).

3.4.3 Implicações sobre o clima local

As principais transições de uso da terra observadas na paisagem do entorno da UHE GBM entre 1976 e 2016 foram a perda de florestas para povoamentos florestais e para a própria área de formação do reservatório, além da fragmentação.

Vários fatores ecológicos são importantes na manutenção da floresta em relação ao clima. Para Nobre et al. (1991), esses fatores incluem: a complexidade e a intensidade das relações interespecíficas, a dinâmica de ocupação por espécies pioneiras e a manutenção do microclima do solo que possibilite uma fauna densa e ativa. Todos esses fatores são vulneráveis às mudanças climáticas, mas, também, são muito sensíveis ao tamanho das manchas florestais (NOBRE; SELLERS; SHUKLA, 1991). A orientação e o tamanho dos fragmentos desmatados podem modificar seu impacto no clima regional (LAWRENCE; VANDECAR, 2015), sendo a geometria do desmatamento muito importante em termos do futuro das florestas tropicais (NOBRE; SELLERS; SHUKLA, 1991).

As relativamente baixas taxas de desmatamento observadas provavelmente causaram menos impactos diretos no solo, na água e nos processos biológicos (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009). As florestas foram convertidas, em grande parte, em povoamentos florestais. Os maciços florestais fornecem uma variedade de bens e serviços para a sociedade e contribuem para o armazenamento de carbono (WINJUM; SCHROEDER, 1997). No caso de plantações florestais

comerciais, o potencial de estoque de carbono é evidente, quando comparado aos sistemas agrícolas (HIGA; ZANATTA; RACHWAL, 2017), ainda que seja 28% menor do que o das florestas (LIAO et al., 2010). Além do maior estoque de carbono do que os sistemas agropastoris, as plantações florestais propiciam um albedo reduzido – mais radiação de ondas curtas é absorvida na superfície – e um aumento da evapotranspiração, por decorrerem em maiores taxas (FINDELL et al., 2007; KIRSCHBAUM et al., 2011; SWIFT et al., 1975). Como as características gerais não são bruscamente modificadas – como a cobertura do solo, a renovação do estoque de carbono e as taxas de evapotranspiração – infere-se que, desconsiderando os efeitos da inserção da lâmina d'água, não tenham ocorrido alterações relevantes no clima local em decorrência da modificação da paisagem.

3.5 CONCLUSÃO

Houve grande fragmentação das áreas de floresta, com expressivo aumento no grau de retalhamento da paisagem, pelo fato de grandes fragmentos terem sido reduzidos a várias pequenas manchas. Por consequência disso, houve uma redução expressiva das áreas núcleo e da área ocupada pelo maior fragmento, ao passo que a distância até o vizinho mais próximo reduziu.

Por outro lado, observando a distribuição das classes de uso do solo ao longo dos anos avaliados, nota-se que não houve uma redução drástica nas áreas de floresta, sendo as conversões principalmente para povoamentos florestais. Também houve um expressivo aumento das áreas urbanas.

As modificações na paisagem podem estar relacionadas com a construção da usina hidrelétrica, visto que empreendimentos desta magnitude certamente impulsionam a economia local. Contudo, o ciclo econômico natural da região pode ter impulsionado a fragmentação dos remanescentes florestais.

3.6 REFERÊNCIAS

BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; JENKINS, M. Measuring the changing state of nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 7, p. 326–330, 2003.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517–533, 1998.

BONAN, G. B. Frost followed the plow: Impacts of deforestation on the climate of the United States. **Ecological Applications**, v. 9, n. 4, p. 1305–1315, 1999.

BRADSHAW, C. J. A. et al. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. **Global Change Biology**, v. 13, p. 2379–2395, 2007.

BRADSHAW, F. J. Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture - a discussion paper. **Forest Ecology and Management**, v. 48, n. 3–4, p. 249–264, 1992.

BRESLOW, N. A generalized Kruskal-Wallis test for comparing K samples subject to unequal patterns of censorship. **Biometrika**, v. 57, n. 3, p. 579–594, 1970.

BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; NG, P. K. L. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. **Nature**, v. 424, p. 420–423, 2003.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da Alta Bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 675–690, 2010.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705–711, 2009.

COOPS, N. C. et al. Assessing changes in forest fragmentation following infestation using time series Landsat imagery. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 12, p. 2355–2365, 2010.

COPPEDGE, B. R. et al. Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA. **Landscape Ecology**, v. 16, p. 677–690, 2001.

CUNHA, K. L. **Uso de imagens LANDSAT e CBERS no mapeamento da suscetibilidade à erosão na região de Primavera do Leste – MT.** [s.l.] Universidade Federal de Mato Grosso, 2009.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 691–703, 2008.

CUSHMAN, S. A.; WALLIN, D. O. Rates and patterns of landscape change in the Central Sikhote-alin Mountains, Russian Far East. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 643–659, 2000.

DALLA ROSA, A. et al. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273–280, 2015.

DEBINSKI, D. M.; RAY, C.; SAVERAID, E. H. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: Do scales of movement and patch size affect diversity? **Biological Conservation**, v. 98, n. 2, p. 179–190, 2001.

DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339–349, 2005.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 2008. v. 3

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014.

FERRAZ, S. F. B. et al. **Land-use change analysis tools (LUCAT)**, 2018.
Disponível em:
<<http://www.dokuwiki.lcf.esalq.usp.br/silvio/doku.php?id=extras:extras>>

FERRAZ, S. F. DE B.; VETTORAZZI, C. A.; THEOBALD, D. M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 7, p. 1586–1595, 2009.

FERREIRA, T. de S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de floresta ombrófila mista alto-montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 123–134, 2016.

FINDELL, K. L. et al. Modeled impact of anthropogenic land cover change on climate. **Journal of Climate**, v. 20, n. 14, p. 3621–3634, 2007.

GALPARSORO, I. L. U.; FERNÁNDEZ, S. P. Medidas de concordancia: el índice Kappa. **Cadernos de atención Primaria**, v. 6, n. 4, p. 169–171, 1999.

GOUDIE, A. S. **Human impact on the natural environment: past, present and future**. 7. ed., John Wiley & Sons, 2013.

GUIDINI, A. L. et al. Invasion by exotic tree species in forest remnants in “Planalto Sul Catarinense” region. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, 2014.

HEIN, S. et al. Patch density, movement pattern, and realised dispersal distances in a patch-matrix landscape - a simulation study. **Ecological Modelling**, v. 174, p. 411–420, 2004.

HENDERSON-SELLERS, A.; GORNITZ, V. Possible climatic impacts of land cover transformations, with particular emphasis on tropical deforestation. **Climatic Change**, v. 6, n. 3, p. 231–257, set. 1984.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 13–22, 2005.

HIGA, R. C. V.; ZANATTA, J. A.; RACHWAL, M. F. G. Plantações florestais comerciais e a mitigação na mudança do clima. In: OLIVEIRA, Y. M. M.; OLIVEIRA, E. B. (Eds.). **Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 67–112.

JANSSON, R.; NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology**, v. 81, n. 4, p. 899–903, 2000.

KIRSCHBAUM, M. U. F. et al. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. **Biogeosciences**, v. 8, n. 12, p. 3687–3696, 2011.

KUPFER, J. A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 3, p. 400–420, 2012.

LAMBERSON, R. H. et al. Reserve design for territorial species: the effects of patch size and spacing on the viability of the northern spotted owl*. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 185–195, 1994.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LAUSCH, A.; HERZOG, F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change : issues of scale , resolution and interpretability. **Ecological Indicators**, v. 2, p. 3–15, 2002.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. and agriculture. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 27–36, 2015.

LEES, A. C. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.

LIAO, C. et al. Ecosystem Carbon Stock Influenced by Plantation Practice: Implications for Planting Forests as a Measure of Climate change mitigation. **PLoS ONE**, v. 5, n. 5, 2010.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1840–1845, jul. 2004.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.

- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184–2192, 2008.
- MASSEY JR., F. J. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. **Journal of the American Statistical Association**, v. 46, n. 253, p. 68–78, 1951.
- MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2015.
- MEHER-HOMJI, V. M. Probable Impact of Deforestation on Hydrological Processes. In: MYERS, N. (Ed.). **Tropical Forests and Climate**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1992. p. 163–173.
- MESQUITA, R. C. G. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1–3, p. 131–140, 2000.
- METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11–23, 2006.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.
- NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian deforestation and regional climate change. **Journal of Climate**, v. 4, p. 957–988, 1991.
- OUYANG, W. et al. Vegetation response to 30 years hydropower cascade exploitation in upper stream of Yellow River. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 15, n. 7, p. 1928–1941, 2010.
- PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 1–7, dez. 1997.
- PEREIRA, T. K. et al. Dinâmica da paisagem ripária do rio Pitangui no Primeiro Planalto Paranaense entre 1953 e 2012. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 115, p. 551–562, 1 set. 2017.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, v. 70, p. 9–21, 2006.
- PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing** R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

RODRIGUES, E. **Edge Effects on the regeneration of forest fragments in South Brasil**. 172 f. Tese (PhD em Biologia) – Harvard University, Cambridge, 1998.

SALATI, E.; NOBRE, C. A. Possible Climatic Impacts of Tropical Deforestation. In: MYERS, N. (Ed.). **Tropical Forests and Climate**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1992. p. 177–196.

SILVA, L. G.; SANTOS, S.; MORAES, F. Fragmentação da Mata Atlântica de Interior: Análise de Paisagem do Corredor Verde Sul-Americano e Florestas do Alto Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 61–68, 2014.

SORK, V. L.; SMOUSE, P. E. Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 6, p. 821–836, ago. 2006.

SWIFT, L. W. et al. Simulation of evapotranspiration and drainage from mature and clear-cut deciduous forests and young pine plantation. **Water Resources Research**, v. 11, n. 5, p. 667–673, 1975.

TABARELLI, M. et al. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, v. 37, n. 2, p. 88–92, 2012.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 181–188, 2005.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, jul. 2000.

TRANVIK, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6part2, p. 2298–2314, nov. 2009.

TREVISAN, D. P.; MOSCHINI, L. E. Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra em Paisagem no Interior do Estado de São Paulo: Subsídios para o planejamento. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 4, n. 3, p. 16–30, 2015.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, 2011.

WILLIAMSON, C. E. et al. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, part 2, p. 2273–2282, 2009.

WINJUM, J. K.; SCHROEDER, P. E. Forest plantations of the world: Their extent, ecological attributes, and carbon storage. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 84, n. 1–2, p. 153–167, 1997.

WU, J. et al. Three-Gorges Dam - Experiment in Habitat Fragmentation? **Science**, v. 300, p. 1239–1240, 2003.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: Aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 160–170, 1998.

ZHAO, Q. et al. Landscape change and hydrologic alteration associated with dam construction. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 16, n. 1, p. 17–26, 2012.

ZUIDEMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 04, p. 290, 1996.

CAPÍTULO IV

4 CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA E O CLIMA LOCAL: UMA ABORDAGEM *MULTI-PROXY*

4.1 INTRODUÇÃO

A eletricidade é essencial para a vida e o bem-estar humano, sendo considerada um sinônimo de progresso, principalmente em países em desenvolvimento (BERGA, 2016). Das fontes de energia renováveis mais comuns, a energia hidrelétrica é a mais barata e economicamente competitiva, e, embora requeira investimento inicial relativamente alto, tem uma longa vida útil, com custos operacionais e de manutenção muito baixos (BERGA, 2016). Por causa destas e de outras razões, mais de 40.000 barragens já foram construídas nos rios em todo o mundo (OUYANG et al., 2010). À medida que a demanda por água para uso agrícola e para gerar energia cresce, novas usinas são construídas e grandes reservatórios aumentam em área a uma taxa de aproximadamente 1 a 2% ao ano (DOWNING et al., 2006).

Se, por um lado, para assegurar os benefícios do uso da água e proporcionar benefícios econômicos, os seres humanos têm construído barragens, por outro, estes corpos d'água artificiais alteram uma série de aspectos do ecossistema, perturbando os processos fluviais e ecológicos nos rios e nas bacias hidrográficas associadas (OUYANG et al., 2010; YÜKSEL, 2009). O desenvolvimento e a ampla utilização desta tecnologia demonstram a necessidade de uma avaliação detalhada dos impactos diretos das usinas hidrelétricas, mas também dos indiretos, como as implicações sociais e na paisagem como um todo (FROLOVA, 2010; VERBUNT; GROOT ZWAAFTINK; GURTZ, 2005).

Avaliar os impactos de usinas hidrelétricas no clima local nem sempre é uma tarefa fácil, principalmente em função da carência de registros meteorológicos, principalmente do passado. Na grande maioria das vezes, não existem registros antes da construção da usina e, quando existem, são repletos de lacunas com dados ausentes (DANTAS; SALES, 2015; DEPPE et al., 2007). Desta forma, estudos climáticos podem ser comprometidos pela ausência de estações

meteorológicas ou pela falta de dados com frequência suficiente (CUNHA; VECCHIA, 2007; CUNHA; KRAJEWSKI; MANTILLA, 2011; GREGÓRIO; BRANDÃO, 2010).

Com relação a outros efeitos da construção de grandes reservatórios, não diretamente relacionados ao clima, pode-se citar: i) grandes lagos como barreiras à dispersão de plantas ao longo dos rios (JANSSON; NILSSON; RENÖFÄLT, 2000; LOPES et al., 2014); ii) maior taxa de perda em área basal ou mesmo estagnação do crescimento de algumas espécies da comunidade arbórea (LIMA et al., 2018); iii) mudanças na estrutura e composição das comunidades vegetais devido à alteração das condições ambientais (LOPES et al., 2014; URRUTH; SOUZA; OLIVEIRA, 2017); iv) redução da diversidade nas comunidades de zooplânctons (SIMÕES et al., 2015); v) mortalidade de árvores não adaptadas a ambientes permanentemente inundados (ASSAHIRA et al., 2017); entre outros.

Diante dos problemas encontrados com o registro do clima, fica clara a importância da utilização de variáveis que possam fornecer informações pretéritas, os chamados “*proxies*”. Por definição, um *proxy* é um indicador, que permite que um elemento realize uma operação em nome de outro (NEUMAN, 1993). Como muitos sistemas naturais dependem do clima, é possível obter deles registros valiosos para períodos e áreas onde não há informação (BRADLEY, 1999; FRITTS, 1976). Segundo Jones et al. (2009), os principais *proxies* de alta resolução para reconstruções climáticas são os anéis de crescimento das árvores, os corais, as geleiras e os próprios registros documentais. Entretanto, nenhum *proxy* único pode ser usado como fornecedor de toda a história, uma vez que as informações ambientais inferidas de cada abordagem podem referir-se a mais de um parâmetro climático (KNIES et al., 2000; KUCERA et al., 2005). Sendo assim, os padrões climáticos espaço-temporais são melhor elucidados com o uso de redes de dados *multiproxy* (MANN, 2002). Utilizando-se vários indicadores, a força das correlações climáticas é aumentada, assim como a possibilidade de resultados mais precisos (MCCARROLL et al., 2003).

A maioria das pesquisas publicadas que avaliou o impacto de usinas hidrelétricas no clima local utiliza apenas as variáveis meteorológicas como indicadoras (e.g. SANCHES; FISCH, 2005; CARVALHO et al., 2006; LIMBERGER; PITTON, 2008; CRUZ et al., 2016; HOPPE; WOLMANN, 2018). Neste estudo, a

avaliação do impacto causado pela usina hidrelétrica no clima local foi realizada utilizando, além de séries meteorológicas históricas, cronologias dos anéis de crescimento de árvores, que tradicionalmente são empregadas como *proxies* climáticos (BRADLEY, 1999). Diante disto, busca-se responder: i) A construção da usina hidrelétrica Gov. Bento Munhoz da Rocha Netto causou alterações no clima local, identificáveis pelos os métodos utilizados? ii) As cronologias dos anéis de crescimento estão correlacionadas às variáveis ambientais e permitem identificar essas respostas? iii) As espécies possuem respostas semelhantes às variáveis climáticas? iv) As duas categorias de *proxies* utilizadas originam resultados semelhantes, quanto às alterações no clima local?

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Coleta dos dados

As etapas de coleta e preparo das amostras de lenho, assim como o reconhecimento, a delimitação e a mensuração da largura dos anéis de crescimento para as análises dendrocronológicas das espécies *Araucaria angustifolia* e *Cedrela fissilis* foram descritas no capítulo II, deste documento.

Os dados climáticos históricos da área de estudo (estação Foz do Areia) foram obtidos no Portal Hidroweb (SNIRH, 2017), da Agência Nacional de Águas (ANA) para o período de 1981 a 1996 e no Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), para o período de 1997 a 2017. Procurando verificar se o clima local em Foz do Areia se comporta de maneira semelhante a outros locais na região, foram obtidos os dados de outras estações na região, no Portal Hidroweb (Irati e Porto União - PR) e junto a EPAGRI/CIRAM (Matos Costa - SC) (FIGURA 32). Para avaliar o comportamento dos dados de Foz do Areia em relação às outras estações, foram utilizados os dados meteorológicos históricos das seguintes variáveis: temperatura mínima e máxima (°C), precipitação pluviométrica total (mm) e número de dias com chuva (TABELA 11). Os dados históricos de umidade relativa do ar não foram utilizados pela inconsistência quanto a metodologia de coleta e por apresentarem muitas lacunas na base de dados.



TABELA 11 – INFORMAÇÕES DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS. ALTITUDE (ALT.), DISTÂNCIA APROXIMADA EM LINHA RETA ATÉ A ESTAÇÃO DE FOZ DO AREIA (DIST.) E PERÍODOS DISPONÍVEIS DAS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS PARA COMPARAÇÃO.

Estação meteorológica	Alt. (m)	Dist. (km)	Temperatura mínima	Temperatura máxima	Precipitação	Nº dias chuva
Foz do Areia - PR	750	-	1981-2017	1981-2017	1974-2017	1974-2010
Porto União - PR	750	65	1961-1992	1961-1992	1948-1992	1948-1992
Irati - PR	820	110	1967-2002	1967-2002	1967-2004	1967-2004
Matos Costa - SC	1.190	75	1991-2012	1991-2012	1991-2012	1991-2012

FONTE: A autora (2019).

NOTA: Há lacunas onde não há dados disponíveis. Foram informados os anos inicial e final.

Além das variáveis meteorológicas já mencionadas, para a avaliação das respostas climáticas nos anéis de crescimento foram obtidos dados históricos do nível da água (metros sobre o nível do mar - m.s.n.m.) e da cobertura de nuvens (%). A variável nível da água foi composta pela cota do rio Iguaçu e pelo nível do reservatório da Usina Hidrelétrica Gov. Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM). O registro histórico da cota do rio Iguaçu, na altura da foz do rio Areia, foi obtido no Portal Hidroweb ANA (SNIRH, 2017) para o período de 1968 a 1979. Para o período posterior à construção da usina (1980-2016), os dados do nível de água do

reservatório da UHE GBM foram cedidos pela COPEL. Os dados mensais históricos em grade da cobertura de nuvens (CRU TS4.01 *cloud fraction* 0,5°) foram disponibilizados pelo *KNMI Climate Explorer*, para o período de 1960 a 2016 (KNMI, 2017).

4.2.2 Análise dos dados

a) *Codatação dos anéis de crescimento e construção das cronologias*

A sincronização e o controle de qualidade das séries dentro e entre árvores foram realizadas com auxílio do programa COFECHA® (HOLMES, 1983), verificando eventuais erros na datação dos anéis de crescimento. O programa utiliza uma função *spline* cúbica, com valor limite de resposta-frequência de 50% e uma longitude de série pré-determinada de 32 anos, comparando cada série com uma série máster.

Em função da grande variação de idades para os indivíduos de *A. angustifolia*, a sincronização entre árvores desta espécie foi feita em três etapas. Primeiro, foi sincronizado um grupo de árvores com idades até 65 anos, utilizando segmentos de 30 anos com janela de sobreposição de 15 anos e um ponto crítico de intercorrelação de 0,4226 ($p < 0,01$). Em um segundo momento, foram sincronizadas as outras árvores, que possuem idade superior a 99 anos, utilizando segmentos de 50 anos com janela de sobreposição de 25 anos e um ponto crítico de intercorrelação de 0,3281 ($p < 0,01$). Não foram encontradas árvores com idades estimadas entre 65 e 99 anos. Finalmente, todas as árvores foram reagrupadas para os ajustes finais, onde foram utilizados segmentos de 40 anos com janela de sobreposição de 20 anos (ponto crítico de intercorrelação de 0,3665 – $p < 0,01$).

Para *C. fissilis*, a sincronização foi feita em apenas uma etapa, utilizando segmentos de 30 anos com janela de sobreposição de 15 anos e um ponto crítico de intercorrelação de 0,4226 ($p < 0,01$).

As cronologias de anéis de crescimento são construídas a partir da remoção das tendências biológicas de crescimento, realizada por uma padronização e transformação das larguras dos anéis de crescimento em índices (FRITTS, 1976). A padronização foi realizada utilizando uma função *spline* dependente da idade (*age*

dependent spline), no programa RCSigFree (COOK; KRUSIC; MELVIN, 2014). O chamado método *Signal-free* pode melhorar a representação da curva de crescimento, ao aumentar a resolução dos sinais de média a alta frequência (MELVIN; BRIFFA, 2008). Os termos cronologia ou cronologia dos anéis de crescimento, usados neste capítulo, referem-se a curva média dos índices padronizados de cada árvore, por espécie (FRITTS, 1976).

Para avaliar a qualidade da cronologia foram gerados os parâmetros Sinal Expresso da População (EPS) e coeficiente de correlação R_{bar} . O EPS demonstra o sinal comum em uma cronologia em comparação com uma cronologia infinitamente replicada e o R_{bar} é o coeficiente de correlação médio entre cada série e a cronologia (BRIFFA, 1995; WIGLEY; BRIFFA; JONES, 1984). Foi considerado satisfatório um EPS acima de 0,70, em função das características ecológicas das espécies analisadas (PIRAINO et al., 2015).

b) *Séries climáticas como proxies de identificação do distúrbio*

Para avaliar a ordenação das estações meteorológicas, a distribuição dos dados climáticos mensais e verificar quais variáveis são melhores relacionadas com cada estação, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP). A análise foi processada utilizando os dados disponíveis dos períodos comuns com a estação de Foz do Areia. Adotou-se o critério de Kaiser (componentes com autovalores maiores que 1) para a escolha dos componentes, ou eixos, significativos (KAISER, 1958).

Depois de verificadas quais variáveis estão mais relacionadas com as estações meteorológicas, foi realizada uma análise de variância com um fator (ANOVA), seguida de teste de Tukey (95% de probabilidade), buscando verificar se existem diferenças entre as séries históricas anuais. Os pressupostos de normalidade dos dados e homocedasticidade das variâncias foram verificados pelos testes de Komolgorov-Smirnov (MASSEY JR., 1951) e Levene (SCHULTZ, 1985), respectivamente.

Averiguada a existência de diferenças entre essas séries, uma análise de tendência foi realizada para identificar se houve pontos de mudança brusca para os dados de Foz do Areia, utilizando o teste de Pettitt (PETTITT, 1979). Este teste não

paramétrico, é utilizado para verificar se há alguma mudança brusca na tendência central de uma série temporal. O teste fornece a estatística U^* para cada ano avaliado e o ponto K é o ponto provável de mudança da tendência, onde U^* tem seu maior valor. Testes de Pettitt foram realizados também para as outras estações, a título de averiguar se ocorreram mudanças de tendência no mesmo período.

As análises foram realizadas utilizando a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), com auxílio dos pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2018) e *trend* (POHLERT, 2018).

c) Anéis de crescimento e séries climáticas: respostas nos períodos anterior e posterior ao distúrbio

As respostas evidenciadas através dos anéis de crescimento às variáveis climáticas foram avaliadas a partir do ajuste de modelos lineares mistos generalizados (MLMG). Como variável resposta foram utilizados os índices dos anéis de crescimento por árvore, obtidos por meio da construção das cronologias. Como preditoras de efeito fixo foram consideradas as séries históricas anuais das variáveis climáticas: temperatura mínima e máxima, precipitação pluviométrica, número de dias com chuva, cobertura de nuvens e nível da água. A usina foi inserida no modelo como variável preditora categórica de efeito aleatório, separando os períodos correspondentes antes e depois da construção, no ano de 1980. Os modelos lineares mistos generalizados foram utilizados por permitirem variáveis respostas com diferentes distribuições (Gaussiana, Poisson, Gama, Binomial etc.), variáveis preditoras categóricas e quantitativas, além de algum tipo de agrupamento (dependência), incluído nos efeitos aleatórios (BOLKER et al., 2009; MCCULLAGH; NELDER, 1989). A família de distribuição utilizada foi a Gaussiana (função de ligação identidade).

Como a estação local possui dados históricos de temperatura apenas a partir do ano de 1981, foi necessário estimar os dados para o período anterior a construção da usina (1976-1980). Para isso, foi utilizada metodologia específica para preenchimento de dados climáticos faltantes, realizada por meio de modelos autoregressivos em dados gaussianizados, conforme descrito por D'Afonseca et al. (2013). As estimativas foram realizadas utilizando o pacote RMAWGEN (CORDANO;

ECCEL, 2017), desenvolvido em linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

O critério de seleção de Akaike (AIC) foi adotado para definir quais variáveis preditoras são mais importantes para explicar a variável resposta (AKAIKE, 1974). Quanto menor o AIC, melhor é o ajuste. O período utilizado para a construção dos modelos foi de 1974 a 2014, em função do comprimento das séries de precipitação e número de dias com chuva (início no ano de 1974). Para a construção do modelo de *C. fissilis* duas árvores não foram utilizadas, por prejudicarem o ajuste. Desta maneira, foram incluídos nos modelos 22 indivíduos de *C. fissilis* e 20 indivíduos de *A. angustifolia*.

Para detectar a autocorreção dos resíduos foi aplicado o teste de Durbin-Watson. Como foi detectada autocorreção para *C. fissilis*, o modelo foi construído a partir de uma matriz de covariância não estruturada, definida com base no critério de informação de Akaike (AIC). A distribuição gaussiana dos resíduos foi verificada graficamente e pelo teste de Shapiro-Wilk. Os modelos foram construídos nos programas STATISTICA e SPSS (versão *Free*).

Para entender os efeitos do clima nos anéis de crescimento em períodos mensais, foi utilizada a metodologia de “função resposta”. Esta análise indica uma sequência de coeficientes, calculados entre a cronologia dos anéis de crescimento e as variáveis climáticas mensais, ordenadas no tempo do ano anterior para o ano atual (BIONDI; WAIKUL, 2004). As análises foram realizadas baseadas na correlação de Spearman, pois este coeficiente avalia a relação monotônica entre as variáveis (LEHMANN, 1975; SNEYERS, 1990). As relações biológicas nem sempre são lineares e o coeficiente de Spearman possibilita avaliar associações entre variáveis que mudam juntas, mas não necessariamente à uma taxa constante (ARTUSI; VERDERIO; MARUBINI, 2002).

As análises foram executadas utilizando a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

4.3 RESULTADOS

a) Codatção dos anéis de crescimento e construção das cronologias

A cronologia de *A. angustifolia* compreendeu um período de 216 anos e a de *C. fissilis* um período de 116 anos (TABELA 12). Durante o processo de codatação, algumas amostras não resultaram em correlações satisfatórias com a série máster e foram descartadas. Os parâmetros de qualidade da sincronização dos anéis de crescimento foram satisfatórios. A correlação crítica foi atingida em todas as etapas de sincronização dos anéis de crescimento e os valores de sensibilidade média obtidos foram acima de 0,3, ponto crítico definido por Grissino-Mayer (2001).

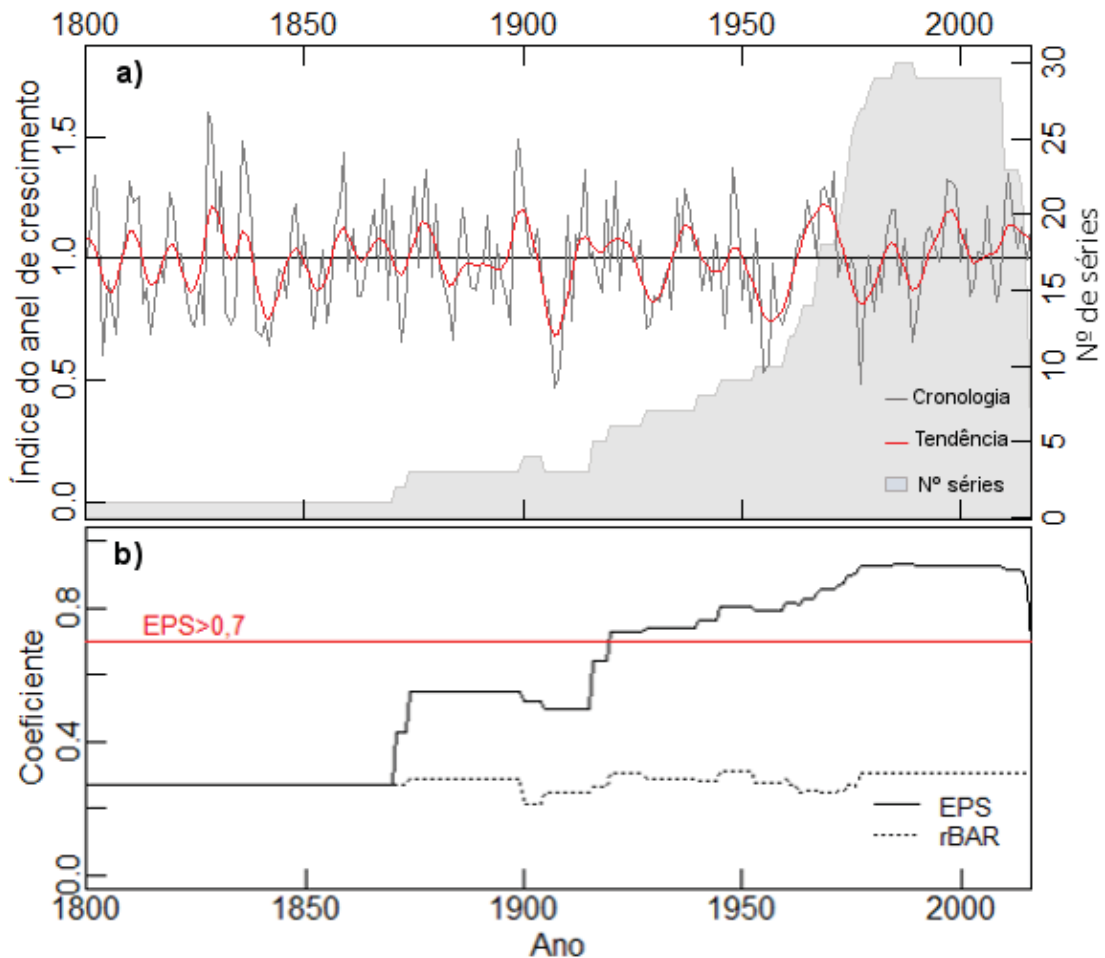
TABELA 12 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CRONOLOGIAS DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO PARA AMBAS AS ESPÉCIES. NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM O NÚMERO DE ÁRVORES AMOSTRADAS; SÉRIE MÁSTER REPRESENTA O PERÍODO CONTEMPLADO POR TODAS AS AMOSTRAS.

Descrição	<i>A. angustifolia</i>			<i>C. fissilis</i>
	<65 anos	≥99 anos	todas	todas
Série máster	1953-2016	1800-2014	1800-2016	1899-2015
Número de séries datadas	21	10	31	35
Número de árvores	12 (19)	8 (11)	20 (30)	24 (30)
Idade (anos)	38 a 64	99 a 143	38 a 143	43 a 116
Comprimento médio das séries (anos)	44,3	99,4	62,1	54,8
Intercorrelação	0,483	0,345	0,414	0,423
Correlação crítica ($p < 0,01$)	0,423	0,328	0,366	0,423
Sensibilidade média	0,314	0,418	0,368	0,510
Rbar médio	-	-	0,281	0,253
EPS médio	-	-	0,586	0,758

FONTE: A autora (2019).

A qualidade da cronologia de *A. angustifolia* foi satisfatória a partir de 1920, onde o sinal expresso pela população (EPS) ficou acima de 0,70 (FIGURA 33). Não foi possível observar um sinal representativo de mudança no padrão de crescimento da espécie após a construção da usina. Por volta do ano de 1980 ocorre uma queda no crescimento, com retomada do ritmo nos anos posteriores.

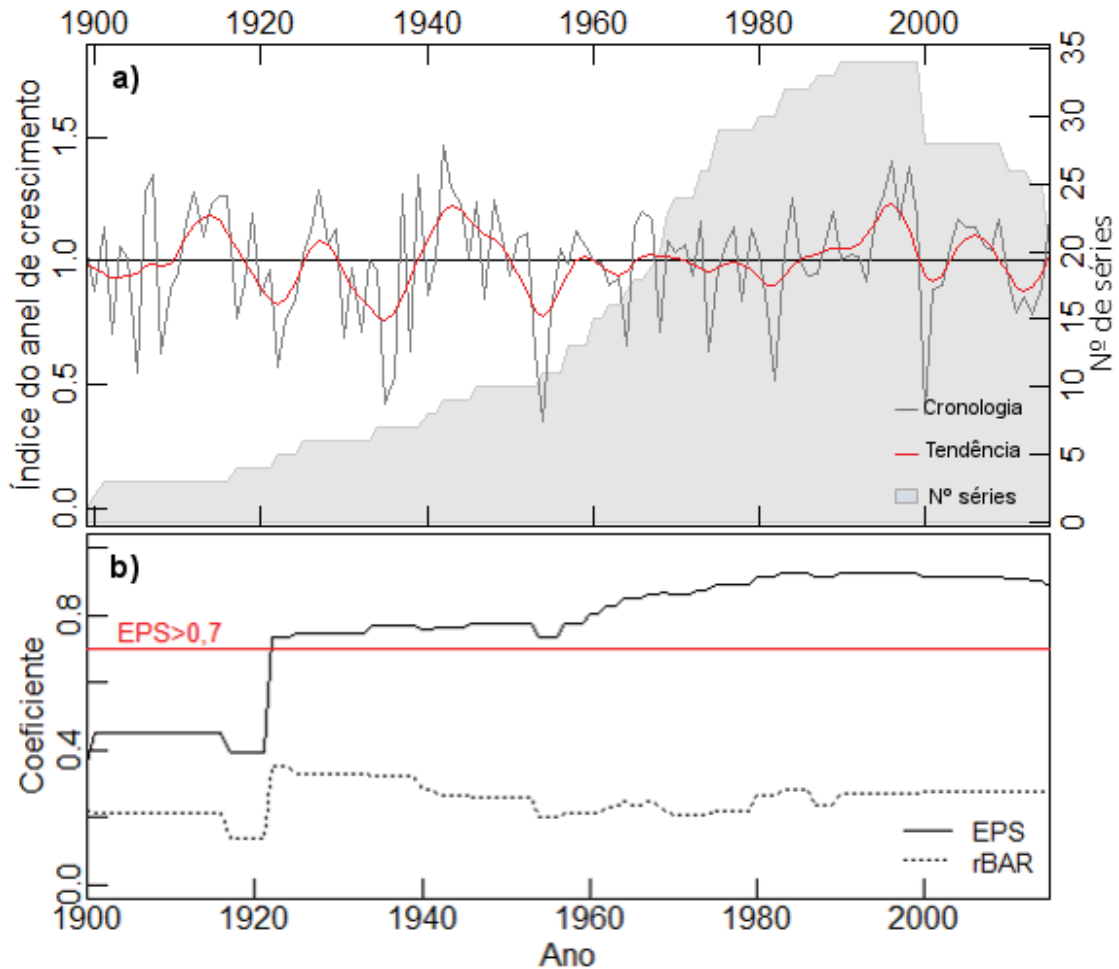
FIGURA 33 – A) CRONOLOGIA DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DE *A. angustifolia* (LINHA CINZA), TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS (LINHA VERMELHA) E NÚMERO DE SÉRIES (ÁREA EM CINZA); B) COEFICIENTES EPS E RBAR.



FONTE: A autora (2019).

A cronologia de *C. fissilis* possui um sinal expresso da população (EPS) satisfatório a partir do ano de 1922 (FIGURA 34). De forma semelhante a *angustifolia*, o padrão de crescimento não é alterado de forma expressiva após a construção da usina, embora ocorra um sinal de redução, no ano de 1980.

FIGURA 34 – A) CRONOLOGIA DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DE *C. fissilis* (LINHA CINZA), TENDÊNCIA COM MÉDIA MÓVEL DE 10 ANOS (LINHA VERMELHA) E NÚMERO DE SÉRIES (ÁREA EM CINZA); B) COEFICIENTES EPS E RBAR.

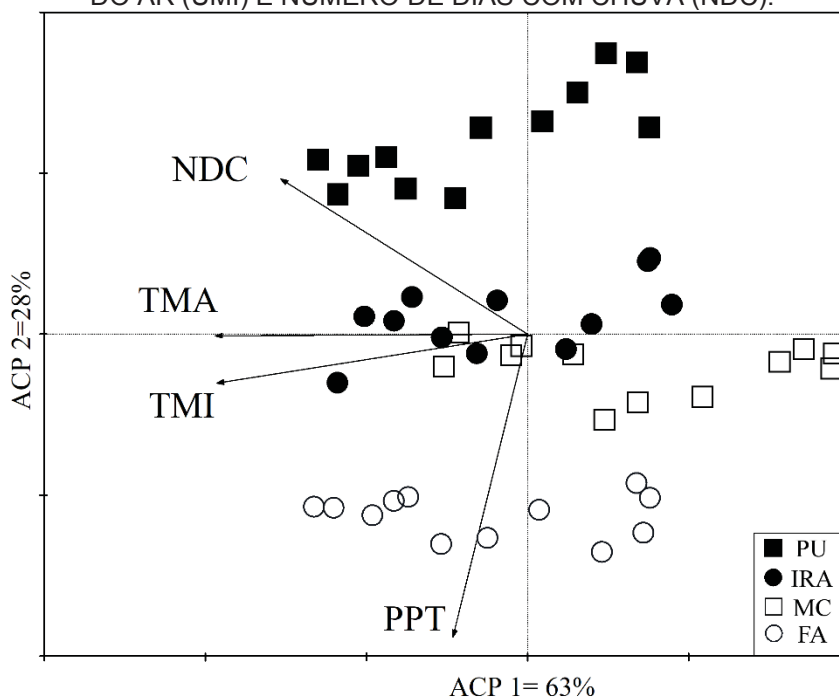


FONTE: A autora (2019).

b) Séries climáticas como *proxies* de identificação do distúrbio

A análise dos componentes principais indicou um agrupamento das estações associadas a variáveis climáticas (FIGURA 35). A estação de Foz do Areia mostrou-se associada a maiores valores de precipitação. A análise dos componentes principais explicou, nos dois componentes selecionados (TABELA 13), 91% da variação dos dados.

FIGURA 35 – DIAGRAMA DE ORDENAÇÃO DOS DOIS PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS HISTÓRICAS DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DE FOZ DO AREIA (FA), MATOS COSTA (MC), IRATI (IRA) E PORTO UNIÃO (PU). COMO VETORES, AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT), UMIDADE RELATIVA DO AR (UMI) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC).



FONTE: A autora (2019).

TABELA 13 – ESTATÍSTICAS DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS, MOSTRANDO OS AUTOVALORES DE CADA COMPONENTE E A CORRELAÇÃO DESTES COM AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS: TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC). EM NEGRITO, OS DOIS COMPONENTES SELECIONADOS E A COMPOSIÇÃO DE CADA UM.

Autovalor	Correlação (<i>loading</i>)			
		ACP1	ACP2	
ACP1	2,511	NDC	0,835	-0,357
ACP2	1,142	PPT	0,088	0,961
ACP3	0,323	TMA	0,950	0,191
ACP4	0,024	TMI	0,919	0,334

FONTE: A autora (2019).

A análise de variância (ANOVA) indicou diferenças entre as séries das estações meteorológicas (TABELA 14). A estação de Foz do Areia apresentou a maior média anual de precipitação e de temperatura mínima.

TABELA 14 – ANÁLISE DA VARIÂNCIA, TESTE DE MÉDIAS E ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS ENTRE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS, DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS: TEMPERATURA MÍNIMA (TMI), TEMPERATURA MÁXIMA (TMA), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (PPT) E NÚMERO DE DIAS COM CHUVA (NDC).

	Estações meteorológicas				ANOVA		
	Porto União	Irati	Matos Costa	Foz do Areia	F	p	
PPT	Média	1462,24c	1524,51b	1841,61ba	1914,88a	5,83	0,001
	Variância	561,34	481,63	526,86	426,27		
	Desvio Padrão	315104,22	231968,26	277578,23	181705,04		
TMA	Média	25,41a	23,97b	20,67c	24,25ab	45,5	0,000
	Variância	2,17	1,61	0,46	1,20		
	Desvio Padrão	4,72	2,59	0,21	1,45		
TMI	Média	13,78ab	13,38b	11,02c	14,62a	53,7	0,000
	Variância	1,01	1,32	0,92	0,96		
	Desvio Padrão	1,03	1,73	0,85	0,93		
NDC	Média	157,67a	146,26a	107,50c	125,48b	13,1	0,000
	Variância	41,04	32,68	21,44	21,61		
	Desvio Padrão	1684,00	1067,73	459,88	466,88		

FONTE: A autora (2019).

NOTA: Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 95% de probabilidade.

O teste de Pettitt indicou mudanças bruscas na tendência das séries em períodos próximos a construção da usina hidrelétrica para as variáveis precipitação e número de dias com chuva (FIGURA 36). Considerando que a precipitação total anual de Foz do Areia é superior as demais estações da região, o teste indicou que o ponto de mudança na tendência central da série temporal se deu em 1981, justamente após o enchimento do reservatório da usina, que foi finalizado em meados de 1980. Para o número de dias com chuva, a mudança na tendência se deu em 1982. A média anual desta variável também foi significativamente diferente das demais, embora não tenha sido a maior dentre as estações avaliadas.

FIGURA 36 – TESTE DE TENDÊNCIA DE PETTITT (UK) PARA AS VARIÁVEIS COM MUDANÇA BRUSCA NA TENDÊNCIA EM ANOS PRÓXIMOS A CONSTRUÇÃO DA UHE GOV. BENTO M. R. NETTO. A LINHA PONTILHADA INDICA O PONTO DE MUDANÇA.



FONTE: A autora (2019).

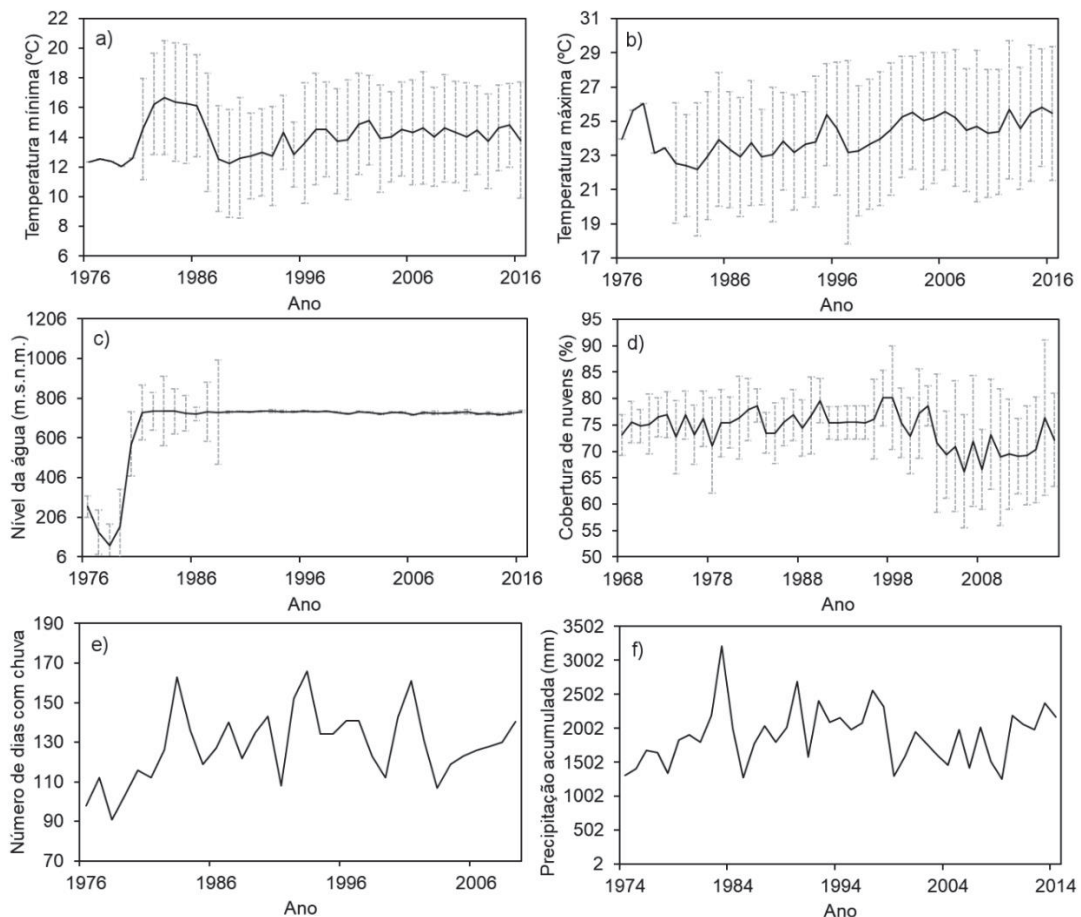
Os resultados dos testes de Pettitt para as variáveis precipitação e número de dias com chuva das estações meteorológicas próximas (Irati, Porto União e Matos Costa) não indicaram mudança de tendência no ano encontrado para Foz do Areia, nem em anos próximos à construção da usina (1980).

A temperatura mínima, apontada nos testes F e Tukey como superior em Foz do Areia, não apresentou mudanças bruscas na tendência no período concomitante à construção da usina.

c) Anéis de crescimento e séries climáticas: respostas nos períodos anterior e posterior ao distúrbio

A análise das variáveis possibilitou identificar um aumento gradativo das temperaturas com o passar dos anos (FIGURA 39ab).

FIGURA 37 – COMPORTAMENTO DAS VARIÁVEIS AVALIADAS NA CONSTRUÇÃO DOS MODELOS. BARRAS VERTICAIS NOS GRÁFICOS DE LINHA CORRESPONDEM AO DESVIO PADRÃO.



FONTE: A autora (2019).

O melhor modelo selecionado para descrever a cronologia dos anéis de crescimento de *A. angustifolia* incluem a temperatura mínima, a implantação da usina e o nível da água (TABELA 15). Essas três variáveis explicam 31,8% (R^2_{Ajustado}) das variações no incremento diamétrico anual médio.

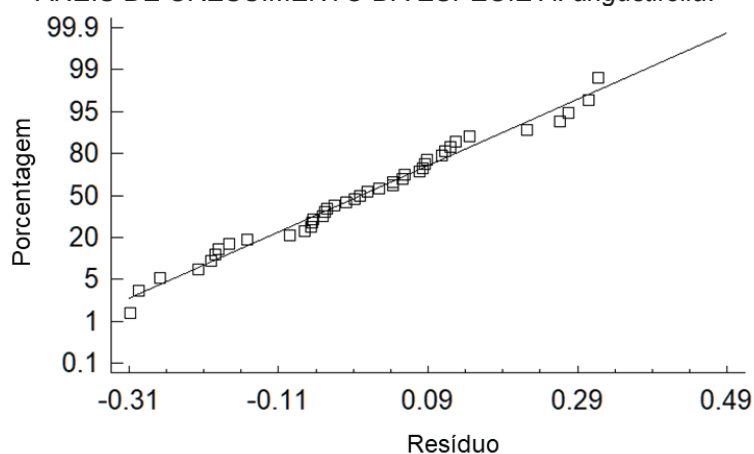
TABELA 15 – MODELO SELECIONADO UTILIZANDO O CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC) para *A. angustifolia* E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO.

Variável resposta	Variáveis predictoras	Efeito	F	p	AIC	Syx%
Cronologia <i>A. angustifolia</i>	Constante do modelo	Fixo	746,85	0,000	-1,66	22,66
	Temperatura mínima	Fixo	6,17	0,018		
	Usina	Aleatório	11,05	0,002		
	Nível da água	Fixo	6,44	0,016		
Coeficiente de determinação do modelo – R^2 (0,44)				0,005		
Teste de Durbin-Watson - DW (2,11)				0,191		

FONTE: A autora (2019).

A análise dos resíduos do modelo para a cronologia dos anéis de crescimento de *A. angustifolia* indicou que estes são normalmente distribuídos (FIGURA 37B), também verificado pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($W = 0,97$; $p > 0,05$).

FIGURA 38 – RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO PARA OS ÍNDICES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DA ESPÉCIE *A. angustifolia*.



FONTE: A autora (2019).

Para *C. fissilis*, usina, temperatura máxima e cobertura de nuvens foram selecionadas como variáveis predictoras (TABELA 16) e estas explicam 58,40% da variabilidade dos dados (R^2_{Ajustado}).

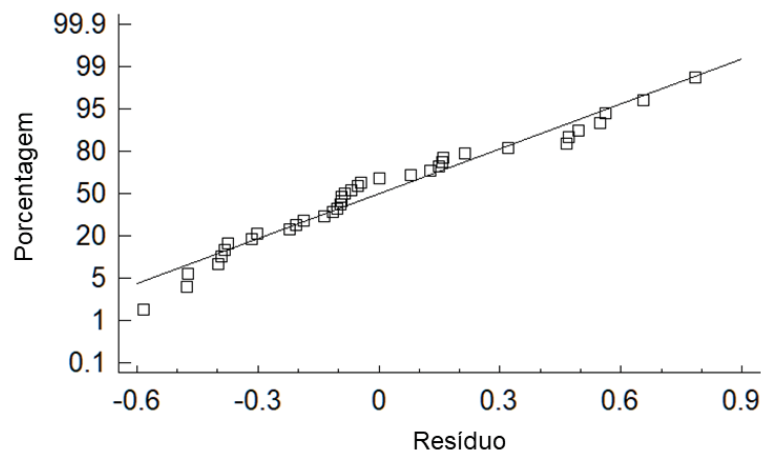
TABELA 16 – MODELO SELECIONADO UTILIZANDO O CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE (AIC) para *C. fissilis* E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO.

Variável resposta	Variáveis predictoras	Efeito	F	p	AIC	Syx%
Cronologia <i>C. fissilis</i>	Constante do modelo	Fixo	117,37	0,000	38,07	38,83
	Temperatura máxima	Fixo	43,58	0,000		
	Usina	Aleatório	9,55	0,004		
	Cobertura de nuvens	Fixo	7,33	0,011		
Coeficiente de determinação do modelo – R ² (0,66)				0,000		
Teste de Durbin-Watson - DW (1,54)				0,022		

FONTE: A autora (2019).

A análise dos resíduos do modelo para a cronologia dos anéis de crescimento de *C. fissilis* indicou distribuição gaussiana (teste de Shapiro-Wilk, $W = 0,95$; $p > 0,05$) (FIGURA 38B).

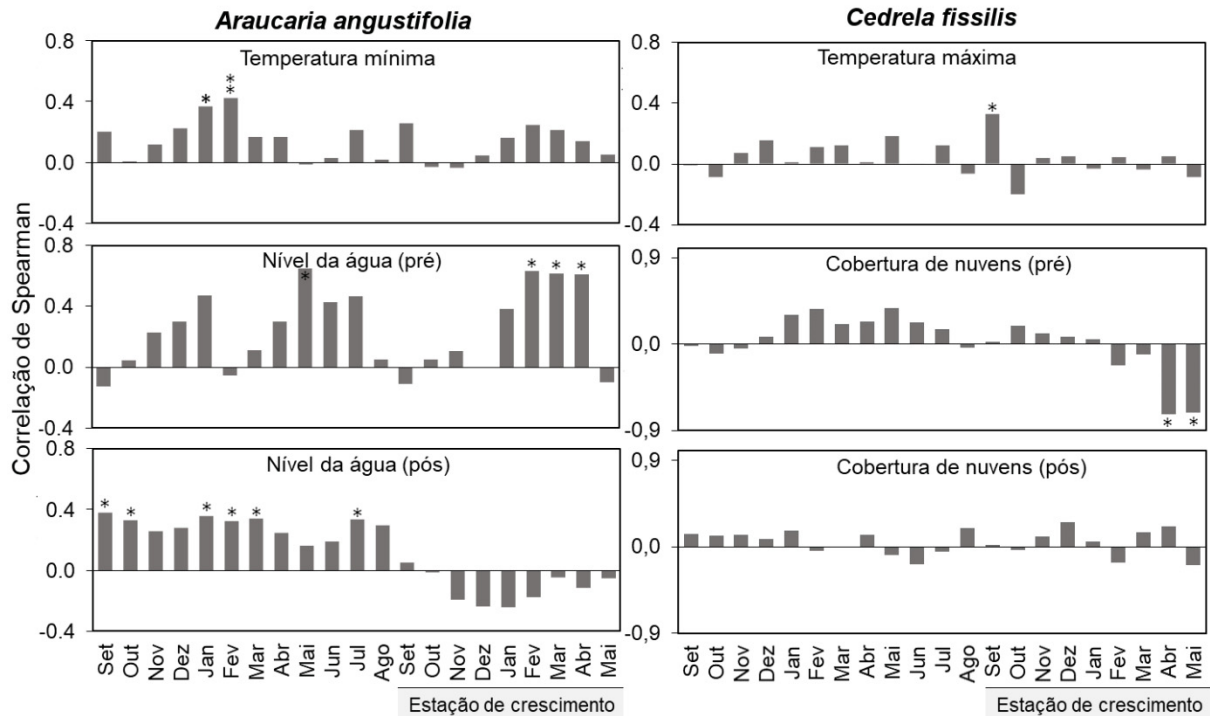
FIGURA 39 – RESÍDUOS DO MODELO LINEAR MISTO GENERALIZADO PARA OS ÍNDICES DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO DA ESPÉCIE *C. fissilis*.



FONTE: A autora (2019).

As correlações da cronologia dos anéis de crescimento de *A. angustifolia* com os dados climáticos mensais demonstram relação positiva significativa com a temperatura mínima nos meses de janeiro e fevereiro do ano prévio (FIGURA 40). Com o nível da água, as correlações são quase sempre positivas antes da construção do reservatório (pré) e passam a ser negativas (não significativas) durante a estação de crescimento, após a usina (pós).

FIGURA 40 – RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS MENSAIS (PERÍODO CORRENTE E PRÉVIO) E AS CRONOLOGIAS DOS ANÉIS DE CRESCIMENTO. SÃO APRESENTADAS SOMENTE AS VARIÁVEIS SELECIONADAS PELOS MODELOS. PARA O NÍVEL DA ÁGUA E A COBERTURA DE NUVENS SÃO APRESENTADAS AS CORRELAÇÕES NOS PERÍODOS ANTERIOR (PRÉ) E POSTERIOR (PÓS) A CONSTRUÇÃO DA USINA. CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS SÃO IDENTIFICADAS COM ASTERISCOS (* $p < 0,01$; ** $p < 0,05$).



FONTE: A autora (2019).

Para *C. fissilis* as correlações com a temperatura são significativas para o mês de setembro. Com relação a cobertura de nuvens, observa-se uma relação negativa durante os meses de abril e maio, no período antes da construção da usina (pré, FIGURA 40). No período posterior, as correlações são fracas e não significativas, quase não se observando respostas.

4.4 DISCUSSÃO

A análise dos resultados demonstra que a abordagem de diferentes *proxies* climáticos pode gerar conclusões distintas e complementares a respeito das alterações no clima local provocadas pela construção da UHE GBM.

Avaliando somente as séries meteorológicas históricas, observou-se um aumento na precipitação pluviométrica e em variável derivada, o número de dias com chuva. Os resultados dos testes de Pettitt confirmaram uma mudança na tendência nos anos logo após a construção da usina hidrelétrica, indicando que a

usina alterou localmente o regime de chuvas. A extensa lâmina d'água, inserida antropicamente em um ecossistema pode, de fato, levar a maiores taxas de evaporação, que por meio do ciclo hidrológico, retorna à superfície na forma de chuva (FEARNSIDE, 2015; GROTZINGER; JORDAN, 2013; PAIVA, 1982; WILLIAMSON et al., 2009).

Outros autores também concluíram que a construção de lagos artificiais aumentou as taxas de precipitação pluviométrica ou evaporação locais. Em estudo para avaliar o clima anterior e posterior a construção da hidrelétrica de Itaipu, no oeste do Paraná, Grimm (1988) encontrou um aumento na evaporação em comparação com outro local sem influência. No semiárido nordestino, Campos (1990) avaliou o clima na Usina Hidrelétrica de Sobradinho, e verificou um aumento médio de 13% na precipitação. Ottoni et al. (2011) estudaram a influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, localizada na Bacia do rio Grande, sobre a pluviometria e o rendimento hidrológico. Os índices pluviométricos foram alterados após a construção da usina, sendo registrados aumentos de 8,8% e 18,5%. Segundo os autores, em razão do aumento de chuva, ocorreu também um aumento de vazão em cerca de 11%.

Por outro lado, há pesquisas que não constataram nenhuma diferença significativa nos valores de precipitação, após a construção de usinas hidrelétricas (BIAVATI et al., 2015; HOPPE; WOLMANN, 2018; LIMBERGER, 2007; SANCHES; FISCH, 2005). Inúmeros fatores podem influenciar não só a existência de alterações no clima local (relevo, tamanho da lâmina d'água, solos etc.), como a capacidade de detecção destas alterações a partir de metodologias de pesquisa, o que pode justificar os diferentes resultados encontrados.

Avaliando somente as cronologias dos anéis de crescimento, não é possível observar um sinal representativo de mudança no crescimento para as duas espécies. Por outro lado, os modelos indicaram que as espécies possuem uma resposta distinta quanto às variáveis testadas. A espécie *A. angustifolia* mostrou-se sensível à implantação da usina, bem como à temperatura mínima e ao nível da água no local (rio/reservatório). Já o crescimento de *C. fissilis* mostrou respostas à temperatura máxima e a cobertura de nuvens – embora as correlações não tenham se mostrado fortes – e a construção da usina. Uma hipótese para a maior sensibilidade de *A. angustifolia* perante as modificações no ambiente está

relacionada às diferentes estratégias ecológicas quanto à perenidade das folhas. Por ser uma espécie perene, *A. angustifolia* pode configurar maior suscetibilidade às alterações do que *C. fissilis*, uma espécie decídua que pode renovar suas folhas a cada ano (BALDOCCHI et al., 2010; KOZLOWSKI, 1971; MUELLNER et al., 2010). Outro aspecto importante a ser considerado é a plasticidade do gênero *Cedrela*. Segundo Costa et al. (2013), *Cedrela odorata* é capaz de alterar seu período de crescimento, seguindo a sazonalidade de cada local, mantendo seu hábito decíduo com dormência cambial.

Repostas no crescimento relacionadas às temperaturas são comuns nas espécies das florestas ombrófilas, em virtude de a região Sul possuir estações de inverno e verão bem definidas, com representativa oscilação térmica durante o ano (ALVARES et al., 2013; GRIMM, 2009; IBGE, 2012). Machado et al. (2010), Cusatis et al. (2013), Andreacci et al. (2013) e Lorensi e Prestes (2016), são exemplos de estudos realizados na região Sul com as espécies *A. angustifolia* e *C. fissilis* que encontraram relação do crescimento radial com a temperatura.

Além da temperatura mínima, o nível da água também foi uma variável importante para *A. angustifolia*, mostrando correlações positivas quando avaliado o período anual total. Ao observar as relações mensais com o nível da água antes da construção do reservatório, nota-se que as correlações são, no geral, positivas. Por outro lado, considerando o período após a construção da usina, o panorama se modifica um pouco, mostrando correlações negativas durante a estação de crescimento, porém não significativas. Estes resultados podem estar relacionados às condições ótimas necessárias ao crescimento da espécie, que é considerada exigente – em termos de disponibilidade de água e drenagem do solo. O crescimento da *A. angustifolia* pode depender, em grande parte, do regime de água e da porosidade total do solo – além da fertilidade – não se desenvolvendo bem em solos mal drenados ou com déficit hídrico (BARDDAL, 2006; DEHOOGH; DIETRICH, 1978; FERNÁNDEZ, 1989; SILVA et al., 2001; SIMÕES; COUTO, 1973). Em vista disso, pode-se inferir que o excesso de precipitação no verão, estação mais chuvosa na região, resultou em correlações negativas com o crescimento, ainda que não significativas.

A análise dos resultados mostra que as alterações no ciclo hidrológico foram experienciadas pelos indivíduos às margens do reservatório. Alterações no

ecossistema podem, de fato, desempenhar um papel importante na ecologia das comunidades aquáticas e terrestres (ESTEVEZ, 2011; WILLIAMSON et al., 2009), já que todos os aspectos do ecossistema fluvial, incluindo todos os organismos nas proximidades, dependem ou são de alguma forma influenciados pelo reservatório (YÜKSEL, 2009).

Bégin et al. (2010) realizaram um dos poucos estudos publicados que avaliaram os efeitos da inundação por uma usina hidrelétrica nas florestas periféricas, aplicando técnicas dendrocronológicas. A pesquisa foi desenvolvida no entorno da usina *The Robert-Bourassa Reservoir*, no Québec, avaliando o crescimento de *Picea mariana*, espécie dominante na vegetação local. Os resultados também apontaram uma redução pontual no crescimento, mas os autores sugeriram outras possíveis causas, principalmente o aumento da velocidade do vento. Com relação às evidências meteorológicas, os autores afirmaram que as temperaturas no reservatório diferiram daquelas fora de sua área de influência (resfriamento na primavera/verão e leve aquecimento no outono). Além disso, ocorreu uma aceleração dos ventos na área central do reservatório que causou a redução no crescimento, segundo os autores.

No caso da UHE GBM, os resultados indicam que a alteração ocorreu, em maior escala, na precipitação pluviométrica. Sendo assim, esta alteração poderia não ser identificada utilizando somente as cronologias dos anéis de crescimento. Como a precipitação não é um fator limitante na região, que possui chuvas bem distribuídas ao longo do ano – sem ocorrência de períodos de déficit hídrico, é comum que as espécies não respondam a esta variável de forma significativa. Com estes resultados, contribui-se com a premissa de que nenhum *proxy* único pode ser utilizado como indicador de alterações importantes no ecossistema (KNIES et al., 2000; KUCERA et al., 2005), pois cada elemento pode contribuir com uma fonte de variação.

Complementarmente, os efeitos causados por uma modificação ambiental são apenas uma parcela dentre diversos elementos que influenciam o crescimento e desenvolvimento das árvores (FRITTS, 1976). Para Bégin et al. (2010), a variação nas larguras dos anéis anuais de crescimento nem sempre parece ser um indicador infalível da influência climática de reservatórios de água artificiais. Os autores

também comentaram sobre como as árvores podem reagir aos efeitos de uma alteração ambiental:

As variações no crescimento das árvores afetadas pelos efeitos climáticos de grandes corpos d'água fornecem apenas uma medida indireta e mínima dessa influência. As árvores só reagem ao estresse quando um limiar é passado e os limiares variam de acordo com a espécie, o status da árvore dentro da comunidade, a idade, a abundância da folhagem e o estado de saúde. É possível que a influência climática de um lago nos ambientes ao redor possa afetar apenas alguns indivíduos mais sensíveis ou causar reações diferentes entre eles. (tradução livre de BÉGIN et al., 2010, pág. 253-254).

É importante considerar que outras variáveis podem ter sido alteradas com a construção da usina, principalmente as derivadas do maior aporte de água no ecossistema causadas pelo reservatório, como maior nebulosidade e umidade, da mesma forma que a precipitação aumentou (BAXTER, 1977; ESTEVES, 2011). Em razão da falta de registros históricos destas variáveis, elas não puderam ser abordadas de forma mais precisa no presente estudo. Embora tenha sido utilizada a porcentagem de cobertura de nuvens, estes dados foram originados em modelos matemáticos em “grade”, originados de outras variáveis e determinados por interpolação. As estimativas de dados meteorológicos, gerados a partir de modelos e/ou sistemas integradores, em muitos casos, representam a única fonte de dados (DEPPE et al., 2007). Embora os dados climáticos estimados possam ser gerados com uma resolução muito fina, eles podem não incluir efeitos de microescala, que são causados por vegetação, massas de água ou outras características fisiográficas locais (WANG et al., 2016), como é o caso deste estudo. Provavelmente, na possibilidade de obter estes registros localmente, captando a variação de forma mais precisa, esta variável fornecesse outras informações sobre a alteração provocada pela usina.

É fundamental ressaltar que a análise dos resultados ofereceu uma oportunidade de verificação do aumento gradativo das temperaturas ao longo dos anos. Os resultados apoiam os relatórios do IPCC, que alertam para o aquecimento global, agravado pelas alterações provocadas pelo ser humano nos ambientes naturais (IPCC, 2014, 2007). Embora esta problemática tenha gerado desconfiança em uma parcela dos pesquisadores, os muitos estudos realizados em todo o mundo permitem fornecer uma conclusão clara de que o aquecimento global antropogênico

já afetou a biota da Terra (PARMESAN, 2006). As evidências indicam que apenas 30 anos de temperaturas mais quentes afetaram a fenologia dos organismos, o alcance e a distribuição das espécies, a composição e dinâmica das comunidades e alteraram o fluxo normal da extinção de espécies (THOMAS et al., 2004; WALTHER et al., 2002).

4.5 CONCLUSÃO

A partir dos métodos utilizados foi possível detectar indícios de que a UHE GBM alterou o clima local, influenciando principalmente o ciclo hidrológico. Identificou-se um aumento local na precipitação pluviométrica, bem como respostas significativas das árvores de *A. angustifolia* com relação ao nível de água e de *C. fissilis* à cobertura de nuvens.

As cronologias dos anéis de crescimento também estão correlacionadas com as temperaturas, resultado este esperado na região em função da sazonalidade térmica. As duas espécies demonstraram que a alteração provocada pela construção da usina foi preditora do crescimento.

As duas categorias de *proxies* utilizadas apontaram conclusões complementares a respeito das alterações climáticas em decorrência da construção da usina. Como a precipitação não é um recurso limitante na região, é possível que, utilizando somente as cronologias dos anéis de crescimento como *proxies*, esta alteração não fosse muito perceptível. Assim sendo, fica evidente a importância da atenção na escolha dos elementos a serem utilizados como *proxies* climáticos, sendo esta etapa determinante no alcance das respostas pretendidas.

4.6 REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Sinais climáticos em anéis de crescimento de *Cedrela fissilis* em diferentes tipologias de florestas ombrófilas do Sul do Brasil. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 323, 2013.

ARTUSI, R.; VERDERIO, P.; MARUBINI, E. Bravais-Pearson and Spearman correlation coefficients: meaning, test of hypothesis and confidence interval. **The International journal of biological markers**, v. 17, n. 2, p. 148-151, 2002.

ASSAHIRA, C. et al. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 113–123, 2017.

BALDOCCHI, D. D. et al. On the differential advantages of evergreenness and deciduousness in mediterranean oak woodlands: A flux perspective. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1583-1597, 2010.

BARDDAL, M. L. **A influência da saturação hídrica na distribuição de oito espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Aluvial do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 114 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 8, p. 255–283, 1977.

BÉGIN, Y.; SIROIS, L.; MEUNIER, C. The effects of hydroelectric flooding on a reservoir's peripheral forests and newly created forested islands. In: STOFFEL, M. et al. (Eds.). **Tree Rings and Natural Hazards: A State-of-Art**. Springer, 2010. p. 241–256.

BERGA, L. The Role of Hydropower in Climate Change Mitigation and Adaptation: A Review. **Engineering**, v. 2, n. 3, p. 313–318, 2016.

BIAVATI, A. et al. **A influência do lago da UHE de Itá nas precipitações mensais em Marcelino Ramos (RS)**. XVI Simpósio de Geografia Física e Aplicada. **Anais...** Teresina: 2015

BIONDI, F.; WAIKUL, K. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. **Computers and Geosciences**, v. 30, n. 3, p. 303–311, 2004.

BOLKER, B. M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BRADLEY, R. S. **Paleoclimatology: Reconstructing Climates of the Quaternary**. 2. ed. Amherst: Elsevier, 1999.

BRIFFA, K. R. Interpreting high-resolution proxy climate data: the example of dendroclimatology. In: STORCH, H. VON; NAVARRA, A. (Eds.). **Analysis of climate variability, applications of statistical techniques**. New York: Springer Berlin Heidelberg, 1995. p. 77–94.

CAMPOS, F. S. **Estudo da variabilidade de precipitação**. 56 f. Monografia – Instituto Tecnológico da Aeronáutica, São José dos Campos, 1990.

CARVALHO, W. L. P. et al. Estudo do impacto sócio-ambiental causado pela construção das usinas hidroelétricas da região de Ilha Solteira. **Núcleos de ensino**. São Paulo: Ed. Unesp, p. 117–125, 2006.

COOK, E. R.; KRUSIC, P. J.; MELVIN, T. **Program RCSigFree**. Disponível em: <<http://www.ldeo.columbia.edu/tree-ring-laboratory/resources/%0Asoftware>>. Acesso em: 14 ago. 2018.

CORDANO, E.; ECCEL, E. **RMAWGEN: Multi-Site Auto-Regressive Weather GEnerator. R package version 1.3.3**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=RMAWGEN>>. Acesso em: 28 jan. 2019.

COSTA, M.; VASCONCELLOS, T. J.; BARROS, C. F.; CALLADO, C. H. Does growth rhythm of a widespread species change in distinct growth sites? **IAWA Journal**, v. 34, n. 4, p. 498-509, 2013.

CRUZ, A. R. et al. Impacto causado pela implantação de Usina Hidrelétricas e PCH'S na Amazônia Meridional. **Revista Eletrônica Geoaraguaia**, v. 6, n. 1, p. 19–29, 2016.

CUNHA, D. G. F.; VECCHIA, F. As abordagens clássica e dinâmica de clima: uma revisão bibliográfica aplicada ao tema da compreensão da realidade climática. **Ciência e Natura**, v. 29, n. 1, p. 137–149, 2007.

CUNHA, L. K.; KRAJEWSKI, W. F.; MANTILLA, R. A framework for flood risk assessment under nonstationary conditions or in the absence of historical data. **Journal of Flood Risk Management**, v. 4, n. 1, p. 3–22, 2011.

CUSATIS, A. C. et al. Dendroecologia de *Cedrela fissilis* na Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 287–297, 2013.

D'AFONSECA, D. S. et al. Preenchimento de dados climáticos diários faltantes para os municípios do Estado de Rondônia na base de dados de clima da Embrapa Arroz e Feijão. **Embrapa Arroz e Feijão**, n. Documentos 296, 2013.

DANTAS, S. P.; SALES, M. C. L. A influência do açude Castanhão no clima local de Jaguaratama - Ceará - Brasil: Uma análise no campo térmico e higrométrico. **Revista Equador**, v. 4, n. 02, p. 2–17, 2015.

DEHOOGH, R. J.; DIETRICH, A. B. **Relação crescimento-sítio de *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze em povoamentos plantados**. III Congresso Florestal Brasileiro. **Anais...**Manaus: 1978

DEPPE, F. et al. **Comparação de estimativas de precipitação com dados observados (estações meteorológicas)**. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...**Florianópolis: INPE, 2007

DOWNING, J. A. et al. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 5, p. 2388–2397, 2006.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FEARNSIDE, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. vol. 2 ed. Manaus: Editora INPA, 2015.

FERNÁNDEZ, R. A. **Identificação dos Atributos do Solo Determinantes da Qualidade de Sítio para *Araucaria angustifolia* (BERT) O. Ktze., com Apoio na Metodologia da Análise Estrutural**. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

FRITTS, H. C. **Tree Rings and Climate**. San Diego: Academic Press, 1976. 567 p.

FROLOVA, M. Landscapes, water policy and the evolution of discourses on hydropower in Spain. **Landscape Research**, v. 35, n. 2, p. 235–257, 2010.

GREGÓRIO, L. DA S.; BRANDÃO, A. M. P. M. O clima urbano de São João de Meriti/RJ: um estudo aplicado à análise do campo térmico e ilhas de calor. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 7, p. 21–36, 2010.

GRIMM, A. M. **Verificação de variações climáticas na área do lago de Itaipu**. Congresso Brasileiro de Meteorologia. **Anais...** Universidade Federal do Paraná, 1988

GRIMM, A. M. Clima da Região Sul do Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A. et al. (Eds.). **Tempo e clima no Brasil**. Oficina de textos, 2009. p. 259–275.

GRISSINO-MAYER, H. Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program COFECHA. **Tree-Ring Research**, v. 57, n. 2, p. 205–221, 2001.

GROTZINGER, J.; JORDAN, T. **Para Entender a Terra**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman Editora, 2013.

HOLMES, R. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. **Tree-ring bulletin**, v. 43, p. 69–78, 1983.

HOPPE, I. L.; WOLMANN, C. A. Análise da precipitação pluviométrica e a presença de nevoeiros no entorno próximo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca em Agudo/RS. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, p. 133–148, 2018.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 151 p.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2007: Synthesis Report**.

JANSSON, R.; NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology**, v. 81, n. 4, p. 899–903, 2000.

JONES, P. D. et al. High-resolution palaeoclimatology of the last millennium: a review of current status and future prospects. **The Holocene**, v. 19, n. 1, p. 3–49, 2009.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958.

KNIES, J. et al. A multiproxy approach to reconstruct the environmental changes along the Eurasian continental margin over the last 150 000 years. **Marine Geology**, v. 163, n. 1–4, p. 317–344, 2000.

KNMI. **KNMI Climate Explorer**. Disponível em: <<https://climexp.knmi.nl/>>. Acesso em: 1 set. 2017.

KOZLOWSKI, T. T. **Growth and development of trees**. V. 1, Nova Iorque: Academic Press, 1971. 443 p.

KUCERA, M. et al. Multiproxy approach for the reconstruction of the glacial ocean surface (MARGO). **Quaternary Science Reviews**, v. 24, n. 7–9, p. 813–819, 2005.

LEHMANN, E. L. **Nonparametrics: statistical methods based on ranks** Holden-Day. Inc., San Francisco, 1975.

LIMA, C. L. et al. Impacto do enchimento do reservatório de uma UHE sobre a dinâmica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1060–1075, 2018.

LIMBERGER, L. **O clima do oeste do Paraná : análises da presença do lago de Itaipu**. 136 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

LIMBERGER, L.; PITTON, S. E. C. Mudanças climáticas globais e alterações climáticas : a participação dos grandes reservatórios de usinas hidrelétricas. **Pleiade**, v. 2, n. 2, p. 123–133, 2008.

LOPES, S. F. et al. Landscape changes and habitat fragmentation associated with hydroelectric plants reservoirs: Insights and perspectives from a central Brazilian case history. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 4, p. 1205–1212, 2014.

LORENSI, C.; PRESTES, A. Dendroclimatological reconstruction of spring-summer precipitation for Fazenda Rio Grande, PR, with samples of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 347–354, 2016.

MACHADO, S. A. et al. Dinâmica de crescimento de plantios jovens de *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 62, p. 165–170, 2010.

MANN, M. E. The Value of Multiple Proxies. **Science**, v. 297, p. 1481–1483, 2002.

MASSEY JR., F. J. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. **Journal of the American Statistical Association**, v. 46, n. 253, p. 68–78, 1951.

MCCARROLL, D. et al. Multiproxy dendroclimatology: a pilot study in northern Finland. **The Holocene**, v. 13, n. 6, p. 829–838, 2003.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized linear models**. 2. ed., v. 37, CRC press, 1989. 511 p.

MELVIN, T. M.; BRIFFA, K. R. A “signal-free” approach to dendroclimatic standardisation. **Dendrochronologia**, v. 26, n. 2, p. 71–86, 2008.

MUELLNER, A. N. et al. Biogeography of *Cedrela* (Meliaceae, Sapindales) in Central and South America. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 3, p. 511–518, 2010.

NEUMAN, B. C. **Proxy-based authorization and accounting for distributed systems**. Proceedings of 13th International Conference on Distributed Computing Systems. **Anais...IEEE**, 1993Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=287698>>

OKSANEN, J. F. et al. **Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 17 maio. 2018.

OTTONI, A. B. et al. Análise da influência dos grandes reservatórios hidrelétricos no regime de chuva e nas características da economia hídrica de uma bacia degradada : estudo de caso do reservatório da usina hidrelétrica de Furnas no Rio Grande / MG. **XVX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, n. 035, p. 1–20, 2011.

OUYANG, W. et al. Vegetation response to 30 years hydropower cascade exploitation in upper stream of Yellow River. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 15, n. 7, p. 1928–1941, 2010.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Editerra, 1982. 504 p.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, p. 637–669, 2006.

PETTITT, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. **Applied statistics**, v. 28, n. 2, p. 126–135, 1979.

PIRAINO, S. et al. Geomorphological-related heterogeneity as reflected in tree growth and its relationships with climate of Monte Desert *Prosopis flexuosa* DC woodlands. **Trees**, v. 29, n. 3, p. 903–916, 2015.

POHLERT, T. **trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection. R package version 1.1.1**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=trend>>. Acesso em: 26 jan. 2019.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>

SANCHES, F.; FISCH, G. As possíveis alterações microclimáticas devido a formação do lago artificial da hidrelétrica de Tucuruí -PA . **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 41–50, 2005.

SCHULTZ, B. B. Levene's test for relative variation. **Systematic Zoology**, v. 34, n. 4, p. 449–456, 1985.

SILVA, H. D. et al. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisas Florestais**, v. 43, p. 61–74, 2001.

SIMÕES, J. W.; COUTO, H. T. Z. Efeitos da omissão de nutrientes na alimentação mineral do pinheiro do paraná *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze cultivado em vaso*. **IPEF**, v. 7, p. 3–39, 1973.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3–17, 2015.

Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). **Portal HidroWeb**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SNEYERS, R. **On the statistical analysis of series of observations**. Technical Note n. 143, WMO n. 415, 1991.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, p. 145–148, 2004.

URRUTH, L. M.; SOUZA, A. F.; OLIVEIRA, J. M. Does hydroelectric reservoirs affect the structure of surrounding tree communities? A test of hypotheses in subtropical South America. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 705–715, 2017.

VERBUNT, M.; GROOT ZWAAFTINK, M.; GURTZ, J. The hydrologic impact of land cover changes and hydropower stations in the Alpine Rhine basin. **Ecological Modelling**, v. 187, n. 1 SPEC. ISS., p. 71–84, 2005.

WALTHER, G. et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, p. 389–395, 2002.

WANG, T. et al. Locally Downscaled and Spatially Customizable Climate Data for Historical and Future Periods for North America. **PLoS ONE**, p. 1–17, 2016.

WIGLEY, T. M. L.; BRIFFA, K. R.; JONES, P. D. On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology. **Journal of Climate and Applied Meteorology**, v. 23, n. 2, p. 201–213, 1984.

WILLIAMSON, C. E. et al. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, part 2, p. 2273–2282, 2009.

YÜKSEL, I. Dams and Hydropower for Sustainable Development. **Energy Sources, Part B: Economics, Planning, and Policy**, v. 4, n. 1, p. 100–110, 2009.

5 CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Os resultados deste estudo proporcionam uma importante contribuição para a definição dos impactos causados pela construção de reservatórios de hidrelétricas sobre o clima local. Foi possível detectar evidências de que a construção do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM) causou alterações no clima local, atuando principalmente na alteração dos processos no ciclo hidrológico. Há indícios de que a inserção do reservatório da UHE GBM aumentou a precipitação local e o número de dias com chuva, e, conseqüentemente, podem ter sido alterados outros parâmetros relacionados, como a umidade do ar e a nebulosidade.

Os resultados do estudo dendroecológico permitiram identificar respostas no crescimento diamétrico das espécies em função da construção do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM). Foi possível identificar a existência de registros nos anéis de crescimento de *Araucaria angustifolia* – redução no crescimento das árvores mais velhas, relacionados a alterações decorrentes da construção do reservatório. As cronologias dos anéis de crescimento tiveram parâmetros de qualidade satisfatórios, possibilitando utilizá-las como *proxies* climáticos. Para *A. angustifolia*, os melhores preditores dos índices de crescimento são a temperatura mínima e o nível da água, bem como o distúrbio causado pela construção da usina. A espécie mostrou-se mais sensível a alteração provocada pela construção da usina. Já para *Cedrela fissilis*, os melhores preditores são a temperatura máxima e o número de dias com chuva. Embora não tenha ocorrido uma alteração representativa no padrão de crescimento das espécies, há um sinal de redução no crescimento por volta do ano de 1980, o qual representa a construção da usina.

O estudo de dinâmica da cobertura vegetal e da estrutura da paisagem possibilitou concluir que houve grande fragmentação das áreas de floresta, com expressivo aumento no grau de retalhamento da paisagem. Contudo, as áreas naturais foram convertidas principalmente para povoamentos florestais, o que possibilita inferir que não ocorreram alterações relevantes no clima local em função das modificações no uso do solo.

A abordagem *multi-proxy* apontou conclusões complementares a respeito das alterações climáticas em decorrência da construção da usina. Como a precipitação não é um recurso limitante na região, é possível que, utilizando somente as cronologias dos anéis de crescimento como *proxies*, esta alteração não fosse perceptível. Assim sendo, fica evidente a importância da atenção na escolha dos elementos a serem utilizados como *proxies* climáticos, sendo esta etapa determinante no alcance das respostas pretendidas.

É fundamental ressaltar que a análise dos resultados ofereceu uma oportunidade de verificação do aumento gradativo nas temperaturas, confirmando as previsões de aquecimento global. Embora este não tenha sido o objetivo deste estudo, verificar localmente um fato de grande importância em escala global, dentro de um cenário de mudanças climáticas, fortalece e intensifica as preocupações sobre as consequências do aumento da temperatura média na Terra sobre a saúde pública e os recursos naturais no nosso planeta.

Com base nos resultados e nas limitações encontradas com o desenvolvimento deste trabalho, recomenda-se:

- Avaliação criteriosa da disponibilidade de dados climáticos históricos para a escolha da área de estudo, possibilitando uma avaliação precisa do clima local.
- Em função da ausência de dados históricos, faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisa de monitoramento da nebulosidade em local sobre influência do reservatório de uma usina hidrelétrica em comparação com uma área controle. Pela mesma razão, para estudos de longo prazo, recomenda-se a instalação de estações meteorológicas nas margens do reservatório, bem como a diferentes distâncias do mesmo.
- Desenvolvimento de estudos que abordem a variação da densidade da madeira e do diâmetro de vasos e/ou traqueídes, que possam contribuir para a elucidação da influência da construção de usinas hidrelétricas, visto que as alterações podem não ser completamente identificadas utilizando-se a largura dos anéis de crescimento.
- Desenvolvimento de estudos que avaliem as modificações morfofisiológicas que podem ocorrer em indivíduos submetidos às alterações no clima local provocada

pela construção de usinas hidrelétricas (ex.: comportamento fenológico e atividade cambial).

- Implantação de metodologia semelhante em outras usinas hidrelétricas com diferentes características, como vegetação do entorno, tipos climáticos, relevo e tamanho da lâmina d'água. Também recomenda-se aplicar a metodologia para avaliar as respostas de outras espécies arbóreas.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Capacidade de Geração do Brasil**. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 27 dez. 2018.
- Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Fontes de Energia no Brasil**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/infografico>>. Acesso em: 14 nov. 2018.
- AGRAWAL, A. A. Phenotypic Plasticity in the Interactions and Evolution of Species. **Science**, v. 294, n. 5541, p. 321–326, 12 out. 2001.
- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.
- ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LEITE, C. B. B. Elevações induzidas no lençol freático devido a formação de reservatórios e o significado das modificações resultantes. **Geociências**, v. VII, n. 6, p. 69–74, 2002.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AMARAL, V. F. M. **Multiplicação in vitro de *Cedrela fissilis* Vell.** 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.
- ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Fenologia Vegetativa e Crescimento de *Cedrela fissilis* na Floresta Atlântica, Paraná, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–11, 2017.
- ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Sinais climáticos em anéis de crescimento de *Cedrela fissilis* em diferentes tipologias de florestas ombrófilas do Sul do Brasil. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 323, 2013.
- ARAUJO, M. M. et al. Análise de agrupamento em remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciencia Florestal**, v. 20, n. 1, p. 1–18, 2010.
- ARTUSI, R.; VERDERIO, P.; MARUBINI, E. Bravais-Pearson and Spearman correlation coefficients: meaning, test of hypothesis and confidence interval. **The International journal of biological markers**, v. 17, n. 2, p. 148-151, 2002.
- ASSAHIRA, C. et al. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 113–123, 2017.

ASSMANN, E. **The principles of forest yield study – Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands**. Oxford: Pergamon Press, 1970.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR 7190 - Projeto de estruturas de madeira**. Rio de Janeiro, 1997. 107 p.

BAKER, J. C. A. et al. Does *Cedrela* always form annual rings? Testing ring periodicity across South America using radiocarbon dating. **Trees - Structure and Function**, v. 31, n. 6, p. 1999–2009, 2017.

BAKER, P. J.; BUNYAVEJCHEWIN, S. Suppression, release and canopy recruitment in five tree species from a seasonal tropical forest in western Thailand. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 521–529, 2006.

BALDOCCHI, D. D. et al. On the differential advantages of evergreenness and deciduousness in mediterranean oak woodlands: A flux perspective. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1583-1597, 2010.

BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; JENKINS, M. Measuring the changing state of nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 7, p. 326–330, 2003.

BARDDAL, M. L. **A influência da saturação hídrica na distribuição de oito espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Aluvial do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 114 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BARSTOW, M. ***Cedrela fissilis***. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T33928A68080477. 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T33928A68080477.en>> Acesso em: 10 mar. 2019.

BARTOSZECK, A. C. DE P. S. et al. Dinâmica da relação hipsométrica em função da idade, do sítio e da densidade inicial de povoamentos de Bracatinga da Região Metropolitana de Curitiba, PR. **Revista Árvore**, v. 28, n. 4, p. 517–533, 2004.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 8, p. 255–283, 1977.

BÉGIN, Y.; SIROIS, L.; MEUNIER, C. The effects of hydroelectric flooding on a reservoir's peripheral forests and newly created forested islands. In: STOFFEL, M. et al. (Eds.). **Tree Rings and Natural Hazards: A State-of-Art**. Springer, 2010. p. 241–256.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517–533, 1998.

BERGA, L. The Role of Hydropower in Climate Change Mitigation and Adaptation: A Review. **Engineering**, v. 2, n. 3, p. 313–318, 2016.

BERRI, P. V. **Incremento de *Pinus elliottii* em diferentes pesos de desbaste e desenvolvimento inicial de *Araucaria angustifolia*, Ibiama, SC.** 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná, legenda atualizada.** Fortaleza: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2008

BIAVATI, A. et al. **A influência do lago da UHE de Itá nas precipitações mensais em Marcelino Ramos (RS).** XVI Simpósio de Geografia Física e Aplicada. **Anais...** Teresina: 2015

BILLINGS, W. D. The Environmental Complex in Relation to Plant Growth and Distribution. **The Quarterly Review of Biology**, v. 27, n. 3, p. 251–265, 1952.

BINKLEY, D. et al. Age-related Decline in Forest Ecosystem Growth: An Individual-Tree, Stand-Structure Hypothesis. **Ecosystems**, v. 5, p. 58–67, 2002.

BIONDI, F. Comparing tree-ring chronologies and repeated timber inventories as forest monitoring tools. **Ecological Applications**, v. 9, n. 1, p. 216–227, 1999.

BIONDI, F.; WAIKUL, K. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. **Computers and Geosciences**, v. 30, n. 3, p. 303–311, 2004.

BOLKER, B. M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BONAN, G. B. Frost followed the plow: Impacts of deforestation on the climate of the United States. **Ecological Applications**, v. 9, n. 4, p. 1305–1315, 1999.

BORTOLETO, E. M. A implantação de grandes hidrelétricas: desenvolvimento, discurso e impactos. **Geografares**, n. 2, p. 53–62, 2001.

BRADLEY, R. S. **Paleoclimatology: Reconstructing Climates of the Quaternary.** 2. ed. Amherst: Elsevier, 1999.

BRADSHAW, A. D. Evolutionary Significance of Phenotypic Plasticity in Plants. **Advances in Genetics**, v. 13, p. 115–155, 1965.

BRADSHAW, C. J. A. et al. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. **Global Change Biology**, v. 13, p. 2379–2395, 2007.

- BRADSHAW, F. J. Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture - a discussion paper. **Forest Ecology and Management**, v. 48, n. 3–4, p. 249–264, 1992.
- BRAY, R. J.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v. 27, n. 4, p. 325–349, 1957.
- BRESLOW, N. A generalized Kruskal-Wallis test for comparing K samples subject to unequal patterns of censorship. **Biometrika**, v. 57, n. 3, p. 579–594, 1970.
- BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 481–493, 2006.
- BRIFFA, K. R. Interpreting high-resolution proxy climate data: the example of dendroclimatology. In: STORCH, H. VON; NAVARRA, A. (Eds.). **Analysis of climate variability, applications of statistical techniques**. New York: Springer Berlin Heidelberg, 1995. p. 77–94.
- BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; NG, P. K. L. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. **Nature**, v. 424, p. 420–423, 2003.
- CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da Alta Bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 675–690, 2010.
- CADEMARTORI, P. H. G. et al. **Descrição macroscópica das madeiras de *Cedrela fissilis* Vell., *Cedrela odorata* L. e *Cedrelinga catenaeformis* Ducke**. XII EBRAMEM - Encontro Brasileiro em Madeiras e Estruturas de Madeira. **Anais...Lavras: 2010**
- CALLADO, C. H. et al. Studies on cambial activity: Advances and challenges in the knowledge of growth dynamics of Brazilian woody species. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 277–283, 2014.
- CAMPOS, F. S. **Estudo da variabilidade de precipitação**. 56 f. Monografia – Instituto Tecnológico da Aeronáutica, São José dos Campos, 1990.
- CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 2, p. 15–25, 2006.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1. ed. Colombo, PR: EMBRAPA-CNPQ/SPI, 2003.
- CARVALHO, W. L. P. et al. Estudo do impacto sócio-ambiental causado pela construção das usinas hidroelétricas da região de Ilha Solteira. **Núcleos de ensino. São Paulo: Ed. Unesp**, p. 117–125, 2006.

CAVIGLIONE, J. H. et al. **Cartas climáticas do Paraná**. IAPAR, 2000.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705–711, 2009.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, p. 251–259, 2011.

CLAESSENS, L. et al. Contribution of topographically based landslide hazard modelling to the analysis of the spatial distribution and ecology of kauri (*Agathis australis*). **Landscape Ecology**, v. 21, n. 1, p. 63–76, 2006.

Companhia Paranaense de Energia (COPEL). **Usina Bento Munhoz da Rocha Netto**. Disponível em:

<<https://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F044b34faa7cc1143032570bd0059aa29%2Fe307f2c9b2edc56303257412004fdb91>>. Acesso em: 2 jan. 2019.

COOK, E. R.; KRUSIC, P. J.; MELVIN, T. **Program RCSigFree**. Disponível em: <<http://www.ldeo.columbia.edu/tree-ring-laboratory/resources/%0Asoftware>>. Acesso em: 14 ago. 2018.

COOPS, N. C. et al. Assessing changes in forest fragmentation following infestation using time series Landsat imagery. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 12, p. 2355–2365, 2010.

COPPEDGE, B. R. et al. Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA. **Landscape Ecology**, v. 16, p. 677–690, 2001.

CORDANO, E.; ECCEL, E. **RMAWGEN: Multi-Site Auto-Regressive Weather GENERator. R package version 1.3.3**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=RMAWGEN>>. Acesso em: 28 jan. 2019.

CORLETT, R. T. Impacts of warming on tropical lowland rainforests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 11, p. 606–613, 2011.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v. 19, n. 2, p. 159–172, 1995.

COSTA, M. et al. Does growth rhythm of a widespread species change in distinct growth sites? **IAWA Journal**, v. 34, n. 4, p. 498-509, 2013.

COSTA, M.; VASCONCELLOS, T. J.; BARROS, C. F.; CALLADO, C. H. Does growth rhythm of a widespread species change in distinct growth sites? **IAWA Journal**, v. 34, n. 4, p. 498-509, 2013.

COURALET, C. et al. Species-Specific Growth Responses to Climate Variations in Understory Trees of a Central African Rain Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 503–511, jul. 2010.

CRECHI, E. H. **Efeitos da densidade da plantação sobre a produção, crescimento e sobrevivência de *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze. em Misiones, Argentina**. 172 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996.

CRUTZEN, P. J. The “anthropocene”. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth system science in the anthropocene**. Springer, 2006. p. 13–18.

CRUZ, A. R. et al. Impacto causado pela implantação de Usina Hidrelétricas e PCH’S na Amazônia Meridional. **Revista Eletrônica Georaguaiá**, v. 6, n. 1, p. 19–29, 2016.

CUNHA, D. G. F.; VECCHIA, F. As abordagens clássica e dinâmica de clima: uma revisão bibliográfica aplicada ao tema da compreensão da realidade climática. **Ciência e Natura**, v. 29, n. 1, p. 137–149, 2007.

CUNHA, K. L. **Uso de imagens LANDSAT e CBERS no mapeamento da suscetibilidade à erosão na região de Primavera do Leste – MT**. [s.l.] Universidade Federal de Mato Grosso, 2009.

CUNHA, L. K.; KRAJEWSKI, W. F.; MANTILLA, R. A framework for flood risk assessment under nonstationary conditions or in the absence of historical data. **Journal of Flood Risk Management**, v. 4, n. 1, p. 3–22, 2011.

CUSATIS, A. C. et al. Dendroecologia de *Cedrela fissilis* na Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 287–297, 2013.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 691–703, 2008.

CUSHMAN, S. A.; WALLIN, D. O. Rates and patterns of landscape change in the Central Sikhote-alin Mountains, Russian Far East. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 643–659, 2000.

D’AFONSECA, D. S. et al. Preenchimento de dados climáticos diários faltantes para os municípios do Estado de Rondônia na base de dados de clima da Embrapa Arroz e Feijão. **Embrapa Arroz e Feijão**, n. Documentos 296, 2013.

DALLA ROSA, A. et al. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273–280, 2015.

DANTAS, S. P.; SALES, M. C. L. A influência do açude Castanhão no clima local de Jaguaretama - Ceará - Brasil: Uma análise no campo térmico e higrométrico. **Revista Equador**, v. 4, n. 02, p. 2–17, 2015.

DEBINSKI, D. M.; RAY, C.; SAVERAID, E. H. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: Do scales of movement and patch size affect diversity? **Biological Conservation**, v. 98, n. 2, p. 179–190, 2001.

DEHOOGH, R. J.; DIETRICH, A. B. **Relação crescimento-sítio de *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze em povoamentos plantados**. III Congresso Florestal Brasileiro. **Anais...**Manaus: 1978

DEPPE, F. et al. **Comparação de estimativas de precipitação com dados observados (estações meteorológicas)**. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...**Florianópolis: INPE, 2007

DOWNING, J. A. et al. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 5, p. 2388–2397, 2006.

DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339–349, 2005.

DUARTE, L. S.; DILLENBURG, L. R.; ROSA, L. M. G. Assessing the role of light availability in the regeneration of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Australian Journal of Botany**, v. 50, n. 6, p. 741–751, 2002.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

EBLING, Â. A.; NETTO, S. P. Modelagem de ocorrência de coortes na estrutura diamétrica da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 251–257, 2015.

EHLERS, E.; KRAFFT, T. Managing global change: earth system science in the Anthropocene. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth System Science in the Anthropocene**. Springer, 2006. p. 5–12.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Levantamento de Reconhecimento de solos do Estado do Paraná. **Boletim de Pesquisa**, v. 27, 1984.

ERLEWEIN, A. Disappearing rivers — The limits of environmental assessment for hydropower in India. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 43, p. 135–143, 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 2008. v. 3

FEARNSIDE, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. vol. 2 ed. Manaus: Editora INPA, 2015.

FERNÁNDEZ, R. A. **Identificação dos Atributos do Solo Determinantes da Qualidade de Sítio para *Araucaria angustifolia* (BERT) O. Ktze., com Apoio na Metodologia da Análise Estrutural**. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014.

FERRAZ, S. F. B. et al. **Land-use change analysis tools (LUCAT)**, 2018.

Disponível em:

<<http://www.dokuwiki.lcf.esalq.usp.br/silvio/doku.php?id=extras:extras>>

FERRAZ, S. F. DE B.; VETTORAZZI, C. A.; THEOBALD, D. M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 7, p. 1586–1595, 2009.

FERREIRA, T. de S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de floresta ombrófila mista alto-montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 123–134, 2016.

FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 177–185, 2007.

FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763–776, 2010.

FINDELL, K. L. et al. Modeled impact of anthropogenic land cover change on climate. **Journal of Climate**, v. 20, n. 14, p. 3621–3634, 2007.

FLORES, T. B. **Meliaceae in Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB9990>>. Acesso em: 1 out. 2018.

FRITTS, H. C. **Tree Rings and Climate**. San Diego: Academic Press, 1976. 567 p.

FROLOVA, M. Landscapes, water policy and the evolution of discourses on hydropower in Spain. **Landscape Research**, v. 35, n. 2, p. 235–257, 2010.

GALPARSORO, I. L. U.; FERNÁNDEZ, S. P. Medidas de concordancia: el índice Kappa. **Cadernos de atención Primaria**, v. 6, n. 4, p. 169–171, 1999.

- GALVÁN, J. D.; CAMARERO, J. J.; GUTIÉRREZ, E. Seeing the trees for the forest: Drivers of individual growth responses to climate in *Pinus uncinata* mountain forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 5, p. 1244–1257, 2014.
- GARCIA, V. F. V.; PENEREIRO, J. C. Identificação de variabilidades hidro-climáticas ao longo do rio São Francisco. **Anais do XIX Encontro de Iniciação Científica**, 2014.
- GIVNISH, T. J. Adaptive Significance of Evergreen vs. Deciduous Leaves: Solving the Triple Paradox. **Silva Fennica**, v. 36, n. 3, p. 703–743, 2002.
- GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energias renováveis: um futuro sustentável. **Revista USP**, v. 72, p. 6–15, 2007.
- GOMES, M. C. Demografia : a coorte. **DPA**, v. Módulo 4, p. 1–8, 2015.
- GOUDIE, A. S. **Human impact on the natural environment: past, present and future**. 7. ed., John Wiley & Sons, 2013.
- GREGÓRIO, L. DA S.; BRANDÃO, A. M. P. M. O clima urbano de São João de Meriti/RJ: um estudo aplicado à análise do campo térmico e ilhas de calor. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 7, p. 21–36, 2010.
- GRIMM, A. M. Clima da Região Sul do Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A. et al. (Eds.). **Tempo e clima no Brasil**. Oficina de textos, 2009. p. 259–275.
- GRIMM, A. M. **Verificação de variações climáticas na área do lago de Itaipu**. Congresso Brasileiro de Meteorologia. **Anais...** Universidade Federal do Paraná, 1988
- GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; MARCON, T. R. Native species indicated for degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 113–125, 2012.
- GRISSINO-MAYER, H. Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program COFECHA. **Tree-Ring Research**, v. 57, n. 2, p. 205–221, 2001.
- GROTZINGER, J.; JORDAN, T. **Para Entender a Terra**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman Editora, 2013.
- GUIDINI, A. L. et al. Invasion by exotic tree species in forest remnants in “Planalto Sul Catarinense” region. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, 2014.
- GUILHON, L. G. F. **Modelo heurístico de previsão de vazões naturais médias semanais aplicado à Usina de Foz do Areia**. 88 f. Tese (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

GUNDERSON, C. A. et al. Thermal plasticity of photosynthesis: The role of acclimation in forest responses to a warming climate. **Global Change Biology**, v. 16, n. 8, p. 2272–2286, 2010.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

HARARI, Y. N. **21 Lições para o Século 21**. Companhia das Letras, 2018.

HARCOMBE, P. A. Tree Life Tables. **BioScience**, v. 37, n. 8, p. 557–568, 1987.

HEDEKER, D. Generalized Linear Mixed Models. In: EVERITT, B. S.; HOWELL, D. C. (Eds.). **Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science**. Chichester: John Wiley & Sons, 2005. v. 2p. 729–738.

HEIN, S. et al. Patch density, movement pattern, and realised dispersal distances in a patch-matrix landscape - a simulation study. **Ecological Modelling**, v. 174, p. 411–420, 2004.

HENDERSON-SELLERS, A.; GORNITZ, V. Possible climatic impacts of land cover transformations, with particular emphasis on tropical deforestation. **Climatic Change**, v. 6, n. 3, p. 231–257, set. 1984.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 13–22, 2005.

HIGA, R. C. V.; ZANATTA, J. A.; RACHWAL, M. F. G. Plantações florestais comerciais e a mitigação na mudança do clima. In: OLIVEIRA, Y. M. M.; OLIVEIRA, E. B. (Eds.). **Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 67–112.

HOLMES, R. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. **Tree-ring bulletin**, v. 43, p. 69–78, 1983.

HOPPE, I. L.; WOLMANN, C. A. Análise da precipitação pluviométrica e a presença de nevoeiros no entorno próximo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca em Agudo/RS. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, p. 133–148, 2018.

HUECK, K. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, v. 10, p. 5–24, 1953.

IGANCI, J. R. V.; DORNELES, M. P. **Araucariaceae in Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB33971>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 151 p.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2007: Synthesis Report**.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report**. New York: Cambridge University Press, 2015.

IWASAKI-MAROCHI, C. **Anéis Anuais de Crescimento do Cedro (*Cedrela fissilis* - Meliaceae) Aplicados à avaliação da taxa de crescimento e dendroclimatologia**. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

JANKOWSKY, I. P. et al. **Madeiras brasileiras**. Caxias do Sul: Spectrum, 1990.

JANSSON, R.; NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology**, v. 81, n. 4, p. 899–903, 2000.

JONES, P. D. et al. High-resolution palaeoclimatology of the last millennium: a review of current status and future prospects. **The Holocene**, v. 19, n. 1, p. 3–49, 2009.

KAGEYAMA, P. Y. et al. Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis**, n. 64, p. 93–107, 2003.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958.

KERSTEN, R. D. A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 156–182.

KIRSCHBAUM, M. U. F. et al. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. **Biogeosciences**, v. 8, n. 12, p. 3687–3696, 2011.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17–44, 1960.

KNIES, J. et al. A multiproxy approach to reconstruct the environmental changes along the Eurasian continental margin over the last 150 000 years. **Marine Geology**, v. 163, n. 1–4, p. 317–344, 2000.

KNMI. **KNMI Climate Explorer**. Disponível em: <<https://climexp.knmi.nl/>>. Acesso em: 1 set. 2017.

KONIG BRUN, F. G. et al. Vegetação arbórea em remanescentes florestais urbanos: Bosque do Lago da Paz, Dois Vizinhos, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 503–512, 29 dez. 2017.

KOZLOWSKI, T. T. **Growth and development of trees**. V. 1. Nova Iorque: Academic Press, 1971.

KOZLOWSKI, T. T.; PALLARDY, S. G. **Physiology of wood plants**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Fundação Calouste Gulbenkian Lisboa, 1972.

KUCERA, M. et al. Multiproxy approach for the reconstruction of the glacial ocean surface (MARGO). **Quaternary Science Reviews**, v. 24, n. 7–9, p. 813–819, 2005.

KUPFER, J. A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 3, p. 400–420, 2012.

LAMBERSON, R. H. et al. Reserve design for territorial species: the effects of patch size and spacing on the viability of the northern spotted owl*. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 185–195, 1994.

LANCE, G. N.; WILLIAMS, W. T. Mixed-Data Classificatory Programs I - Agglomerative Systems. **Australian Computer Journal**, v. 1, n. 1, p. 15–20, 1967.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. 2. ed. São Carlos: RiMa Artes e Textos, 2004.

LAUSCH, A.; HERZOG, F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change : issues of scale , resolution and interpretability. **Ecological Indicators**, v. 2, p. 3–15, 2002.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. and agriculture. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 27–36, 2015.

LEES, A. C. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 1 out. 2001.

LEHMANN, E. L. **Nonparametrics: statistical methods based on ranks** Holden-Day. Inc., San Francisco, 1975.

LIAO, C. et al. Ecosystem Carbon Stock Influenced by Plantation Practice: Implications for Planting Forests as a Measure of Climate change mitigation. **PLoS ONE**, v. 5, n. 5, 2010.

LIMA, C. L. et al. Impacto do enchimento do reservatório de uma UHE sobre a dinâmica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1060–1075, 2018.

LIMA, J. A.; SANTANA, D. G.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 04, p. 685–694, 2009.

LIMBERGER, L. **O clima do oeste do Paraná : análises da presença do lago de Itaipu**. 136 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

LIMBERGER, L.; PITTON, S. E. C. Mudanças climáticas globais e alterações climáticas : a participação dos grandes reservatórios de usinas hidrelétricas. **Pleiade**, v. 2, n. 2, p. 123–133, 2008.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1840–1845, jul. 2004.

LOBÃO, M. S. **Dendrocronologia, fenologia, atividade cambial e qualidade do lenho de árvores de *Cedrela odorata* L., *Cedrela fissilis* Vell. e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* Hub. ex Ducke, no estado do Acre, Brasil**. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

LOPES, A.; ROSA-OSMAN, S. M.; PIEDADE, M. T. F. Caracterização morfológica das plântulas de cinco espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 1, p. 105–114, 2012.

LOPES, S. F. et al. Landscape changes and habitat fragmentation associated with hydroelectric plants reservoirs: Insights and perspectives from a central Brazilian case history . **Bioscience Journal**, v. 30, n. 4, p. 1205–1212, 2014.

LÓPEZ, L.; VILLALBA, R. Reliable estimates of radial growth for eight tropical species based on wood anatomical patterns. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 28, n. 2, p. 139–152, 2016.

LORENSI, C.; PRESTES, A. Dendroclimatological reconstruction of spring-summer precipitation for Fazenda Rio Grande, PR, with samples of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 347–354, 2016.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Livraria José Olympio, 1981.

MACHADO, S. A. et al. Dinâmica de crescimento de plantios jovens de *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 62, p. 165–170, 2010.

MAHALANOBIS, P. C. On the generalised distance in statistics. **Proceedings of the National Institute of Sciences of India**, v. 2, n. 1, p. 49–55, 1936.

MANN, M. E. The Value of Multiple Proxies. **Science**, v. 297, p. 1481–1483, 2002.

MARCATI, C. R.; ANGYALOSSY, V.; EVERT, R. F. Seasonal variation in wood formation of *Cedrela fissilis* (Meliaceae). v. 27, n. 2, p. 199–211, 2006.

MARCHIORI, J. N. C. **Dendrologia das Gimnospermas**. Santa Maria: Ed. UFSM, 1996.

MARCOVITCH, J. **Para mudar o futuro: mudanças climáticas, políticas públicas e estratégias empresariais**. São Paulo: Editora Saraiva, 2006.

MARENGO, J. A. Água e Mudanças Climáticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 83–96, 2008.

MARENGO, J. A. **Mudanças Climáticas Globais e seus Efeitos sobre a Biodiversidade Caracterização**. Brasília: MMA, 2006.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184–2192, 2008.

MARTÍN-BENITO, D. et al. Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. **Trees**, v. 22, n. 3, p. 363–373, 12 jun. 2008.

MARTINS, L.; LAGO, A. A. Conservação de semente de *Cedrela fissilis*: teor de água da semente e temperatura do ambiente. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 30, n. 1, p. 161–167, 2008.

MASSEY JR., F. J. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. **Journal of the American Statistical Association**, v. 46, n. 253, p. 68–78, 1951.

MATTOS, J. R. **O pinheiro brasileiro**. São Paulo: Grêmio Politécnico, 1972.

MAUSER, W. Global change research in the anthropocene: Introductory remarks. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth System Science in the Anthropocene**. Springer, 2006. p. 3–4.

MCCARROLL, D. et al. Multiproxy dendroclimatology: a pilot study in northern Finland. **The Holocene**, v. 13, n. 6, p. 829–838, 2003.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized linear models**. 2. ed., v. 37, CRC press, 1989. 511 p.

MCCULLOCH, B. C. E.; NEUHAUS, J. M. Generalized linear mixed models. **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, p. 1–8, 2014.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2015.

MEHER-HOMJI, V. M. Probable Impact of Deforestation on Hydrological Processes. In: MYERS, N. (Ed.). **Tropical Forests and Climate**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1992. p. 163–173.

MELOTTO, A. et al. Sobrevivência e crescimento inicial em campo de espécies florestais nativas do Brasil Central indicadas para sistemas silvipastoris. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425–432, 2009.

MELVIN, T. M.; BRIFFA, K. R. A “signal-free” approach to dendroclimatic standardisation. **Dendrochronologia**, v. 26, n. 2, p. 71–86, 2008.

MESQUITA, R. C. G. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1–3, p. 131–140, 2000.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11–23, 2006.

MINATTI, M. **Dendrocronologia aplicada na geração de modelos de crescimento biométricos e ambientais para *Araucaria angustifolia* na fitorregião do Planalto Serrano, SC**. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

Minerais do Paraná (MINEROPAR). **Mapa Geológico do Paraná**. Disponível em: <http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geologia/PDF_Mapas_Geo_650000/Mapa_Geologico_PR_650000_2006.pdf>.

MIRANDA, T. L. G. **Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE Governador Bento Munhoz da Rocha Neto**. LACTEC, 2009. v. 1.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.

MOTTA, J. P. et al. Caracterização da madeira de quatro espécies florestais. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2186–2192, dez. 2014.

MUELLNER, A. N. et al. Biogeography of *Cedreia* (Meliaceae, Sapindales) in Central and South America. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 3, p. 511–518, 2010.

NEUMAN, B. C. **Proxy-based authorization and accounting for distributed systems**. Proceedings of 13th International Conference on Distributed Computing Systems. **Anais...IEEE**, 1993Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=287698>>

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian deforestation and regional climate change. **Journal of Climate**, v. 4, p. 957–988, 1991.

NOWACKI, G. J.; ABRAMS, M. D. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 2, p. 225–249, 1997.

OKSANEN, J. F. et al. **Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 17 maio. 2018.

OLIVEIRA, J. M. **Anéis de crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze: bases de dendroecologia em ecossistemas subtropicais montanos no Brasil**. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

OLIVEIRA, J. M. et al. Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 1, p. 107–115, 2009.

OLIVEIRA, J. M.; ROIG, F. A.; PILLAR, V. D. Climatic signals in tree-rings of *Araucaria angustifolia* in the southern Brazilian highlands. **Austral Ecology**, v. 35, n. 2, p. 134–147, 2010.

OTTONI, A. B. et al. Análise da influência dos grandes reservatórios hidrelétricos no regime de chuva e nas características da economia hídrica de uma bacia degradada : estudo de caso do reservatório da usina hidrelétrica de Furnas no Rio Grande / MG. **XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, n. 035, p. 1–20, 2011.

OUYANG, W. et al. Vegetation response to 30 years hydropower cascade exploitation in upper stream of Yellow River. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 15, n. 7, p. 1928–1941, 2010.

PAIVA, A. V.; POGGIANI, F. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 141–151, jul. 2000.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Editerra, 1982. 504 p.

PAREDES-VILLANUEVA, K.; LÓPEZ, L.; CERRILHO, R. M. N. Regional chronologies of *Cedrela fissilis* and *Cedrela angustifolia* in three forest types and their relation to climate. **Trees**, v. 30, p. 1581–1593, 2016.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, p. 637–669, 2006.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 1–7, dez. 1997.

PEREIRA, T. K. et al. Dinâmica da paisagem ripária do rio Pitangui no Primeiro Planalto Paranaense entre 1953 e 2012. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 115, p. 551–562, 1 set. 2017.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, v. 70, p. 9–21, 2006.

PETTITT, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. **Applied statistics**, v. 28, n. 2, p. 126–135, 1979.

PIRAINO, S. et al. Geomorphological-related heterogeneity as reflected in tree growth and its relationships with climate of Monte Desert *Prosopis flexuosa* DC woodlands. **Trees**, v. 29, n. 3, p. 903–916, 2015.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014.

POHLERT, T. **trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection. R package version 1.1.1**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=trend>>. Acesso em: 26 jan. 2019.

PRIMICIA, I. et al. Age, competition, disturbance and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. **Forest Ecology and Management**, v. 354, p. 77–86, 2015.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. 3. ed., v. 6, São Paulo: Livraria Selbach, 1956.

REITZ, P. R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, P. R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 3–55.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

RIBEIRO, J. E. L. S. **Flora da Reserva Ducke**. Manaus: INPA, 1999.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left , and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICKEN, P. **Incremento, espaço horizontal e competição em povoamento natural de *Araucaria angustifolia* no planalto catarinense**. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters : Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

RODRIGUES, E. **Edge Effects on the regeneration of forest fragments in South Brasil**. 172 f. Tese (PhD em Biologia) – Harvard University, Cambridge, 1998.

RYAN, M. G.; YODER, B. J. Hydraulic limits to tree height and tree growth. **BioScience**, v. 47, n. 4, p. 235–242, 1997.

SALATI, E.; NOBRE, C. A. Possible Climatic Impacts of Tropical Deforestation. In: MYERS, N. (Ed.). . **Tropical Forests and Climate**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1992. p. 177–196.

SANCHES, F.; FISCH, G. As possíveis alterações microclimáticas devido a formação do lago artificial da hidrelétrica de Tucuruí -PA . **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 41–50, 2005.

SANTAROSA, E. et al. Crescimento Sazonal em *Araucaria angustifolia*: Evidências Anatômicas. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 618–620, 2007.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103–117, 2004.

SANTOS, D. L.; TAKAKI, M. Fenologia de *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) na região rural de Itirapina, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 625–632, 2005.

SANTOS, G. M. et al. Annual growth rings in a sample of Paraná pine (*Araucaria angustifolia*): Toward improving the¹⁴C calibration curve for the Southern Hemisphere. **Quaternary Geochronology**, v. 25, p. 96–103, 2015.

SCHAAF, L. B. et al. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná. **Floresta**, v. 35, p. 271–290, 2005.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná**. 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2001.

SCHÖNGART, J. et al. Age and Growth Patterns of Brazil Nut Trees (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) in Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 5, p. 550–558, 2015.

SCHULTZ, B. B. Levene's test for relative variation. **Systematic Zoology**, v. 34, n. 4, p. 449–456, 1985.

SEITZ, R. A.; KANNINEN, M. Tree ring analysis of *Araucaria angustifolia* in southern Brazil: preliminary results. **IAWA Journal**, v. 10, n. 2, p. 170–174, 1989.

SIEGLOCH, A. M.; MARCHIORI, J. N. C. Anatomia da madeira de treze espécies de coníferas. **Revista Ciência da Madeira**, v. 6, n. 3, p. 149–165, 2015.

SILVA, H. D. et al. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisas Florestais**, v. 43, p. 61–74, 2001.

SILVA, L. G.; SANTOS, S.; MORAES, F. Fragmentação da Mata Atlântica de Interior: Análise de Paisagem do Corredor Verde Sul-Americano e Florestas do Alto Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 61–68, 2014.

SIMÕES, J. W.; COUTO, H. T. Z. Efeitos da omissão de nutrientes na alimentação mineral do pinheiro do paraná *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze cultivado em vaso*. **IPEF**, v. 7, p. 3–39, 1973.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3–17, 2015.

Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). **Portal HidroWeb**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SNEATH, P. H. A. The Application of Computers to Taxonomy. **Microbiology**, v. 17, n. 1, p. 201–226, 1957.

SNEATH, P. H. A.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy: The principles and practice of numerical classification**. San Francisco: Freeman, 1973.

SNEYERS, R. **On the statistical analysis of series of observations**. Technical Note n. 143, WMO n. 415, 1991.

SOITO, J. L. D. S.; FREITAS, M. A. V. Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: Vulnerability, impacts and possibilities for adaptation to global climate change. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3165–3177, 2011.

SOKAL, R. R.; MICHENER, C. D. A statistical method for evaluating systematic relationship. **University of Kansas Science Bulletin**, v. 28, p. 1409–1438, 1958.

SOKAL, R. R.; MICHENER, C. D. The effects of different numerical techniques on the phenetic classification of bees of the *Hoplitis* complex (Megachilidae). **Proceedings of the Linnean Society of London**, v. 178, n. 1, p. 59–74, 1967.

SORENSEN, T. A. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biologiske Skrifter**, v. 5, p. 1–34, 1948.

SORK, V. L.; SMOUSE, P. E. Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 6, p. 821–836, ago. 2006.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614–621, 2007.

STEPKA, T. F. **Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* no sul do Brasil**. 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n. 1-2, p. 81–86, 1988.

SWIFT, L. W. et al. Simulation of evapotranspiration and drainage from mature and clear-cut deciduous forests and young pine plantation. **Water Resources Research**, v. 11, n. 5, p. 667–673, 1975.

SZEICZ, J. M.; MACDONALD, G. M. Age-dependent tree-ring growth responses of subarctic white spruce to climate. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 24, n. 1, p. 120–132, jan. 1994.

TABARELLI, M. et al. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, v. 37, n. 2, p. 88–92, 2012.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 181–188, 2005.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, p. 145–148, 2004.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, jul. 2000.

TOMAZELLO FILHO, M.; BOTOSSO, P. C.; LISI, C. S. Potencialidade da família Meliaceae para dendrocronologia em regiões tropicais e subtropicais. In: ROIG, F. A. (Ed.). **Dendrocronologia en América Latina**. Mendoza: EDIUNC Publishing, 2000. p. 381–431.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2010.

TRANVIK, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6part2, p. 2298–2314, nov. 2009.

TREVISAN, D. P.; MOSCHINI, L. E. Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra em Paisagem no Interior do Estado de São Paulo: Subsídios para o planejamento. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 4, n. 3, p. 16–30, 2015.

United States Geological Survey (USGS). **EarthExplorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

URBAN, D. L.; HARMON, M. E.; HALPERN, C. B. Potential response of pacific northwestern forests to climatic change, effects of stand age and initial composition. **Climatic Change**, v. 23, n. 3, p. 247–266, mar. 1993.

URRUTH, L. M.; SOUZA, A. F.; OLIVEIRA, J. M. Does hydroelectric reservoirs affect the structure of surrounding tree communities? A test of hypotheses in subtropical South America. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 705–715, 2017.

VAINER, C. B. Recursos hidráulicos: questões sociais e ambientais. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 119–137, 2007.

VALLADARES, F. et al. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. **Ecology Letters**, v. 17, n. 11, p. 1351–1364, nov. 2014.

VERBUNT, M.; GROOT ZWAFTINK, M.; GURTZ, J. The hydrologic impact of land cover changes and hydropower stations in the Alpine Rhine basin. **Ecological Modelling**, v. 187, n. 1 SPEC. ISS., p. 71–84, 2005.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, 2011.

VIEIRA, J.; CAMPELO, F.; NABAIS, C. Age-dependent responses of tree-ring growth and intra-annual density fluctuations of *Pinus pinaster* to Mediterranean climate. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 2, p. 257–265, 2009.

- VITASSE, Y. et al. Elevational adaptation and plasticity in seedling phenology of temperate deciduous tree species. **Oecologia**, v. 171, n. 3, p. 663–678, 2013.
- WALLACE, J. M. et al. Global warming and winter weather. **Science**, v. 343, n. 6172, p. 729–730, 2014.
- WALTER, A.; SILK, W. K.; SCHURR, U. Environmental Effects on Spatial and Temporal Patterns of Leaf and Root Growth. **Annual Review of Plant Biology**, v. 60, n. 1, p. 279–304, 2009.
- WALTER, F. W.; LIETH, H. Klimadiagramm-Weltatlas. **Jena**, v. 1, 1967.
- WALTHER, G. et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, p. 389–395, 2002.
- WANG, T. et al. Locally Downscaled and Spatially Customizable Climate Data for Historical and Future Periods for North America. **PLoS ONE**, p. 1–17, 2016.
- WANG, X.; ZHANG, Y.; MCRAE, D. J. Spatial and age-dependent tree-ring growth responses of *Larix gmelinii* to climate in northeastern China. **Trees - Structure and Function**, v. 23, n. 4, p. 875–885, 2009.
- WARD, J. H. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n. 301, p. 236–244, mar. 1963.
- WEHR, N. J.; TOMAZELLO-FILHO, M. Caracterização dos anéis de crescimento de árvores de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, através da microdensitometria de raios X. **Scientia Forestalis**, v. 58, p. 161–170, 2000.
- WEINER, J.; THOMAS, S. C. The nature of tree growth and the “age - related decline in forest productivity”. **Oikos**, v. 94, n. 2, p. 374–376, 2001.
- WENDLING, I.; STUEPP, C. A.; ZUFFELLATO-RIBAS, K. C. Araucaria Clonal Forestry: Types of Cuttings and Mother Tree Sex in Field Survival and Growth. **Cerne**, v. 22, n. 1, p. 19–26, 2016.
- WESTIN, F. F.; SANTOS, M. A. DOS; MARTINS, I. D. Hydropower expansion and analysis of the use of strategic and integrated environmental assessment tools in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 37, p. 750–761, 2014.
- WIGLEY, T. M. L.; BRIFFA, K. R.; JONES, P. D. On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology. **Journal of Climate and Applied Meteorology**, v. 23, n. 2, p. 201–213, 1984.
- WILLIAMSON, C. E. et al. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, part 2, p. 2273–2282, 2009.

WINJUM, J. K.; SCHROEDER, P. E. Forest plantations of the world: Their extent, ecological attributes, and carbon storage. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 84, n. 1–2, p. 153–167, 1997.

WU, J. et al. Three-Gorges Dam - Experiment in Habitat Fragmentation? **Science**, v. 300, p. 1239–1240, 2003.

YIN, X.; NICHOLSON, S. E. The water balance of Lake Victoria. **Hydrological Sciences Journal**, v. 43, n. 5, p. 789–811, 1998.

YÜKSEL, I. Dams and Hydropower for Sustainable Development. **Energy Sources, Part B: Economics, Planning, and Policy**, v. 4, n. 1, p. 100–110, 6 jan. 2009.

ZANETTE, F. et al. Particularidades e biologia reprodutiva de *Araucaria angustifolia*. In: WENDLING, I.; ZANETTE, F. (Eds.). **Araucária: particularidades, propagação e manejo de plantios**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 13–40.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 161–170, 2015.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: Aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 160–170, 1998.

ZHAO, Q. et al. Landscape change and hydrologic alteration associated with dam construction. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 16, n. 1, p. 17–26, 2012.

ZUIDEMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 04, p. 290, 1996.