

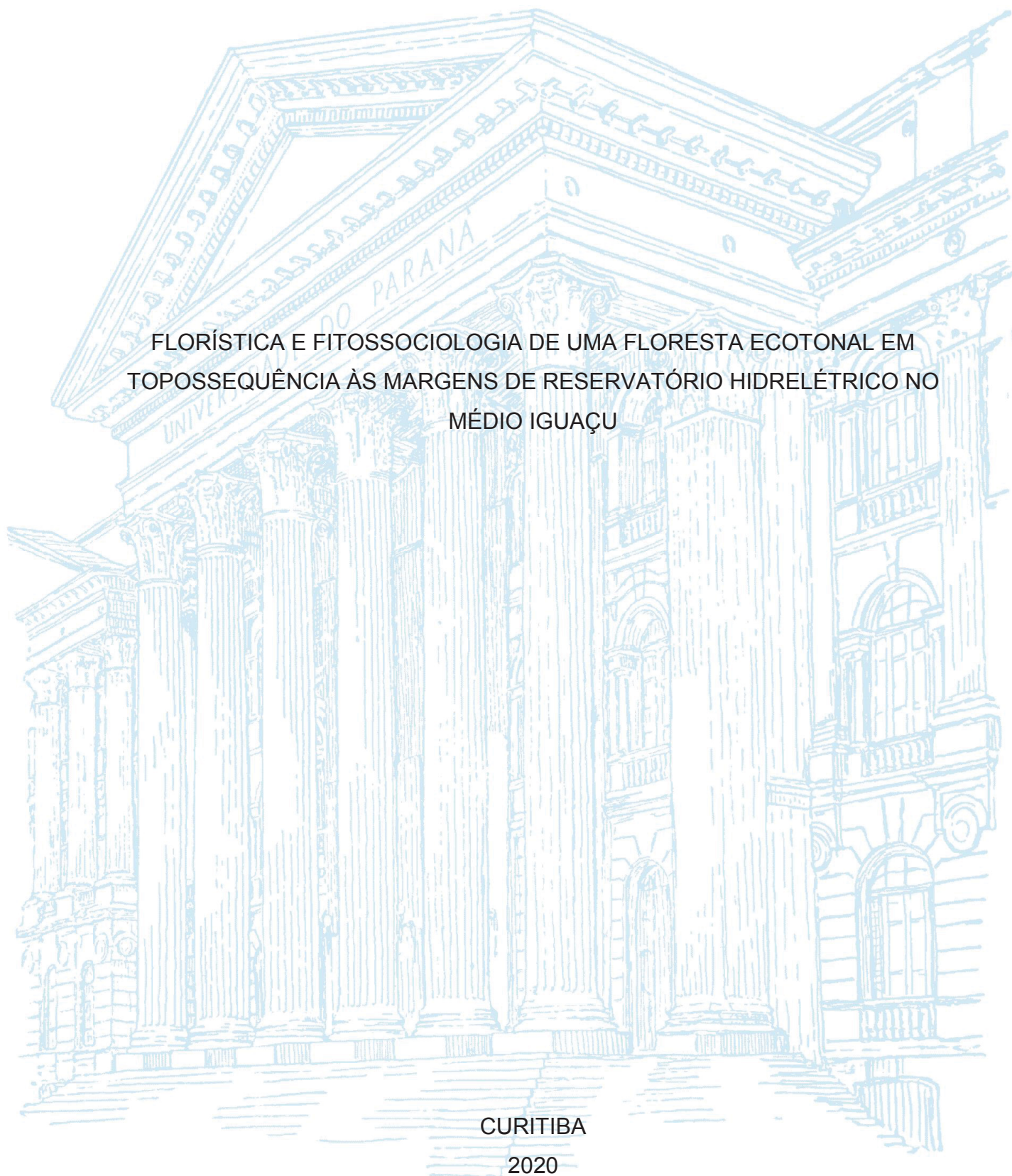
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MAURÍCIO SHOJI SEKI

FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA DE UMA FLORESTA ECOTONAL EM
TOPOSSEQUÊNCIA ÀS MARGENS DE RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO NO
MÉDIO IGUAÇU

CURITIBA

2020



MAURÍCIO SHOJI SEKI

FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA DE UMA FLORESTA ECOTONAL EM
TOPOSSEQUÊNCIA ÀS MARGENS DE RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO NO
MÉDIO IGUAÇU

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

Orientador: Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Coorientadores: Prof. Dr. Román Carlos Ríos e Dr. Murilo Lacerda Barddal

CURITIBA

2020

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

Seki, Maurício Shoji

Florística e fitossociologia de uma floresta ecotonal em topossequência às margens de reservatório hidrelétrico no médio Iguaçu / Maurício Shoji Seki. - Curitiba, 2020.

94 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Coorientadores: Prof. Dr. Román Carlos Ríos

Dr. Murilo Lacerda Barddal

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.

Defesa: Curitiba, 18/09/2020.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Comunidades vegetais - Iguaçu, Rio (PR). 2. Sucessão ecológica - Paraná. 3. Florestas - Paraná. 4. Mata Atlântica. 5. Ecologia florestal. 6. Teses. I. Blum, Christopher Thomas. II. Ríos, Román Carlos. III. Bardall, Murilo Lacerda. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.182(816.2)

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
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 Dissertação de Mestrado de **MAURÍCIO SHOJI SEKI** intitulada: **Florística e fitossociologia de uma floresta ecotonal em topossequência às margens de reservatório hidrelétrico no médio Iguaçu**, sob orientação do Prof. Dr. CHRISTOPHER THOMAS BLUM, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre 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, 18 de Setembro de 2020.

Assinatura Eletrônica

21/09/2020 11:55:28.0

CHRISTOPHER THOMAS BLUM

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

21/09/2020 12:06:04.0

PEDRO HIGUCHI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA)

Assinatura Eletrônica

21/09/2020 13:52:48.0

SANTIAGO JOSE ELIAS VELAZCO

Avaliador Externo (UNIVERSIDAD NACIONAL DE MISIONES)

Avenida Lothário Meissner, 632 - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 80210-170 - Tel: (41) 3360-4212 - E-mail: pgfloresta@gmail.com

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 53207

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 53207

À minha querida Baa, dedico.

AGRADECIMENTOS

À minha amada esposa, palavras não descreveriam tudo que já vivemos. Obrigado por estarmos juntos em mais uma jornada.

Ao meu filho que, a cada dia, me ensina um pouco mais sobre a vida.

Ao meu amigo Ju, sempre pronto a me ajudar e que também me ensina sobre a vida.

Aos meus pais e à minha família, com os quais gostaria de passar mais tempo.

A todos meus amigos de “hoje” e de “ontem”, sempre construindo boas lembranças.

Ao comitê de orientação pela parceria, ensinamentos, participação e comprometimento neste trabalho.

Aos parceiros Renann, Edilaine e equipe de Foz do Areia que estiveram em campo, subindo e descendo as encostas do rio Iguaçu.

Ao geólogo Renato e engenheiro agrônomo Ederlan pela ajuda com as análises de solo.

À banca examinadora que contribuiu muito com os questionamentos e recomendações.

Ao corpo docente do PPGEF. A profissão de professor merece o devido respeito.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal do Paraná, por possibilitar o curso e pelo auxílio neste trabalho.

Ao *R Core Team* e desenvolvedores dos pacotes aqui utilizados.

Aos responsáveis pelo programa FITOPAC.

À Agência CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

À unidade de pesquisa e desenvolvimento da COPEL GeT pelo apoio técnico e logístico.

À ANEEL que possibilitou o apoio financeiro através de seu programa de desenvolvimento científico.

Faça coisas grandes.
(NOBORU SEKI, 2018)

RESUMO

O presente estudo faz parte do projeto PD-06491-0405/2015 executado pela unidade de pesquisa e desenvolvimento da COPEL GeT em parceria com a UFPR e o Simepar, com o apoio da ANEEL, através de seu programa de desenvolvimento científico de aplicações de energia elétrica. O Brasil se destaca mundialmente pelo potencial de geração de energia hidrelétrica. Embora propiciem benefícios e sejam fundamentais, os projetos hidrelétricos causam transformações na paisagem e distúrbios aos ecossistemas. Também em nível mundial, o Brasil tem destaque pelas suas florestas, reconhecidas pela elevada biodiversidade. A floresta atlântica é frequentemente destacada pelo endemismo, mas também pela sua devastação. Perante tais fatos, fica evidente a importância de estudos sobre a relação dos empreendimentos hidrelétricos com os remanescentes florestais do bioma, não se restringindo aos impactos ambientais, mas sim buscando subsídios para uma coexistência sustentável. O objetivo desta pesquisa foi caracterizar a florística e fitossociologia de um remanescente de Mata Atlântica com 38 anos de sucessão secundária em topossequência marginal a reservatório hidrelétrico, assim como investigar as variáveis ambientais e sua influência na vegetação. A área de estudo localiza-se no município de Bituruna/PR, nas proximidades da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto. A barragem foi construída no médio rio Iguaçu, Terceiro Planalto Paranaense, em região caracterizada pela situação ecotonal entre as Florestas Ombrófila Mista e Estacional Semidecidual. Foram instaladas 60 parcelas de 200 m² para o estrato arbóreo, DAP ≥ 10 cm, e 60 subparcelas de 10 m² para o sub-bosque, 10 cm > DAP ≥ 1 cm, distribuídas em três setores da encosta (terços inferior, médio e superior). Nas unidades amostrais foram coletados dados de caracterização pedológica, topográfica e amostras compostas de solo para análises física e química. Por meio de abordagens estatísticas foram analisadas as variáveis ambientais e a composição florístico-fitossociológica de cada setor da encosta, assim como suas correlações. Com relação às sinúsias estudadas, o estrato arbóreo apresentou densidade de 1.035 indivíduos/ha, área basal de 38,98 m²/ha, 108 espécies nativas e diversidade H' exponencial de 55,1. No sub-bosque foi registrada densidade de 11.000 indivíduos/ha, área basal de 8,65 m²/ha, 96 espécies nativas e diversidade H' exponencial de 39,3. O grupo ecológico das não pioneiras se destacou e as espécies típicas de Floresta Estacional Semidecidual foram discretamente mais representativas do que as de Floresta Ombrófila Mista. Atestou-se a dissimilaridade na composição florística entre o estrato arbóreo e o sub-bosque. A floresta mostrou bom estado de conservação e características de estágio sucessional intermediário a avançado. A proporção de espécies típicas de cada tipo florestal correspondeu ao esperado para as condições altitudinais e topográficas do ecótono. Com relação à setorização da encosta, o terço inferior se mostrou diferenciado ambiental e floristicamente dos demais e os principais fatores foram a declividade, cota altimétrica e concentração de matéria orgânica. A composição florístico-estrutural do referido setor também se mostrou diferenciada, sendo que no estrato arbóreo foi detectada influência da declividade, enquanto o sub-bosque teve influência da cota. Ambas sinúsias foram influenciadas por propriedades edáficas relacionadas à concentração de matéria orgânica.

Palavras-chave: Estrato arbóreo. Sub-bosque. Solo. Relevo. Mata Atlântica.

ABSTRACT

This study is part of the project PD-06491-0405/2015 carried out by the research and development unit of the COPEL GeT in partnership with the UFPR and Simepar, sponsored by the ANEEL, through its program of scientific development of electrical energy applications. Brazil stands out worldwide by the potential of hydroelectric power generation. Although hydroelectric projects provide benefits and are fundamental, they cause changes in the landscape and disturbances to ecosystems. Also at a global level, Brazil stands out by its forests, recognized for their high biodiversity. The Atlantic Forest is often highlighted by the endemism, but also by the devastation. Considering these facts, the importance of studies regarding the relationship of hydroelectric projects with the forest remnants is evident, not being restricted to the environmental impacts, but rather seeking subsidies for sustainable coexistence. The aim of this research was to characterize the floristics and phytosociology of a *Mata Atlântica* remnant with 38 years of secondary succession in topographic sequence contiguous to a hydroelectric reservoir, as well as to investigate the environmental variables and their influence on vegetation. The study area is located in *Bituruna/PR*, near the *Governador Bento Munhoz da Rocha Netto* Hydroelectric Plant. The dam was built in the region of the middle *Iguaçu* River, *Terceiro Planalto Paranaense*, in a region characterized by the ecotonal situation between the *Araucária* rainforest and Semideciduous Seasonal Forest. There were installed 60 plots with 200 m² for the arboreal stratum, DAP ≥ 10 cm, and 60 subplots with 10 m² for the understory stratum, 10 cm > DAP ≥ 1 cm, distributed in three hillside sectors (lower, middle and upper). In each plot, pedologic and topographic characterization was made and soil composite samples were collected for physical and chemical analysis. Through statistical approaches, the environmental variables and the phytosociological composition of each sector were analyzed, as well as their correlations. Regarding the studied communities, the arboreal stratum presented density of 1,035 individuals/ha, basal area of 38.98 m²/ha, 108 native species and H' exponential diversity of 55.1. In the understory stratum were registered density of 11,000 individuals/ha, basal area of 8.65 m²/ha, 96 native species and H' exponential diversity of 39.3. The non-pioneers ecological group stood out and the typical species of the Semideciduous Seasonal Forest were slightly more representative than typical species of the *Araucária* Rainforest. Floristic composition dissimilarity was detected between the arboreal and understory stratum. The forest showed good conservation status and intermediate to advanced successional stage characteristics. The typical species proportion of each forest type corresponded with the expected for altitudinal and topographic conditions of the ecotonous. Regarding the hillside sectorization, the lower sector showed up environmentally and floristically differences from the others and the main cause factors were the declivity, topographic level and organic matter concentration. The floristic and structural composition of lower sector also showed a difference, with the influence of the arboreal stratum, while the understory stratum was influenced by the topographic level. Both communities were influenced by soil properties related to the organic matter concentration.

Keywords: Arboreal stratum. Understory stratum. Soil. Relief. Atlantic Forest.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1	JUSTIFICATIVA.....	8
1.2	OBJETIVOS	9
2	METODOLOGIA GERAL	9
2.1	LOCALIZAÇÃO.....	10
2.2	CARACTERIZAÇÃO.....	12
3	CAPÍTULO I – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DE ECÓTONO ENTRE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	16
3.1	INTRODUÇÃO.....	16
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	17
3.2.1	Caracterização da área	17
3.2.2	Amostragem e análises	19
3.3	RESULTADO E DISCUSSÃO	21
3.3.1	Composição florística	22
3.3.2	Fitossociologia.....	28
3.3.3	Similaridade	39
3.4	CONCLUSÕES.....	41
4	CAPÍTULO II – INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ESTRUTURA DE FLORESTA EM TOPOSSEQUÊNCIA ADJACENTE A RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO EM BITURUNA, PR	42
4.1	INTRODUÇÃO.....	42
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.2.1	Caracterização da área	43
4.2.2	Amostragem e análises	46
4.2.3	Levantamento das variáveis ambientais.....	47
4.2.4	Levantamento fitossociológico.....	48
4.2.5	Análise dos dados	49
4.3	RESULTADO E DISCUSSÃO	50
4.3.1	Variáveis do ambiente	50
4.3.2	Caracterização fitossociológica	57
4.3.3	Relação do ambiente com a fitossociologia.....	70

4.4	CONCLUSÕES.....	72
5	CONCLUSÃO GERAL	74
	REFERÊNCIAS CITADAS	76
	APÊNDICE 1 – RELAÇÃO DAS EXSICATAS TOMBADAS.....	87
	APÊNDICE 2 – REGISTRO FOTOGRÁFICO	90

1 INTRODUÇÃO GERAL

A atual cobertura de florestas do Paraná foi estimada em aproximadamente 5,8 milhões de ha, inclusive aquelas nas fases iniciais da sucessão, o que equivale a 29% do estado (ITCG, 2014). O bioma predominante é a Mata Atlântica e as unidades fitogeográficas que se destacam são a Floresta Ombrófila Densa (FOD), a Floresta Ombrófila Mista (FOM) e a Floresta Estacional Semidecidual (FES) (RODERJAN *et al.*, 2002). Estas duas últimas formações correspondem respectivamente a 47 e 45% das áreas classificadas como floresta (SFB, 2018), assumindo destaque no território paranaense (CARMO; ASSIS, 2012).

A FOM, ou Floresta com Araucária, é classificada como um ecossistema florestal subtropical que ocorre nos três Planaltos Paranaenses, principalmente no centro-sul do estado, em altitudes geralmente de 800 a 1000 m sobre o nível do mar (s.n.m.) e sob temperaturas relativamente baixas (SCHEER; BLUM, 2011). No Paraná foram descritas as ocorrências das subformações Aluvial e Montana (RODERJAN *et al.*, 2002).

A FES é caracterizada pela semidecidualidade dos estratos superiores na estação desfavorável e ocorre nas regiões norte e oeste do Paraná, de 200 a 800 m s.n.m., com florística diferenciada e mais empobrecida em relação às formações ombrófilas (RODERJAN *et al.*, 2002). No estado foram descritas as ocorrências das subformações Aluvial e Submontana, sobretudo no Terceiro Planalto Paranaense (SCHEER; BLUM, 2011).

A FES também se pronuncia na subformação montana geralmente em regiões de contato com a FOM, configurando ecótonos onde há mistura de espécies típicas das unidades fitogeográficas (RODERJAN *et al.*, 2002). Nesses sistemas de transição, ou zona de tensão ecológica (IBGE, 2012), existe uma gradação da composição florística e estrutural da floresta, supostamente condicionada pela latitude e altitude, ou seja, influenciada pelo clima (FUPEF, 2001). Nos sistemas de transição entre fitofisionomias semelhantes, como as florestas ombrófila e estacional, é muito difícil identificar o contato e praticamente impossível detectá-lo por métodos indiretos, pois os elementos característicos se misturam dispersamente e, em geral, formam conjuntos relativamente homogêneos (IBGE, 2012). No Paraná, o ecótono FOM-FES tende a elevadas riqueza e diversidade, por abrigarem espécies de unidades fitogeográficas distintas (CARMO; ASSIS, 2012; ADENESKY-

FILHO *et al.*, 2018). Assim como ocorreu com todas formações de Mata Atlântica no estado, as zonas ecotonais foram severamente afetadas pelas atividades antropogênicas, principalmente a expansão agrícola (VIANI *et al.*, 2011).

A área objeto desta pesquisa está localizada em ecótono FOM-FES no sudoeste paranaense, às margens de um segmento do rio Iguaçu represado para aproveitamento hidrelétrico. Nessa região do Paraná há concentração de Usinas Hidrelétricas (UHEs), das quais cinco se destacam por terem sido implantadas sequencialmente no referido curso d'água: Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Osório, Salto Santiago e Salto Caxias (CARRIJO, 2004). A implantação dessa sequência implica em transformações na paisagem, as quais devem ser monitoradas e estudadas (MERENDA, 2004).

Merece ressalva a dinâmica da paisagem na UHE de Foz do Areia, atualmente denominada Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM), que vem operando a quase 40 anos (COPEL, 2020). No balanço geral houve redução das manchas florestais com a implantação do empreendimento, mas, pontualmente, áreas de uso agropastoril se converteram em florestas posteriormente ao enchimento do reservatório; isso porque ocorreu sucessão secundária sobre terras com potencial produtivo limitado, como nas encostas íngremes e solos rochosos às margens do lago artificial (MARCON, 2019). Essa região caracteriza-se como zona de tensão ecológica de FOM e FES (RODERJAN *et al.*, 2002; IAP, 2006; LACTEC, 2009a, 2009b; VIANI *et al.*, 2011).

Em florestas secundárias junto ao vale do rio Iguaçu, no sudoeste do Paraná, a variação de temperatura em função da altitude é o fator preponderante na distribuição das espécies típicas de FOM e FES, em zona de tensão ecológica (VIANI *et al.*, 2011). Por outro lado, essa influência pode ser contrabalanceada por outros fatores do ambiente (BLUM, 2006). Características abióticas podem influenciar a composição florística em fragmentos do ecótono, tais como as propriedades do solo (CARMO; ASSIS, 2012) e o efeito de borda (MURCIA, 1995; FERREIRA *et al.*, 2012). Em se tratando de formações florestais adjacentes a reservatórios de UHEs, pesquisas vêm sendo realizadas para avaliar a relação das variáveis ambientais com a estrutura florístico-fitosociológica (CARVALHO *et al.*, 2000; GUSSON *et al.*, 2012; RORATO, 2012; LOPES *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2018).

Sucessão ecológica das florestas

A sucessão ecológica das florestas é o processo natural que ocorre em ambientes expostos, onde cada vez mais espécies se estabelecem e substituem umas às outras, inicialmente de forma intensa e depois diminuindo gradativamente, até uma taxa muito baixa de substituição (MATTHES; MARTINS, 1996). A trajetória sucessional implica em complexas modificações no ambiente (MIRANDA, 2009) e culmina nas comunidades clímax, que se auto perpetuam e podem manter a composição por bastante tempo (SCHORN, 2005). Esse conceito infere sobre três principais teorias (MATTHES; MARTINS, 1996): (i) o monoclímax considera uma condição climática estável para cada região, determinada pelo clima (CLEMENTS, 1916); (ii) o policlímax considera diferentes condições climáticas regionais, determinadas pela combinação de fatores climático, topográfico, edáfico, etc. (TANSLEY, 1935); (iii) o clímax-padrão considera a dinâmica de uma condição climática regional, determinada pelo conjunto de fatores bióticos e abióticos (WHITTAKER, 1953).

O clímax-padrão foi a teoria mais aceita (MATTHES; MARTINS, 1996) e é aquela que melhor retrata o suposto final de uma trajetória sucessional, pois reconhece a existência de um padrão regional aberto de comunidades climáticas, condicionado ao ambiente total dos ecossistemas (RICKLEFS, 1996). O estado clímax consiste em produto “multicondicionado” das trajetórias sucessionais, sendo o resultado do ajustamento dos constituintes ambientais ao longo do tempo (DAUBENMIRE, 1968). Na realidade a sucessão ecológica não termina, mas assume velocidade tão lenta que se torna praticamente imperceptível (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Denomina-se sucessão primária o processo de formação de uma comunidade vegetal sobre um substrato não ocupado anteriormente (SCHORN, 2005). Quando o processo de formação ocorre após a destruição ou alteração de uma comunidade preexistente, é denominado sucessão secundária (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Trata-se do mecanismo de auto renovação das florestas secundárias, caracterizado por substituições ecológicas que sucedem perturbações naturais ou antrópicas (GOMEZ-POMPA, A WIECHERS, 1976).

A composição e estrutura arbórea das florestas secundárias dependem de fatores como histórico de uso da terra, clima, efeito de borda, distância de fontes de

biodiversidade e eventos estocásticos (HALPERN, 1989). A regeneração florestal faz parte da sucessão secundária e segue uma progressão de estágios, durante os quais ocorre aumento gradual na riqueza florística e na complexidade estrutural (CHAZDON, 2012). As mudanças estruturais mais relevantes são os incrementos de área basal, biomassa aérea, altura do dossel e densidade de árvores (CHAZDON, 2008). No aspecto florístico, a comunidade se modifica conforme as taxas interespecíficas de recrutamento e mortalidade (CHAZDON, 2016), seguindo a dinâmica das categorias sucessionais das espécies (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995).

As florestas secundárias se desenvolvem por estágios de sucessão, entre os quais as espécies arbóreas apresentam comportamento diferencial de ocupação e, por isso, são classificadas em categorias sucessionais (WHITMORE, 1975) ou grupos ecológicos (SECCO, 2017). Estes se substituem gradativamente e ocasionam modificações florístico-fitossociológicas (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995).

Cada estágio da sucessão fomenta o próximo, propiciando condições para que os grupos ecológicos se sucedam (MIRANDA, 2009). Uma floresta madura requer pelo menos 200 anos de desenvolvimento e é caracterizada pela máxima diversificação de árvores e epífitas, além da mortalidade dos últimos indivíduos de espécies pioneiras do dossel (TABELA 1) (CHAZDON, 2012).

TABELA 1 – PROCESSOS DA DINÂMICA DE VEGETAÇÃO FLORESTAL, ASSOCIADOS A ESTÁGIOS DE SUCESSÃO SECUNDÁRIA E TEMPO DECORRIDO DO DISTÚRBO.

Tempo decorrido desde o distúrbio/Estágio sucessional			
0-15 anos	15-50 anos	30-200 anos	>200 anos
Início do povoamento	Exclusão de espécies intolerantes à sombra	Reinício do sub-bosque	Floresta madura
Germinação de sementes em banco de sementes do solo; Rebrotamento de árvores remanescentes; Colonização de árvores pioneiras longevas e de vida curta; Crescimento rápido em altura e diâmetro de espécies lenhosas; Alta mortalidade de espécies herbáceas; Altas taxas de predação de sementes; Estabelecimento de mudas de espécies umbrófilas	Fechamento do dossel; Alta mortalidade de lianas e arbustos; Recrutamento de mudas, plântulas e árvores umbrófilas; Supressão do crescimento de espécies intolerantes à sombra no sub-bosque e no subdossel; Alta mortalidade de árvores pioneiras de vida curta; Dominância de árvores pioneiras longevas; Desenvolvimento do dossel e de estratos de árvores do sub-bosque; Estabelecimento de mudas de espécies umbrófilas	Mortalidade das espécies de dossel; Formação de pequenas clareiras no dossel; Recrutamento no dossel e maturidade reprodutiva de espécies colonizadoras precoces; Aumento da heterogeneidade em disponibilidade de luz no sub-bosque; Fixação de mudas e plântulas de espécies umbrófilas; Recrutamento de árvores de espécies umbrófilas de estabelecimento precoce	Mortalidade da <i>coorte</i> pioneira no dossel; Variação no tamanho das clareiras no dossel; Recrutamento de espécies de dossel e emergentes umbrófilas e que necessitam de clareiras; Heterogeneidade espacial em biomassa e microtopografia; Acúmulo de detritos lenhosos; Diversificação máxima de árvores e epífitas

FONTE: Chazdon (2012, p. 200).

As trajetórias sucessionais são longas e dividi-las em estágios é uma abordagem prática, que permite estudos comparativos e exame das transições florístico-fitossociológicas (CHAZDON, 2008). A regeneração florestal precisa de 100 a 300 anos para atingir a proporção de espécies não pioneiras encontrada em florestas maduras (90%) (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Em paisagens que sofrem distúrbios humanos extensos e intensos, a sucessão secundária pode ser mais lenta ou até interrompida, pois as funções ecossistêmicas têm seus potenciais reduzidos (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017).

Categorias sucessionais das espécies

A classificação das espécies nos grupos ecológicos envolvia critérios arbitrários e práticos (WHITMORE, 1975), que eram fortemente influenciados por experiência pessoal e tradições filosófico-culturais dos proponentes (MATTHES; MARTINS, 1996). As dificuldades também estavam na ausência de uma metodologia mais eficiente para definir e separar as categorias sucessionais (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995).

A classificação ecológica proposta por Secco (2017) adaptou metodologias de outros pesquisadores, priorizando critérios menos subjetivos e com maior facilidade de obtenção de informações: tolerância à sombra, velocidade de crescimento, longevidade e síndrome de dispersão das sementes. A referida autora definiu os seguintes grupos ecológicos: (i) “pioneiras efêmeras” – intolerantes à sombra, crescimento rápido e vida curta, dispersão anemocórica ou zoocórica e que vivem até 40 anos; (ii) “pioneiras duráveis” – intolerantes à sombra, crescimento rápido e vida curta, dispersão anemocórica ou zoocórica e que vivem mais que 40 anos; (iii) “não pioneiras” – tolerantes à sombra, algumas somente na fase juvenil, crescimento lento, vida longa, dispersão variada; (iv) “facultativas” – apresentam tolerância à sombra, porém podem ser encontradas em locais abertos, velocidade de crescimento variável, tempo de vida médio e dispersão variada.

A regeneração natural envolve a substituição gradual das espécies pioneiras pelas não pioneiras, o que interfere na relação de ingressos e mortes da comunidade arbustivo-arbórea (CHAZDON, 2012). Conseqüentemente, ocorrem mudanças na composição de riqueza e abundância, que suscitam transições de dominância na estrutura da floresta (CHAZDON, 2008). O processo de ingresso e morte diminui gradualmente, ao passo do avanço na trajetória sucessional (SCHORN, 2005). A sucessão florestal tende a ficar mais lenta, conforme vai se aproximando do estado clímax (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Em floresta próxima à condição climática, a maioria das árvores deve apresentar populações regenerantes para haver perpetuação normal (SCHORN, 2005). As espécies de maior longevidade, supostamente dominantes em estado clímax, tendem a adotar o banco de plântulas como estratégia de regeneração (SECCO, 2017).

Antes da aproximação ao clímax, as mudanças na estrutura e composição são inerentes à trajetória sucessional, de modo tal que as comunidades arbóreas regenerante e adulta podem apresentar baixa similaridade florística (RODRIGUES; MAGALHÃES, 2011). Isso é mais intenso nos estágios inicial a intermediário da sucessão, nos quais a dinâmica dos grupos ecológicos implica em maiores taxas de substituição e mortalidade de espécies intolerantes à sombra (SCHORN, 2005; SCHORN; GALVÃO, 2006).

Influências do relevo e solo

Os processos sucessionais são essencialmente geográficos e apresentam complexas relações entre os ambientes físico e biótico (MIRANDA, 2009). As variações topográficas e edáficas exercem importante papel na espacialização da vegetação (BLUM, 2006). Dentro de *habitats* amplamente definidos, como florestas, as populações de plantas se distribuem segundo os gradientes de condições físicas, de forma contínua e sem distinções bruscas (RICKLEFS, 1996).

A heterogeneidade de comunidades arbóreas em função da topografia vem sendo relatada frequentemente, em geral associada a variações nas propriedades físico-químicas do solo (MÉLO; BUDKE; HENKE-OLIVEIRA, 2013; VELAZCO *et al.*, 2015; MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016). Em encostas marginais a reservatórios hidrelétricos, os atributos topográficos representam uma importante fonte de variação do componente arbóreo de florestas, influenciando a distribuição de espécies e os padrões de diversidade (CARVALHO *et al.*, 2000; GUSSON *et al.*, 2012; RORATO, 2012; VALE *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2018). Das variáveis topográficas, a declividade tem demonstrado influência direta sobre a vegetação (BOTREL *et al.*, 2002; ESPÍRITO-SANTO *et al.*, 2002; CARVALHO *et al.*, 2005; MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016).

Nas encostas, o gradiente de declividade ocasiona diferenciação na composição e fisionomia das florestas, geralmente representada por três setores de agrupamentos florísticos: (i) o terço inferior – caracterizado por relevo relativamente plano, maior profundidade dos solos e vegetação bem desenvolvida e uniforme; (ii) terço médio – caracterizado por relevo acidentado, solos variando de pouco profundos a rasos e vegetação com dossel descontínuo e heterogêneo; (iii) terço superior – caracterizado por relevo acidentado, solos predominantemente rasos e vegetação mais aberta e menos desenvolvida (VELOSO; KLEIN, 1959; KLEIN, 1980, 1984). Ao longo desses ambientes, algumas espécies podem apresentar diferentes abundâncias e frequências no estrato adulto (SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013) e na regeneração (NARVAES *et al.*, 2014).

Os solos também são influenciados pela topografia e isso é bem conhecido na literatura (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013), sobretudo em topossequências de encostas (WRIGHT, 2002). Nestas a declividade e elevação do terreno (cota altimétrica), bem como o material de origem, podem ser determinantes

para a ocorrência de alguns tipos de solo, por exemplo os Neossolos litólicos e Cambissolos (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013).

Existe uma interação solo-planta-solo denominada ciclo biogeoquímico (SWITZER; NELSON, 1972). As propriedades edáficas influenciam fortemente a distribuição das espécies (CARMO; ASSIS, 2012), principalmente aquelas relacionadas à condição de fertilidade e ao regime hídrico (ROSSI *et al.*, 2005; GODINHO *et al.*, 2013; MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016). Através da renovação e exsudação de raízes, deposição de serapilheira e lixiviação de copas (GODINHO *et al.*, 2013), a regeneração florestal estabelece rapidamente a ciclagem de nutrientes e as funções hidrológicas dos solos (CHAZDON, 2016), contribuindo na manutenção dos atributos edáficos (WERNER, 1984).

1.1 JUSTIFICATIVA

A importância e devastação da Mata Atlântica são assuntos amplamente abordados na literatura. A história do Brasil tem nesse bioma o principal cenário do desenvolvimento e estudos recentes demonstraram que é possível reduzir a taxa de desmatamento (BARBOSA; SCABBIA, 2018). Nas últimas décadas, as pesquisas científicas vêm focando aspectos ecológicos e ambientais da restauração (OLIVEIRA; ENGEL, 2017). Torna-se fundamental, nesse sentido, estudar a sucessão florestal secundária e sua relação com as variáveis ambientais, levando em conta as particularidades de cada unidade fitogeográfica.

Tratando-se das duas unidades fitogeográficas mais representativas no Paraná, a FOM e a FES pertencem ao bioma Mata Atlântica e estão severamente ameaçadas pela pressão antropogênica (VIANI *et al.*, 2011). Também sob ameaça, as áreas de transição entre tais formações têm sido descaracterizadas pelas transformações na paisagem, em especial no sudoeste paranaense (LACTEC, 2009a, 2009b). Nessa região do estado, o ecótono representa especial interesse para pesquisas direcionadas à conservação da flora (IAP, 2006), inclusive naquilo que remete a medidas compensatórias de empreendimentos. Nesse contexto, estratégias de restauração florestal podem ser norteadas com informações de ecossistemas de referência (OLIVEIRA; ENGEL, 2017).

O conhecimento da biodiversidade da Mata Atlântica ainda é fragmentado (BARBOSA; SCABBIA, 2018), o que justifica os levantamentos da sua flora.

Salienta-se a importância dos estudos realizados em zonas ecotonais (GROSS *et al.*, 2014), cujas informações contribuem na conservação e restauração de ecossistemas similares.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa foi caracterizar a estrutura e composição florística da comunidade florestal adjacente a reservatório hidrelétrico, em ecótono entre FOM e FES, e investigar a relação com variáveis ambientais na topossequência.

Os objetivos específicos foram:

- Verificar se a comunidade arbórea apresenta características de estágio sucessional avançado, haja vista os 38 anos de sucessão secundária do fragmento florestal;
- Avaliar a similaridade florística do estrato arbóreo com o sub-bosque, considerando o tempo de sucessão secundária;
- Confirmar a suposta predominância de espécies típicas da FES, tendo em vista a posição topográfica e altitudinal da área de estudo;
- Verificar a existência de variações significativas nos atributos ambientais ao longo do trecho de encosta, mesmo numa topossequência relativamente curta;
- Avaliar a influência das variações de solo e topografia sobre a fitossociologia do estrato arbóreo e do sub-bosque.

2 METODOLOGIA GERAL

Esta dissertação foi estruturada em dois capítulos, cada qual redigido na forma de artigo científico independente e cujos títulos e escopos foram:

- O capítulo 1, intitulado “Composição florística e fitossociológica de ecótono entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual”, caracterizou um remanescente florestal com 38 anos de sucessão secundária, adjacente a reservatório hidrelétrico, focando aspectos do desenvolvimento sucessional, da mistura de

espécies das distintas fitofisionomias e a similaridade do estrato arbóreo com o sub-bosque.

- O capítulo 2, intitulado “Influência de variáveis ambientais sobre a estrutura de floresta em topossequência adjacente a reservatório hidrelétrico em Bituruna, PR”, trata do mesmo remanescente florestal e aborda as variações florístico-estruturais na setorização da encosta, bem como a correlação com fatores abióticos.

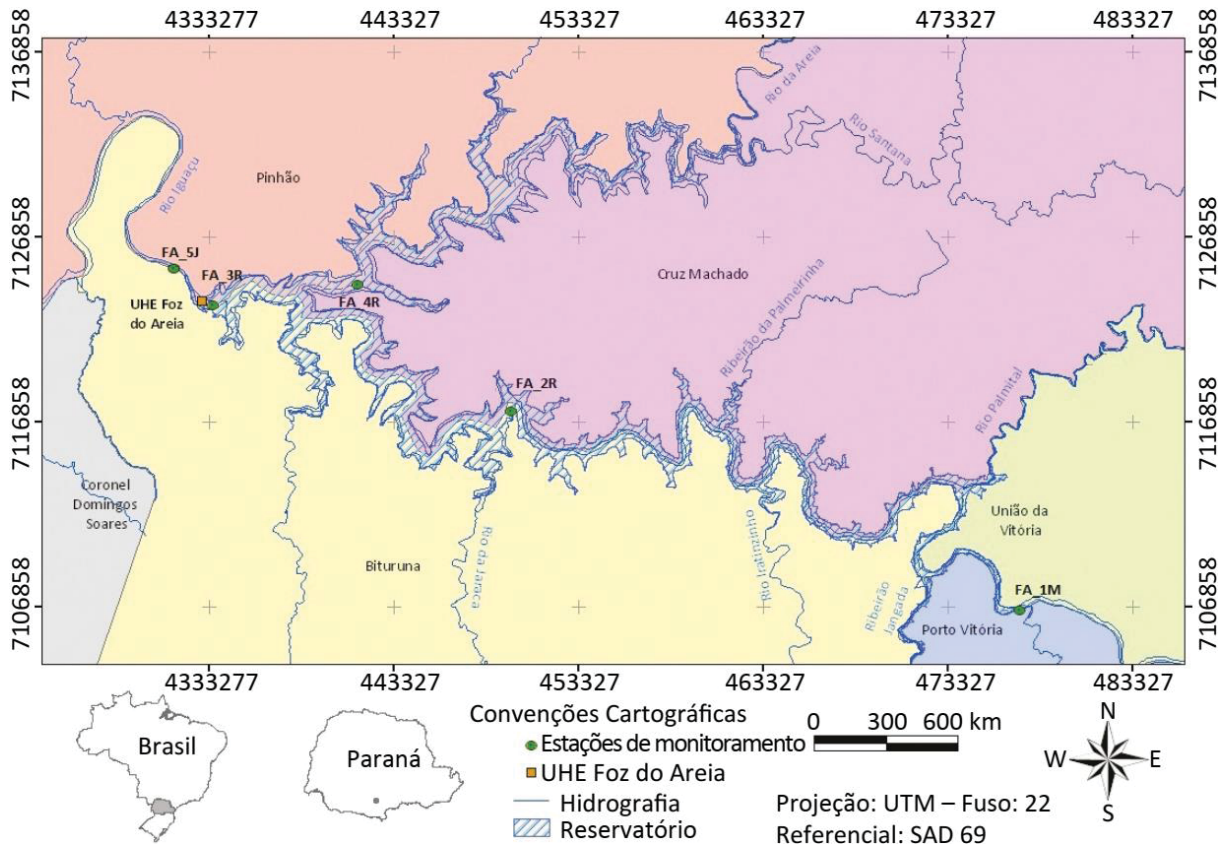
Antecedendo os capítulos, as informações introdutórias gerais visam a contextualização do leitor acerca dos assuntos e da área de estudo. Ao final desta dissertação apresentam-se as referências de todo conjunto da pesquisa.

No apêndice 1 encontra-se a relação das exsicatas tombadas concernentes a esta pesquisa. No apêndice 2 é apresentado registro fotográfico das atividades de campo.

2.1 LOCALIZAÇÃO

A área de estudo localiza-se na abrangência da UHE GBM, também conhecida como Foz do Areia, em um remanescente florestal adjacente ao reservatório no rio Iguaçu, cerca de 2 km à montante da barragem. O reservatório da UHE GBM estabeleceu-se no terço médio do rio Iguaçu, junto aos limites de cinco municípios da região sudoeste do Paraná: Pinhão, Bituruna, Cruz Machado, União da Vitória e Porto Vitória (FIGURA 1) (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015). A construção da barragem foi concluída em 1979 e o lago formou-se em 1980, dando início à produção hidrelétrica (COPEL, 2020).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO GERAL DO RESERVATÓRIO DA UHE GBM (FOZ DO AREIA), ABRANGENDO OS LIMITES DE CINCO MUNICÍPIOS.



FONTE: Arruda, Rizzi e Miranda (2015, p. 28).

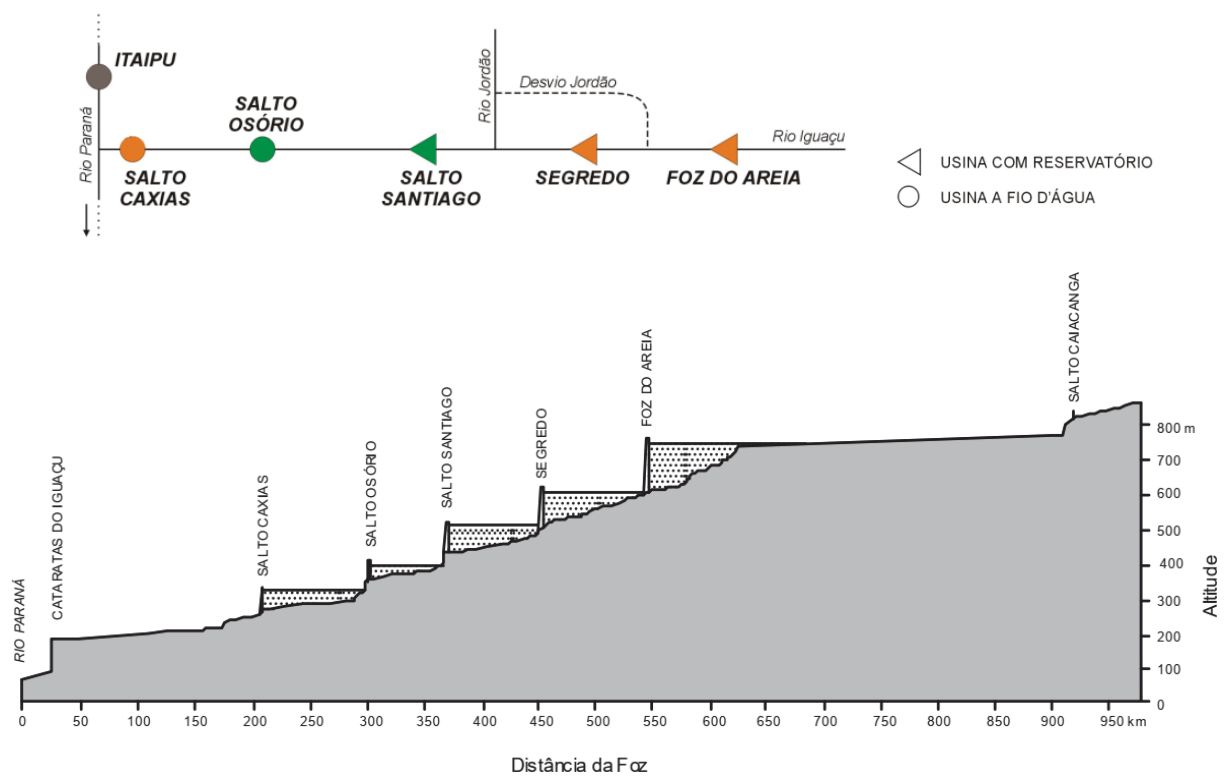
Conforme Pereira, Veiga e Dziedzic (2013), a barragem da UHE GBM está situada na divisa municipal de Pinhão e Bituruna, cerca de 5 km à jusante da foz do rio Areia e distante 240 km (linha reta) da capital estadual Curitiba/PR. De acordo com os referidos pesquisadores, no segmento represado o rio Iguaçu afigurava calha encaixada em vale relativamente estreito e profundo, com taludes íngremes nas margens. O terreno natural no local do barramento está a 600 m s.n.m. e a bacia de drenagem possui 29.900 km² (KAN; DIAS, 1999), sendo que a superfície do lago pode atingir 153 km² sob a cota limite de 744 m s.n.m. (MINE; TUCCI, 2002). O volume total acumulado é de praticamente 6 bilhões de m³ e as profundidades máxima e média são de 160 m e 40 m, respectivamente (COPEL, 2010, *apud* PEREIRA; VEIGA; DZIEDZIC, 2013, p. 44).

A UHE GBM é a maior do gênero sob concessão da Companhia Paranaense de Energia (COPEL), possuindo uma potência de 1.676 MW e barragem com 160 m de altura e 828 m de comprimento, construída em enrocamento compactado com

face de concreto (COPEL, 2020). A unidade geradora abastece o sistema interligado das regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil (MINE; TUCCI, 2002).

O Iguaçu é um afluente do rio Paraná e a UHE GBM dista em torno de 296 km (linha reta) da foz. Nesse trecho existe uma cascata de outras quatro usinas (FIGURA 2), o que evidencia a importância de estudos de impactos na bacia hidrográfica.

FIGURA 2 – SEQUÊNCIA DE CINCO USINAS COM BARRAGENS IMPLANTADAS NO RIO IGUAÇU, NO TERCEIRO PLANALTO PARANAENSE.



FONTE: Merenda (2004, p. 19-20).

2.2 CARACTERIZAÇÃO

A altitude da área estudada variou de 740 a 810 m s.n.m. O clima é Cfb subtropical úmido conforme classificação de Köppen, com verões amenos e invernos intensos, geadas frequentes, chuvas bem distribuídas sem estação seca definida, pluviosidade anual de 1.500 mm e temperaturas médias inferiores a 22 °C (ALVARES *et al.*, 2013).

A UHE GBM localiza-se na bacia hidrográfica do Paraná, numa região caracterizada pela sequência vulcano-sedimentar Mesozóica do grupo São Bento,

predominantemente composto por derrames basálticos da formação Serra Geral (IAP, 2006). De acordo com a descrição de LACTEC (2009a), a área de estudo está inserida na unidade fisiográfica do Terceiro Planalto Paranaense, na subunidade Planalto da Foz do Areia/Ribeirão Claro.

A região apresenta relevo variado (TABELA 2), sendo que as declividades acentuadas ocorrem com maior frequência junto às margens do reservatório da UHE (LACTEC, 2009a) ou, de maneira geral, ao longo do rio Iguaçu (IAP, 2006).

TABELA 2 – CLASSES DE DECLIVIDADE NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO DA UHE GBM, REGIÃO DO PLANALTO DE FOZ DO AREIA/RIBEIRÃO CLARO.

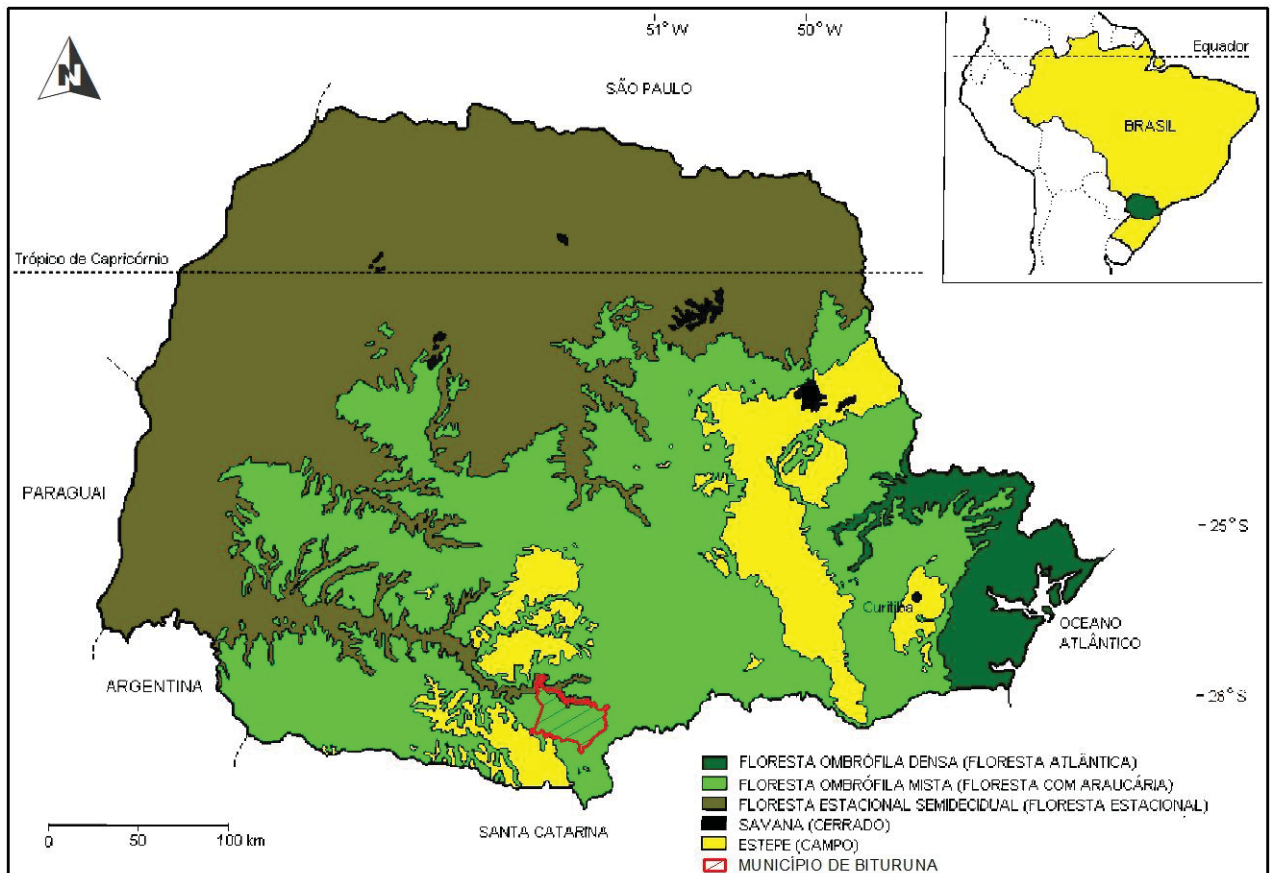
Declividade	Área abrangida (km ²)	% em relação ao total
0 a 10%	111,09	21,6
11 a 20%	93,15	18,2
21 a 45%	166,44	32,4
> 45%	142,58	27,8
TOTAL	513,27	100,0

FONTE: LACTEC (2009a, p. 48).

Devido ao relevo em geral declivoso, nas margens do rio Iguaçu os solos são pouco desenvolvidos e apresentam pedregosidade, fragilidade a processos erosivos, pouca profundidade e baixa permeabilidade; na região prevalecem as associações de Latossolos, Nitossolos, Cambissolos e Neossolos (IAP, 2006). Esta última tipologia ocorre predominantemente nas encostas marginais ao reservatório; o clima regional (Cfb) confere ao solo uma aparência amarelada ou brunada, maior teor de matéria orgânica e menor fertilidade natural (LACTEC, 2009a).

De acordo com as unidade fitogeográficas do Paraná, a UHE GBM está inserida em região caracterizada pela transição entre FOM e FES, do bioma Mata Atlântica (FIGURA 3).

FIGURA 3 – AS UNIDADES FITOGEOGRÁFICAS PARANAENSES E OS LIMITES DO MUNICÍPIO DE BITURUNA.



FONTE: Roderjan *et al.* (2002, p. 2).

No território paranaense, a oeste da Serra do Mar e ocupando as porções planálticas, em média de 800 a 1.200 m s.n.m., verifica-se a ocorrência natural da FOM, com chuvas bem distribuídas e não influenciada diretamente pelo oceano; a FOM sofre influência determinante de temperaturas baixas e frequência regular de geadas no inverno (RODERJAN *et al.*, 2002). Essa tipologia vegetal ocorre junto ao topo das encostas marginais ao reservatório e nas áreas de planalto contíguas (LACTEC, 2009a).

No centro-oeste do estado, a FES ocorre naturalmente nos grandes vales dos cursos d'água pertencentes à bacia do rio Paraná, nas cotas abaixo de 800 m s.n.m.; nesses ambientes a vegetação fica condicionada à influência das menores altitudes, que ocasionam maiores temperaturas (RODERJAN *et al.*, 2002). Essa tipologia vegetal figura as porções mais baixas do vale do Iguazu, embora boa parte tenha sido suprimida pelo enchimento do reservatório da UHE GBM (LACTEC, 2009a).

Quando o rio Iguaçu adentra o Terceiro Planalto Paranaense, a FOM passa a ser influenciada pela FES, visto que os grandes vales propiciaram condições de temperatura favoráveis à migração de espécies vegetais advindas da região oeste do estado (BONNET, 2006). A faixa de transição entre as formações florestais é estreita devido ao gradiente altitudinal das encostas marginais (IAP, 2006), traduzido em elevada declividade.

Ressalta-se que a ocorrência da FES nas margens do reservatório da UHE GBM não está associada à estacionalidade climática típica das regiões norte e oeste do Paraná, marcadas por períodos sazonais de déficit hídrico.

3 CAPÍTULO I – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DE ECÓTONO ENTRE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

3.1 INTRODUÇÃO

As áreas originalmente ocupadas pela Mata Atlântica foram severamente reduzidas, colocando em risco a elevada riqueza, altos níveis de endemismo e espécies raras abrigadas pelas formações primárias (LIMA, 2016). No Paraná, o bioma abrange três unidades fitogeográficas florestais, reconhecidas pela grande biodiversidade: Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) (RODERJAN *et al.*, 2002).

Entre as unidades fitogeográficas, é comum haver comunidades indiferenciadas onde as floras entram em contato e constituem regiões de transição florística (IBGE, 2012). Também chamados de ecótonos ou zonas de tensão ecológica, esses sistemas assumem especial valor para a conservação, pois compartilham espécies vegetais de diferentes tipologias vegetacionais e abrigam elevada riqueza (ADENESKY-FILHO *et al.*, 2018).

No território paranaense, a FES e a FOM constituem ecótonos cuja gradação da composição e estrutura florística é condicionada por fatores físicos relacionados principalmente à topografia e clima (VIANI *et al.*, 2011). Os ecótonos de florestas atlânticas estão respondendo ao aquecimento global, visto que espécies arbóreas tropicais têm migrado para regiões mais altas e frias (BERGAMIN, 2017), como as de FOM. Da mesma forma que quase todas florestas do estado, essas zonas de tensão ecológica foram afetadas pela ação antropogênica (VIANI *et al.*, 2011).

Diante desse cenário, as pesquisas acerca de restauração na Mata Atlântica têm focado a capacidade que as florestas possuem de se regenerar e perpetuar naturalmente (OLIVEIRA; ENGEL, 2017); em especial por meio da substituição gradual de espécies e por alterações na estrutura da comunidade, aspectos que caracterizam a sucessão secundária (CHAZDON, 2016). Esta pode levar de 100 a 300 anos para chegar ao nível de floresta madura (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

Posto isto, o objetivo desta pesquisa foi caracterizar a estrutura e composição florística de espécies lenhosas de um remanescente florestal com 38 anos de sucessão secundária, adjacente ao reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM) em zona de ecótono entre FOM e FES. As hipóteses norteadoras foram: (i) a comunidade apresenta características de estágio avançado, levando-se em conta seu tempo de desenvolvimento; (ii) em razão do processo sucessional de substituição de espécies, existe dissimilaridade florística entre o estrato arbóreo e o sub-bosque; (iii) o ecótono apresenta predominância de espécies da FES, tendo em vista sua situação topográfica e altitudinal.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da área

A área de estudo está localizada no Terceiro Planalto Paranaense, com predomínio da formação geológica Serra Geral, grupo São Bento (MINEROPAR, 2006), sendo comuns inclinações acima de 25° (45%) nas proximidades do rio Iguaçu (IPARDES, 1995). Predominam associações de Latossolos, Nitossolos e Cambissolos (MARCON, 2019), além de Neossolos litólicos (LACTEC, 2009a).

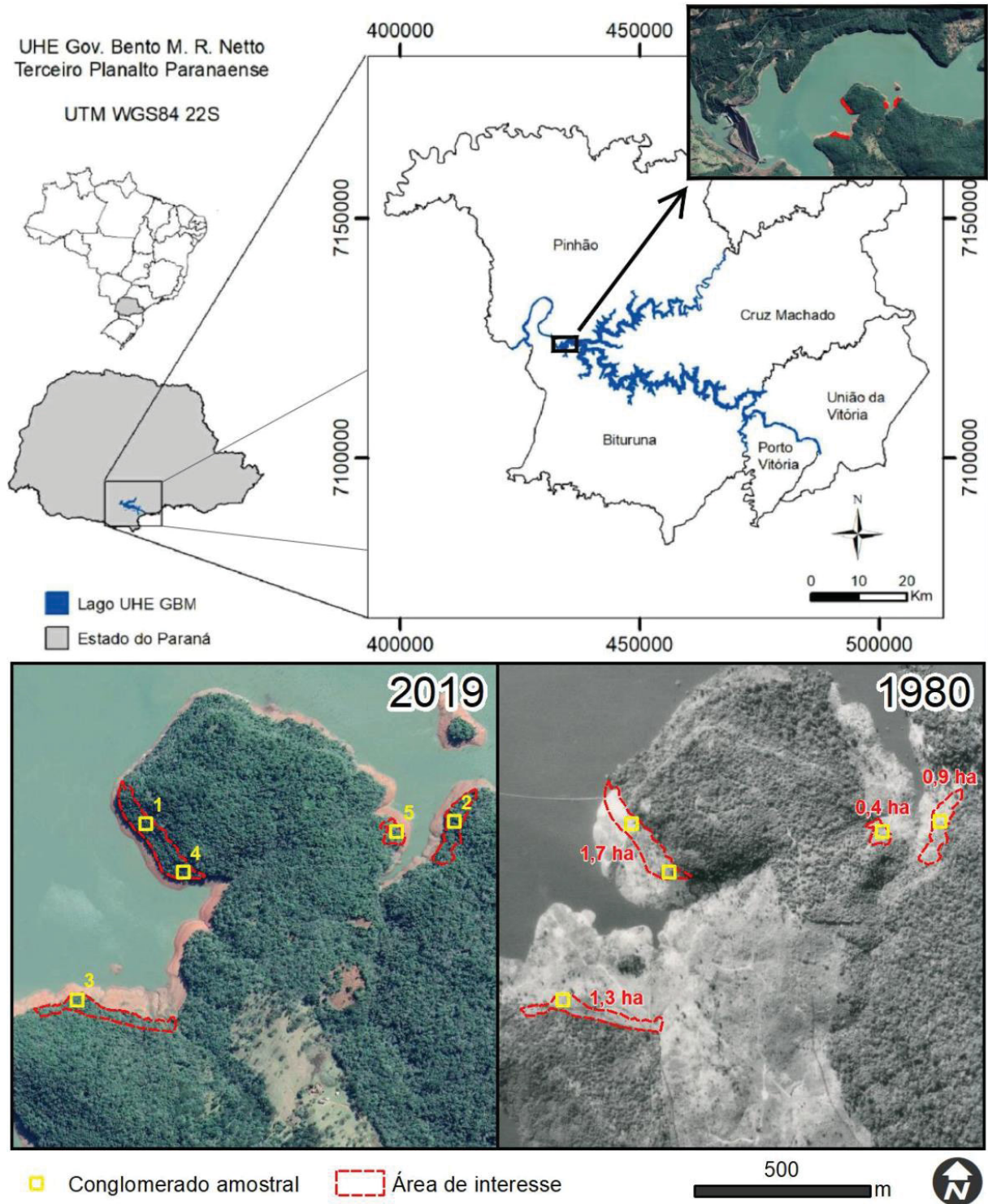
O clima é Cfb subtropical úmido conforme classificação de Köppen, com verões brandos e invernos intensos, geadas frequentes e sem estação seca definida (ALVARES *et al.*, 2013). A altitude da área estudada variou de 740 a 810 m sobre o nível do mar (s.n.m.).

A região abrange ecótono de FOM e FES montanas, respectivamente com ocorrências presumidas acima e abaixo dos 800 m s.n.m., havendo uma transição entre estas nos vales dos afluentes do rio Paraná, em função dos gradientes topográfico e de temperatura (RODERJAN *et al.*, 2002; IBGE, 2012).

As áreas de amostragem (FIGURA 4) situam-se cerca de dois quilômetros à montante da barragem da UHE GBM (26°00'18" S e 51°38'48" O – WGS-84), na margem esquerda do rio Iguaçu represado, município de Bituruna/PR. Os cinco locais selecionados possuem mesmas condições de relevo, idade das comunidades florestais e não sofreram grandes interferências antrópicas durante os 38 anos de

sucessão secundária (1980 a 2018). O levantamento de campo foi iniciado em 2018 e finalizado em 2019.

FIGURA 4 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE AMOSTRAGEM NA DINÂMICA DO RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO NO RIO IGUAÇU.



FONTE: O autor (2019), adaptada de ITCG (1980), Google LLC (2019) e Marcon (2019).

O material botânico coletado foi herborizado, determinado e depositado no Herbário da Escola de Florestas de Curitiba (EFC) da Universidade Federal do Paraná (UFPR). A organização taxonômica seguiu os sistemas do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e *Pteridophyte Phylogeny Group* (PPG, 2016). Para conferência dos táxons, distribuição fitogeográfica e risco de extinção, foram consultados os portais Flora do Brasil 2020 (REFLORA, 2014), *The Plant List* (TPL, 2013), speciesLink (INCT/HVFF, 2012), Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFLORA, 2008) e *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 1964). A classificação das espécies em grupos ecológicos seguiu metodologia de Secco (2017), categorizadas em “pioneiras efêmeras”, “pioneiras duráveis”, “não pioneiras” e “facultativas”, conforme critérios de longevidade, velocidade de crescimento, tolerância à sombra e síndrome de dispersão das sementes.

Os dados foram processados por intermédio dos programas Microsoft Excel 2007 e Fitopac (SHEPHERD, 2010). A linguagem de programação estatística R versão 4.0.2 (R CORE TEAM, 2020) foi utilizada nas análises estatísticas, junto com os pacotes iNEXT (HSIEH; MA; CHAO, 2016) e vegan (OKSANEN *et al.*, 2019).

Os índices e descritores fitossociológicos seguiram as premissas descritas por Felfili *et al.* (2011), no que tange aos cálculos da Porcentagem de Importância (PI), diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J). A similaridade florística foi investigada através do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e Análise de Similaridade (ANOSIM) (OKSANEN *et al.*, 2019). O teste Qui-quadrado de Pearson (FIELD, 2009) auxiliou na interpretação dos dados. A avaliação da eficiência amostral em cada sinúsia se fez pela curva de acumulação de espécies (FELFILI *et al.*, 2011), extrapolação por cobertura da amostra (CHAO; LEE, 1992), estimador de riqueza Bootstrap (FREITAS; MAGALHÃES, 2012) e erro de amostragem para densidade, ao limite de 10% e significância de 5% (SANQUETTA *et al.*, 2014).

Os indivíduos mortos foram considerados no cálculo da PI, dada sua relevância no estudo da sucessão secundária (OLIVA *et al.*, 2018). O índice H' foi comparado ao de outras pesquisas que abrangeram o ecótono FOM-FES, na região sul do Brasil. Para tanto, calculou-se o exponencial de Shannon (JOST, 2006).

O índice de Jaccard foi utilizado como medida de semelhança, tendo sido montadas as matrizes de presença-ausência ao nível de parcelas e subparcelas. Adotou-se o limite máximo de 20% para o STRESS (*Standard Residuals Sum of*

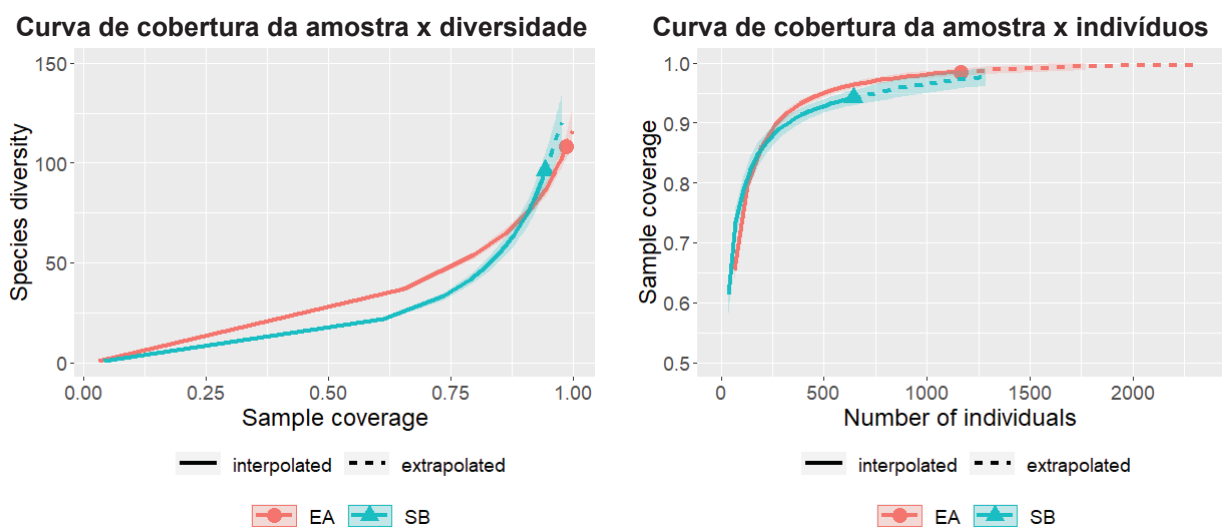
Squares) do NMDS, o que é considerado aceitável (CLARKE, 1993). Foram padronizadas 999 permutações nos processamentos de reordenação aleatória e 95% para os intervalos de confiança.

3.3 RESULTADO E DISCUSSÃO

O esforço amostral atendeu a finalidade desta pesquisa. Nas últimas seis parcelas e seis subparcelas os incrementos de riqueza foram inferiores a 1%, verificados nas curvas de acumulação. A suficiência da amostragem pode ser considerada atingida quando um aumento de 10% na área amostrada implique num acréscimo inferior a 5% no número de espécies (SANQUETTA *et al.*, 2014).

No estrato arbóreo a diversidade amostrada atingiu 99,5% de cobertura da amostra, sendo que dobrar o número de indivíduos amostrados aumentaria a taxa em 0,2% (GRÁFICO 1). No sub-bosque foram atingidos 94,2% de cobertura da amostra e a extrapolação para o dobro de indivíduos revelou aumento de 3,5%. Para realizar extrapolações é necessário que pelo menos 50% das coberturas tenham sido efetivamente atingidas (CHAO; LEE, 1992), o que aconteceu neste levantamento.

GRÁFICO 1 – CURVAS DE COBERTURA DA AMOSTRA EM FUNÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E NÚMERO DE INDIVÍDUOS, NO ESTRATO ARBÓREO E SUB-BOSQUE.



FONTE: O autor (2019).

NOTA: *Species diversity* = diversidade de espécies; *Sample coverage* = cobertura da amostra; *Number of individuals* = nº de indivíduos; *interpolated* = curva interpolada; *extrapolated* = curva extrapolada; EA = estrato arbóreo; SB = sub-bosque.

Por meio do estimador de riqueza Bootstrap, verificou-se que o esforço amostral atingiu 92 e 84% da quantidade de espécies esperadas para o estrato arbóreo e sub-bosque, respectivamente. Os erros de amostragem na densidade de indivíduos foram adequados (IBGE, 2012; SANQUETTA et al., 2014), 6% no estrato arbóreo e 10% no sub-bosque, ao nível de probabilidade de 95%.

3.3.1 Composição florística

Foram registradas 46 famílias, reunindo 87 gêneros e 131 espécies (TABELA 3), das quais apenas uma exótica invasora (*Hovenia dulcis*) e dois espécimes nativos foram determinados somente ao nível de gênero. Ademais, três indivíduos vivos não puderam ser identificados porque estavam sem folhas, tendo sido designados como “indeterminada”.

TABELA 3 – ESPÉCIES AMOSTRADAS NO ESTRATO ARBÓREO E SUB-BOSQUE EM ZONA ECOTONAL DE FOM E FES, MUNICÍPIO DE BITURUNA/PR.

FAMÍLIA/Espécie	Hábito	Grupo ecológico	Ocorrência
ACANTHACEAE			
<i>Justicia brasiliensis</i> Roth	AB	não pioneira	indiferente
ANNONACEAE			
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	AV/AT	facultativa	indiferente
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	AV/AT	pioneira efêmera	indiferente
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	AV/AT	facultativa	FES
APOCYNACEAE			
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	AV	não pioneira	FES
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll.Arg.	AV	facultativa	FES
AQUIFOLIACEAE			
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil. NT2	AV	não pioneira	FOM
ARALIACEAE			
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	AV	facultativa	indiferente
ARAUCARIACEAE			
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze EN1 CR2	AV	não pioneira	FOM
ARECACEAE			
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	PA	facultativa	indiferente
ASTERACEAE			
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	AV	pioneira efêmera	FOM
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	AV	pioneira efêmera	FOM
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	AV	pioneira efêmera	FES
BIGNONIACEAE			

FAMÍLIA/Espécie	Hábito	Grupo ecológico	Ocorrência
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	AV	facultativa	indiferente
BORAGINACEAE			
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	AV	não pioneira	indiferente
CANNABACEAE			
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	AV	pioneira efêmera	FES
CARDIOPTERIDACEAE			
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	AV	não pioneira	indiferente
CELASTRACEAE			
<i>Monteverdia aquifolia</i> (Mart.) Biral	AV/AT	não pioneira	indiferente
CLETHRACEAE			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	AV	pioneira durável	indiferente
CYATHEACEAE			
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	FA	não pioneira	indiferente
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	FA	não pioneira	indiferente
DICKSONIACEAE			
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. EN1	FA	não pioneira	FOM
ELAEOCARPACEAE			
<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	AV	não pioneira	indiferente
ERYTHROXYLACEAE			
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	AV	facultativa	indiferente
EUPHORBIACEAE			
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	AT/AB	não pioneira	FES
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	AV	facultativa	FES
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	AV	facultativa	FES
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	AV	facultativa	FES
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	AV	facultativa	indiferente
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	AV	pioneira durável	indiferente
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	AV	não pioneira	FES
FABACEAE			
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	AV	facultativa	indiferente
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr. VU1	AV	não pioneira	FES
<i>Bauhinia forficata</i> Link	AV/AT	pioneira durável	indiferente
<i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	AV	facultativa	indiferente
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	LI/AT	facultativa	indiferente
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	AV/AT	pioneira efêmera	indiferente
<i>Inga marginata</i> Willd.	AV	facultativa	indiferente
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	AV	facultativa	FES
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	AV	facultativa	indiferente
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	AV	pioneira durável	FES
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	AV	pioneira durável	indiferente
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	AV	facultativa	indiferente
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	AV	não pioneira	FES
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	AV	pioneira durável	FES
LAMIACEAE			
<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	AV/AT	pioneira efêmera	indiferente

FAMÍLIA/Espécie	Hábito	Grupo ecológico	Ocorrência
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	AV	não pioneira	indiferente
LAURACEAE			
<i>Aiouea glaziovii</i> (Mez) R.Rohde	AV	não pioneira	FOM
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	AV	não pioneira	FOM
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	AT	não pioneira	FES
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	AV	não pioneira	indiferente
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	AV	não pioneira	indiferente
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	AV	não pioneira	indiferente
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	AV	não pioneira	indiferente
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	AV	não pioneira	FOM
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer EN1	AV	não pioneira	FOM
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees NT1	AV	pioneira durável	indiferente
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	AV	não pioneira	indiferente
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	AV	não pioneira	indiferente
<i>Ocotea</i> sp.	AV	-	-
LOGANIACEAE			
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	LI/AT	não pioneira	indiferente
MALPIGHIACEAE			
<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsbo.	AT/AV	não pioneira	FES
MALVACEAE			
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	AV	facultativa	indiferente
MELASTOMATACEAE			
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	AB	não pioneira	indiferente
<i>Leandra xanthocomma</i> (Naudin) Cogn.	AB	facultativa	indiferente
<i>Miconia</i> cf. <i>latecrenata</i> (DC.) Naudin	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	AB/AT	não pioneira	FOM
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	AB/AT	pioneira efêmera	FOM
MELIACEAE			
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Cedrela fissilis</i> Vell. VU1 VU2	AV	facultativa	indiferente
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC. VU2	AV	não pioneira	FES
<i>Trichilia clausseii</i> C.DC.	AT/AV	não pioneira	indiferente
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Trichilia pallens</i> C.DC. NT2	AV	não pioneira	FES
MONIMIACEAE			
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	AB/AT	não pioneira	indiferente
MORACEAE			
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger <i>et al.</i>	AT/AV	não pioneira	indiferente
MYRTACEAE			
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	AV	não pioneira	indiferente
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	AV	não pioneira	indiferente
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	AV	não pioneira	indiferente
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	AV	não pioneira	indiferente

FAMÍLIA/Espécie	Hábito	Grupo ecológico	Ocorrência
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	AV	não pioneira	indiferente
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Eugenia uniflora</i> L.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Myrceugenia acutata</i> D.Legrand	AT/AV	não pioneira	FOM
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel NT2	AT/AV	não pioneira	FOM
<i>Myrcia</i> cf. <i>neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	AV	não pioneira	indiferente
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.Burton & E.Lucas	AV	não pioneira	indiferente
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Myrcia loranthifolia</i> (DC.) G.P.Burton & E.Lucas	AV	não pioneira	FES
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	AT/AV	não pioneira	indiferente
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	AV	não pioneira	indiferente
OLEACEAE			
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green NT2	AV	não pioneira	indiferente
PICRAMNIACEAE			
<i>Picramnia excelsa</i> Kuhl. ex Pirani	AV	não pioneira	FOM
PIPERACEAE			
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	AB	não pioneira	indiferente
PRIMULACEAE			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	AV	pioneira efêmera	indiferente
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	AV	facultativa	indiferente
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	AV	facultativa	indiferente
PROTEACEAE			
<i>Roupala montana</i> Aubl.	AV	facultativa	indiferente
RHAMNACEAE			
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb. EX.INV	AV	-	-
ROSACEAE			
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	AV	facultativa	indiferente
RUBIACEAE			
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	AT/AV	não pioneira	indiferente
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schtdl.	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	AB/AT	não pioneira	indiferente
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg. VU1	AB/AT	não pioneira	indiferente
RUTACEAE			
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl. NT1 EN2	AV	não pioneira	FES
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	AV	facultativa	indiferente
SALICACEAE			
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Banara tomentosa</i> Clos	AV	não pioneira	indiferente
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	AV	não pioneira	indiferente
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	AV	não pioneira	indiferente

FAMÍLIA/Espécie	Hábito	Grupo ecológico	Ocorrência
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	AV/AT	facultativa	indiferente
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	AV	não pioneira	indiferente
SAPINDACEAE			
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. <i>et al.</i>) Hieron. ex Niederl.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk.	AV/AT	não pioneira	indiferente
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	AV	não pioneira	indiferente
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	AV	não pioneira	indiferente
SAPOTACEAE			
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	AV	não pioneira	FES
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	AV	não pioneira	indiferente
SOLANACEAE			
<i>Solanum</i> cf. <i>diploconos</i> (Mart.) Bohs NT2	AB	não pioneira	indiferente
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	AV	pioneira efêmera	indiferente
STYRACACEAE			
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	AV	facultativa	FOM
SYMPLOCACEAE			
<i>Symplocos</i> sp.	-	-	-
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	AV	facultativa	indiferente
URTICACEAE			
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	AB	pioneira efêmera	indiferente

Indeterminada	-	-	-
Morta	-	-	-

FONTE: O autor (2019).

NOTA: (i) Hábito (AV = árvore; AT = arvoreta; AB = arbusto; FA = feto arborescente; LI = liana; PA = palmeira); Lista vermelha CNCFlora (**EN1** = em perigo; **VU1** = vulnerável; **NT1** = quase ameaçada); Lista vermelha IUCN (**CR2** = criticamente ameaçada; **EN2** = em perigo; **VU2** = vulnerável; **NT2** = quase ameaçada); Portaria 59/2015 do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (**EX.INV** = espécie exótica invasora).

(ii) No Apêndice 1 desta dissertação encontra-se a relação das espécies tombadas no Herbário da EFC, referentes às coletas realizadas em campo.

Das 130 espécies nativas, praticamente 11% estão enquadradas em alguma categoria de ameaça de extinção, demonstrando o grau de importância ecológica da comunidade estudada.

Quanto à riqueza por grupo ecológico (TABELA 4), o estrato arbóreo teve 8% de espécies pioneiras efêmeras, 5% de pioneiras duráveis, 61% de não pioneiras e 25% de facultativas. Já o sub-bosque apresentou 8% de espécies pioneiras efêmeras, 6% de pioneiras duráveis, 61% de não pioneiras e 23% de facultativas. Quanto à abundância por grupo ecológico (TABELA 4), o estrato arbóreo teve 5% de indivíduos pioneiros efêmeros, 6% de pioneiros duráveis, 44% de não pioneiros e 38% de facultativos. Já o sub-bosque apresentou 2% de

indivíduos pioneiros efêmeros, 1% de pioneiros duráveis, 73% de não pioneiros e 21% de facultativos.

TABELA 4 – ABUNDÂNCIA E RIQUEZA POR GRUPO ECOLÓGICO VERIFICADAS NAS SINÚSIAS DA FLORESTA SECUNDÁRIA, COM 38 ANOS DE SUCESSÃO.

Grupo ecológico	Nº de indivíduos – abundância			Nº de espécies – riqueza		
	Estrato arbóreo	Sub-bosque	Total	Estrato arbóreo	Sub-bosque	Total
facultativa	477	141	618	27	22	29
não pioneira	552	481	1.033	66	59	81
pioneira durável	69	6	75	5	6	7
pioneira efêmera	63	13	76	9	8	11
indeterminada	1	2	3	-	-	-
morta	76	16	92	-	-	-
sem classificação *	4	1	5	2	1	3
Total	1.242	660	1.902	109	96	131

FONTE: O autor (2019).

NOTA: * = *Ocotea* sp., *Hovenia dulcis* e *Symplocos* sp.

A riqueza dos grupos ecológicos se mostrou proporcional entre o estrato arbóreo e o sub-bosque. O teste Qui-quadrado revelou $p = 0,952$, indicando que não existiu diferença significativa entre as sinúsias na quantidade de espécies por grupo. Em contrapartida, na abundância não houve a mesma proporcionalidade. O teste Qui-quadrado revelou $p < 0,001$, indicando que existiu diferença significativa entre as sinúsias na quantidade de indivíduos por grupo ecológico.

A predominância geral do grupo ecológico das não pioneiras seria um indicativo de que a sucessão secundária superou as fases iniciais (CHAZDON, 2016; OLIVA *et al.*, 2018). Em razão da maior longevidade e menor velocidade de crescimento das espécies do grupo ecológico, o predomínio das não pioneiras no sub-bosque é fator primordial à adequada evolução dos processos sucessionais (ANDRADE, 2018). As árvores pioneiras do estrato arbóreo tendem a ser substituídas na trajetória sucessional até o estágio de floresta madura (CHAZDON, 2008).

As menores proporções das espécies pioneiras efêmeras e duráveis foi notória. Tais grupos ecológicos demandam luz e tendem a ocorrer nas fases sucessionais iniciais (CHAZDON, 2016). Essa característica, portanto, não condiz ao conjunto amostrado. Também é importante relacionar a notável quantidade de

árvores mortas no estrato arbóreo (6%). Consistindo num ambiente sem mortalidade provocada por fatores antropogênicos, conclui-se que os espécimes outrora colonizadores e exigentes por luz vêm sendo gradativamente substituídos pelos não pioneiros, como parte da sucessão ecológica secundária (MATTHES; MARTINS, 1996; CHAZDON, 2016), e acabam morrendo naturalmente (OLIVA *et al.*, 2018). As espécies facultativas, mesmo com sua plasticidade ecológica (SECCO, 2017), também foram superadas pelo grupo das não pioneiras, tanto em riqueza como em abundância.

No que se refere à proporção dos elementos típicos de FOM e FES, as espécies de ocorrência “indiferente” perfizeram 71% do conjunto. Os ecótonos tendem a abrigar comunidades indiferenciadas (IBGE, 2012), não possuindo padrões próprios de diversidade (ADENESKY-FILHO *et al.*, 2018).

Ainda em relação à ocorrência das espécies, 17% delas enquadraram-se como características da FES e 12% como características da FOM. O fato de ambas unidades fitoecológicas terem sido representadas na composição, associado à expressiva riqueza florística (ADENESKY-FILHO *et al.*, 2018), confirmaram a condição de ecótono da área estudada. Na região a floresta estacional ocorre presumidamente até os 800 m s.n.m. (RODERJAN *et al.*, 2002), o que justificaria a representatividade discretamente maior no gradiente altitudinal amostrado, que foi de 740 a 810 m s.n.m.

Logo, a floresta estudada configurou zona ecotonal delineada por estreita faixa de transição, onde a FOM ocupa a porção superior das encostas e planalto, enquanto a FES fica nas proximidades do rio Iguaçu represado, de forma análoga àquela descrita por Roderjan *et al.* (2002), IAP (2006) e LACTEC (2009a).

3.3.2 Fitossociologia

No estrato arbóreo foram mensurados 1.166 indivíduos vivos, distribuídos em 42 famílias, 79 gêneros, 109 espécies (108 nativas) e 1 espécime não identificado (TABELA 5). A densidade foi de 1.035 indivíduos/ha e a área basal de 38,98 m²/ha. O índice de Shannon foi de 4,01 e a equabilidade de 0,86.

TABELA 5 – FITOSSOCIOLOGIA DAS 60 PARCELAS DO ESTRATO ARBÓREO, INSTALADAS EM CONGLOMERADOS ÀS MARGENS DE RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO.

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Casearia sylvestris</i>	132	110,0	10,6	75,0	5,9	2,2	5,6	7,4
<i>Nectandra lanceolata</i>	60	50,0	4,8	46,7	3,7	2,9	7,3	5,3
<i>Ocotea odorifera</i>	44	36,7	3,5	45,0	3,6	1,1	2,9	3,3
<i>Alchornea sidifolia</i>	45	37,5	3,6	28,3	2,2	1,3	3,3	3,1
<i>Aiouea glaziovii</i>	12	10,0	1,0	11,7	0,9	2,8	7,2	3,0
<i>Ocotea puberula</i>	33	27,5	2,7	35,0	2,8	1,3	3,4	2,9
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	41	34,2	3,3	28,3	2,2	1,1	2,9	2,8
<i>Myrsine umbellata</i>	40	33,3	3,2	38,3	3,0	0,7	1,7	2,7
<i>Myrsine gardneriana</i>	36	30,0	2,9	38,3	3,0	0,8	1,9	2,6
<i>Sapium glandulosum</i>	29	24,2	2,3	26,7	2,1	1,2	3,1	2,5
<i>Prunus myrtifolia</i>	33	27,5	2,7	30,0	2,4	1,0	2,5	2,5
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	31	25,8	2,5	30,0	2,4	0,8	2,1	2,3
<i>Annona emarginata</i>	32	26,7	2,6	25,0	2,0	0,7	1,7	2,1
<i>Ficus luschnathiana</i>	15	12,5	1,2	23,3	1,8	1,2	3,1	2,1
<i>Cabralea canjerana</i>	23	19,2	1,9	26,7	2,1	0,7	1,9	2,0
<i>Myrocarpus frondosus</i>	16	13,3	1,3	23,3	1,8	0,9	2,4	1,8
<i>Matayba elaeagnoides</i>	18	15,0	1,4	25,0	2,0	0,7	1,8	1,7
<i>Ilex paraguariensis</i>	21	17,5	1,7	25,0	2,0	0,6	1,5	1,7
<i>Cedrela fissilis</i>	10	8,3	0,8	13,3	1,1	1,2	3,0	1,6
<i>Alchornea triplinervia</i>	13	10,8	1,0	11,7	0,9	0,9	2,4	1,4
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	16	13,3	1,3	20,0	1,6	0,4	1,0	1,3
<i>Alsophila setosa</i>	28	23,3	2,3	13,3	1,1	0,2	0,5	1,3
<i>Ocotea silvestris</i>	14	11,7	1,1	18,3	1,5	0,4	1,0	1,2
<i>Piptocarpha axillaris</i>	18	15,0	1,4	16,7	1,3	0,3	0,8	1,2
<i>Parapiptadenia rigida</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	1,1	2,9	1,2
<i>Alchornea glandulosa</i>	15	12,5	1,2	16,7	1,3	0,4	0,9	1,2
<i>Casearia obliqua</i>	17	14,2	1,4	18,3	1,5	0,2	0,6	1,1
<i>Jacaranda puberula</i>	13	10,8	1,0	15,0	1,2	0,4	1,0	1,1
<i>Apuleia leiocarpa</i>	12	10,0	1,0	18,3	1,5	0,3	0,8	1,1
<i>Myrcia splendens</i>	15	12,5	1,2	18,3	1,5	0,2	0,5	1,1
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	9	7,5	0,7	13,3	1,1	0,5	1,3	1,0
<i>Aegiphila mediterranea</i>	14	11,7	1,1	15,0	1,2	0,1	0,3	0,9
<i>Casearia lasiophylla</i>	12	10,0	1,0	15,0	1,2	0,2	0,5	0,9
<i>Vernonanthura divaricata</i>	10	8,3	0,8	10,0	0,8	0,4	0,9	0,8
<i>Araucaria angustifolia</i>	5	4,2	0,4	8,3	0,7	0,6	1,4	0,8
<i>Ocotea indecora</i>	9	7,5	0,7	13,3	1,1	0,3	0,6	0,8
<i>Myrcia loranthifolia</i>	10	8,3	0,8	11,7	0,9	0,3	0,7	0,8
<i>Dahlstedia floribunda</i>	9	7,5	0,7	11,7	0,9	0,2	0,6	0,7
<i>Dicksonia sellowiana</i>	11	9,2	0,9	6,7	0,5	0,3	0,7	0,7
<i>Myrcia multiflora</i>	10	8,3	0,8	8,3	0,7	0,2	0,5	0,7
<i>Sorocea bonplandii</i>	10	8,3	0,8	11,7	0,9	0,1	0,2	0,6

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Ocotea nutans</i>	5	4,2	0,4	6,7	0,5	0,4	1,0	0,6
<i>Cyathea phalerata</i>	11	9,2	0,9	8,3	0,7	0,1	0,3	0,6
<i>Annona rugulosa</i>	9	7,5	0,7	10,0	0,8	0,1	0,3	0,6
<i>Endlicheria paniculata</i>	5	4,2	0,4	8,3	0,7	0,3	0,7	0,6
<i>Allophylus edulis</i>	8	6,7	0,6	10,0	0,8	0,1	0,3	0,6
<i>Banara parviflora</i>	8	6,7	0,6	8,3	0,7	0,2	0,4	0,6
<i>Erythroxylum deciduum</i>	7	5,8	0,6	10,0	0,8	0,1	0,3	0,5
<i>Didymopanax morototoni</i>	4	3,3	0,3	6,7	0,5	0,3	0,7	0,5
<i>Aspidosperma australe</i>	7	5,8	0,6	8,3	0,7	0,1	0,3	0,5
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	6	5,0	0,5	6,7	0,5	0,2	0,4	0,5
<i>Myrcia cf. neolucida</i>	5	4,2	0,4	3,3	0,3	0,3	0,7	0,5
<i>Luehea divaricata</i>	5	4,2	0,4	6,7	0,5	0,2	0,4	0,5
<i>Trichilia clauseni</i>	6	5,0	0,5	8,3	0,7	0,1	0,2	0,4
<i>Styrax leprosus</i>	5	4,2	0,4	8,3	0,7	0,1	0,2	0,4
<i>Sloanea lasiocoma</i>	4	3,3	0,3	6,7	0,5	0,2	0,4	0,4
<i>Machaerium stipitatum</i>	5	4,2	0,4	6,7	0,5	0,1	0,3	0,4
<i>Strychnos brasiliensis</i>	5	4,2	0,4	8,3	0,7	0,1	0,1	0,4
<i>Actinostemon concolor</i>	6	5,0	0,5	6,7	0,5	0,0	0,1	0,4
<i>Rauvolfia sellowii</i>	3	2,5	0,2	3,3	0,3	0,2	0,6	0,4
<i>Picramnia excelsa</i>	4	3,3	0,3	5,0	0,4	0,2	0,4	0,4
<i>Myrsine coriacea</i>	6	5,0	0,5	5,0	0,4	0,1	0,2	0,3
<i>Albizia edwallii</i>	4	3,3	0,3	5,0	0,4	0,1	0,3	0,3
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,2	0,4	0,3
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	4	3,3	0,3	6,7	0,5	0,0	0,1	0,3
<i>Psychotria suterella</i>	4	3,3	0,3	6,7	0,5	0,0	0,1	0,3
<i>Roupala montana</i>	4	3,3	0,3	5,0	0,4	0,1	0,2	0,3
<i>Inga marginata</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,2	0,3
<i>Myrceugenia miersiana</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,2	0,3
<i>Ocotea pulchella</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,2	0,3
<i>Hovenia dulcis</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,1	0,3
<i>Machaerium brasiliense</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,1	0,3
<i>Zanthoxylum petiolare</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,1	0,1	0,3
<i>Cordia ecalyculata</i>	3	2,5	0,2	5,0	0,4	0,0	0,1	0,2
Indeterminada	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,2	0,5	0,2
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	3,3	0,3	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Nectandra megapotamica</i>	3	2,5	0,2	3,3	0,3	0,1	0,1	0,2
<i>Rudgea jasminoides</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,1	0,2	0,2
<i>Cupania vernalis</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,1	0,2	0,2
<i>Trichilia casaretti</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,1	0,2	0,2
<i>Banara tomentosa</i>	3	2,5	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Clethra scabra</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,1	0,1	0,2
<i>Machaerium paraguariense</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,1	0,1	0,2
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Annona sylvatica</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Casearia decandra</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Eugenia pyriformis</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,1	0,2
<i>Cordia concolor</i>	2	1,7	0,2	3,3	0,3	0,0	0,0	0,2
<i>Erythrina falcata</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	1,7	0,2	1,7	0,1	0,0	0,1	0,1
<i>Myrcia glomerata</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Miconia petropolitana</i>	2	1,7	0,2	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,1	0,1
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,1	0,1
<i>Coutarea hexandra</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,1	0,1
<i>Myrcia hebeptala</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Coussarea contracta</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Chionanthus filiformis</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Trema micrantha</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Eugenia burkartiana</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Vitex megapotamica</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Citronella paniculata</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Symplocos</i> sp.	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Bunchosia pallescens</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Eugenia handroana</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Monteverdia aquifolia</i>	1	0,8	0,1	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
morta	76	63,3	6,1	68,3	5,4	2,5	6,5	6,0
Total	1.242	---	100	---	100	---	100	100

FONTE: O autor (2019).

NOTA: N = nº de indivíduos; D = densidade absoluta; DeR = densidade relativa; FrA = frequência absoluta; FrR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; PI = porcentagem de importância.

Dentre os exemplares vivos no estrato arbóreo, Lauraceae afigurou-se como a família mais abundante (198 indivíduos), seguida de Salicaceae (176), Euphorbiaceae (165) e Primulaceae (82); esse grupo reuniu 50% da totalidade. Na riqueza destacaram-se Lauraceae e Myrtaceae com 12 espécies cada, seguidas de Fabaceae (11), Euphorbiaceae (7) e Salicaceae (7); esse conjunto abrangeu quase 46% da riqueza total.

No estrato arbóreo, *Casearia sylvestris* (132 indivíduos) foi a espécie mais abundante, seguida de *Nectandra lanceolata* (60), *Alchornea sidifolia* (45), *Ocotea odorifera* (44), *Tetrorchidium rubrivenium* (41), *Myrsine umbellata* (40) e *Myrsine*

gardneriana (36); esse conjunto reuniu aproximadamente 34% do total de exemplares vivos.

Destacou-se a expressividade das 76 árvores mortas na sinúsia arbórea. Elas ficaram em segundo lugar na PI, tendo se destacado principalmente em frequência e densidade. Esse fato refletiu característica típica da sucessão ecológica, na qual ocorre substituição de espécies pioneiras exigentes de luz por não pioneiras tolerantes à sombra (MATTHES; MARTINS, 1996; CHAZDON, 2016). Não é incomum o destaque estrutural dos indivíduos mortos, em se tratando de FES e/ou FOM (VIANI *et al.*, 2011). Em florestas atlânticas, a maior taxa de mortalidade foi verificada na fase sucessional intermediária, 5,5%, enquanto nas fases inicial e avançada as taxas não ultrapassaram 2,5% (SCHORN; GALVÃO, 2006). No presente estudo, as árvores mortas atingiram 4,8%, o que sugeriu uma condição de estágio intermediário da sucessão secundária.

No sub-bosque foram mensurados 644 indivíduos vivos, distribuídos em 28 famílias, 60 gêneros, 96 espécies (nenhuma exótica) e 2 espécimes não identificados (TABELA 6). A densidade foi de 11.000 indivíduos/ha e a área basal de 8,65 m²/ha. O índice de Shannon foi de 3,67 e a equabilidade de 0,80.

TABELA 6 – FITOSSOCIOLOGIA DAS 60 SUBPARCELAS DO SUB-BOSQUE, INSTALADAS EM CONGLOMERADOS ÀS MARGENS DE RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO.

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Actinostemon concolor</i>	58	483,3	8,8	40,0	5,8	0,7	15,6	10
<i>Sorocea bonplandii</i>	45	375,0	6,8	40,0	5,8	0,3	8,1	6,9
<i>Mollinedia clavigera</i>	60	500,0	9,1	35,0	5,0	0,2	3,7	5,9
<i>Myrsine gardneriana</i>	36	300,0	5,5	26,7	3,8	0,2	5,0	4,8
<i>Myrsine umbellata</i>	30	250,0	4,5	28,3	4,1	0,2	3,9	4,2
<i>Casearia sylvestris</i>	24	200,0	3,6	26,7	3,8	0,2	4,6	4
<i>Piper gaudichaudianum</i>	45	375,0	6,8	23,3	3,4	0,1	1,6	3,9
<i>Psychotria suterella</i>	29	241,7	4,4	26,7	3,8	0,1	2,0	3,4
<i>Endlicheria paniculata</i>	26	216,7	3,9	26,7	3,8	0,0	0,6	2,8
<i>Cabralea canjerana</i>	12	100,0	1,8	16,7	2,4	0,1	3,2	2,5
<i>Cordia concolor</i>	24	200,0	3,6	16,7	2,4	0,1	1,3	2,4
<i>Myrcarpus frondosus</i>	9	75,0	1,4	13,3	1,9	0,1	2,6	2
<i>Prunus myrtifolia</i>	10	83,3	1,5	10,0	1,4	0,1	2,9	1,9
<i>Mollinedia uleana</i>	6	50,0	0,9	10,0	1,4	0,1	3,2	1,9
<i>Myrcia loranthifolia</i>	11	91,7	1,7	15,0	2,2	0,0	0,8	1,5
<i>Miconia petropolitana</i>	11	91,7	1,7	15,0	2,2	0,0	0,8	1,5
<i>Ocotea odorifera</i>	6	50,0	0,9	10,0	1,4	0,1	1,9	1,4

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Allophylus semidentatus</i>	11	91,7	1,7	13,3	1,9	0,0	0,6	1,4
<i>Allophylus edulis</i>	11	91,7	1,7	11,7	1,7	0,0	0,8	1,4
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	7	58,3	1,1	10,0	1,4	0,1	1,6	1,4
<i>Myrcia splendens</i>	7	58,3	1,1	11,7	1,7	0,1	1,2	1,3
<i>Banara parviflora</i>	6	50,0	0,9	8,3	1,2	0,1	1,4	1,2
<i>Myrcia multiflora</i>	5	41,7	0,8	8,3	1,2	0,1	1,4	1,1
<i>Ocotea silvestris</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,1	2,5	1,1
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	5	41,7	0,8	8,3	1,2	0,1	1,3	1,1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	41,7	0,8	8,3	1,2	0,1	1,3	1,1
<i>Trichilia elegans</i>	9	75,0	1,4	10,0	1,4	0,0	0,3	1
<i>Strychnos brasiliensis</i>	4	33,3	0,6	3,3	0,5	0,1	1,7	0,9
<i>Rudgea jasminoides</i>	7	58,3	1,1	8,3	1,2	0,0	0,5	0,9
<i>Cupania vernalis</i>	6	50,0	0,9	8,3	1,2	0,0	0,4	0,8
<i>Inga marginata</i>	5	41,7	0,8	8,3	1,2	0,0	0,5	0,8
<i>Nectandra megapotamica</i>	3	25,0	0,5	5,0	0,7	0,1	1,2	0,8
<i>Miconia sellowiana</i>	4	33,3	0,6	6,7	1,0	0,0	0,4	0,7
<i>Ocotea nutans</i>	4	33,3	0,6	6,7	1,0	0,0	0,3	0,6
<i>Vernonanthura divaricata</i>	3	25,0	0,5	5,0	0,7	0,0	0,5	0,6
<i>Dahlstedtia floribunda</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,1	1,3	0,6
<i>Araucaria angustifolia</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,9	0,5
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	4	33,3	0,6	5,0	0,7	0,0	0,3	0,5
<i>Annona emarginata</i>	3	25,0	0,5	3,3	0,5	0,0	0,6	0,5
<i>Zanthoxylum petiolare</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,1	1,2	0,5
<i>Albizia edwallii</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	1,1	0,5
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	1,1	0,5
<i>Casearia obliqua</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	1,0	0,5
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	1,0	0,5
<i>Trichilia claussoni</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,6	0,4
<i>Styrax leprosus</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	1,0	0,4
<i>Alchornea sidifolia</i>	3	25,0	0,5	3,3	0,5	0,0	0,4	0,4
<i>Banara tomentosa</i>	4	33,3	0,6	3,3	0,5	0,0	0,2	0,4
<i>Didymopanax morototoni</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,4	0,4
Indeterminada	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,4	0,4
<i>Eugenia handroana</i>	3	25,0	0,5	3,3	0,5	0,0	0,2	0,4
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,4	0,4
<i>Solanum cf. diploconos</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,7	0,4
<i>Justicia brasiliiana</i>	3	25,0	0,5	3,3	0,5	0,0	0,1	0,4
<i>Citronella paniculata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,7	0,4
<i>Casearia lasiophylla</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,3	0,4
<i>Trichilia pallens</i>	3	25,0	0,5	3,3	0,5	0,0	0,1	0,3
<i>Cedrela fissilis</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,2	0,3
<i>Apuleia leiocarpa</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,2	0,3
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,1	0,3
<i>Ocotea pulchella</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,1	0,3

Espécie	N	D (N/ha)	DeR (%)	FrA (%)	FrR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	PI
<i>Nectandra lanceolata</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,1	0,3
<i>Leandra xanthocoma</i>	4	33,3	0,6	1,7	0,2	0,0	0,0	0,3
<i>Myrcia hebeptala</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,0	0,3
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	16,7	0,3	1,7	0,2	0,0	0,3	0,3
<i>Aiouea glaziovii</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,0	0,3
<i>Dalbergia frutescens</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,0	0,3
<i>Posoqueria latifolia</i>	2	16,7	0,3	3,3	0,5	0,0	0,0	0,3
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,3	0,2
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,3	0,2
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,3	0,2
<i>Eugenia uniflora</i>	2	16,7	0,3	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,2	0,2
<i>Machaerium paraguariense</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Myrcia glomerata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Myrceugenia acutata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Roupala montana</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Trichilia casaretti</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Sapium glandulosum</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,2
<i>Ocotea puberula</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,1
<i>Boehmeria caudata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,1
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,1	0,1
<i>Trema micrantha</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Bauhinia forficata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Ocotea indecora</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Casearia decandra</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Annona sylvatica</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Ocotea sp.</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Miconia cf. latecrenata</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Annona rugulosa</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Leandra regnellii</i>	1	8,3	0,2	1,7	0,2	0,0	0,0	0,1
morta	16	133,3	2,4	26,7	3,8	0,1	2,7	3
Total	660	---	100	---	100	---	100	100

FONTE: O autor (2019).

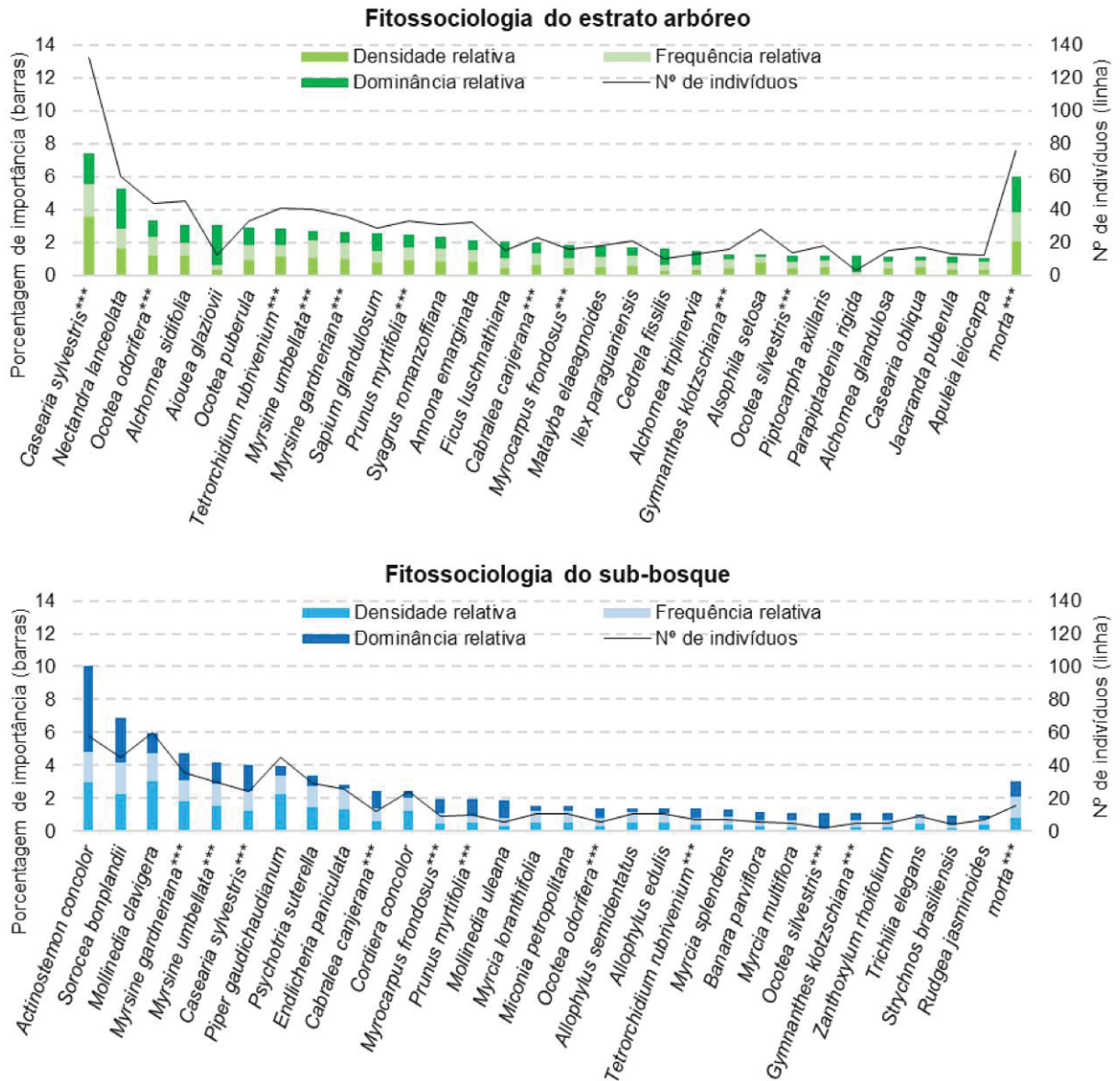
NOTA: N = n° de indivíduos; D = densidade absoluta; DeR = densidade relativa; FrA = frequência absoluta; FrR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; PI = porcentagem de importância.

Dentre os exemplares vivos no sub-bosque, Euphorbiaceae (76 indivíduos) afigurou-se a família mais abundante, seguida de Primulaceae (66), Monimiaceae (66), Rubiaceae (63), Lauraceae (52), Piperaceae (52) e Moraceae (52); esse grupo reuniu praticamente 64% da totalidade. Na riqueza destacou-se Lauraceae com 13 espécies, seguida de Fabaceae (12) e Myrtaceae (10); esse conjunto abrangeu em torno de 36% do total.

No sub-bosque, *Mollinedia clavigera* (60 indivíduos) foi a espécie mais abundante, seguida de *Actinostemon concolor* (58), *Sorocea bonplandii* (45), *Piper gaudichaudianum* (45), *Myrsine gardneriana* (36), *Myrsine umbellata* (30), *Psychotria suterella* (29), *Endlicheria paniculata* (26), *Cordia concolor* (24) e *Casearia sylvestris* (24); esse conjunto reuniu quase 59% do total de exemplares vivos.

Considerando as 30 maiores PIs nas sinúcias estudadas, 10 espécies (33%) foram comuns a ambas (GRÁFICO 2). Isso indicou que um percentual da amostra do sub-bosque foi representado por regenerantes do estrato arbóreo (GOMES *et al.*, 2009).

GRÁFICO 2 – FITOSSOCIOLOGIA DO ESTRATO ARBÓREO E SUB-BOSQUE, CONSIDERANDO AS 30 ESPÉCIES MAIS IMPORTANTES.



FONTE: O autor (2019).

NOTA: *** = registros comuns às sinúcias.

Casearia sylvestris e *Myrsine gardneriana* assumiram posições relevantes nos dois componentes da floresta, assim como *Myrsine umbellata* e *Cabralea canjerana*. Essas espécies também se pronunciaram nos trabalhos de Souza *et al.* (2017) e Viani *et al.* (2011), que avaliaram a florística em remanescentes de FOM e FES no Paraná. Embora tenham se sobressaído na densidade do sub-bosque, *Mollinedia clavigera* e *Piper gaudichaudianum* tiveram moderada dominância e foram ausentes no componente arbóreo. De fato, são descritas como espécies arbustivas, geralmente (INCT/HVFF, 2012; REFLORA, 2014). Na sinúcia arbórea,

Aiouea glaziovii e *Parapiptadenia rigida* se destacaram por causa dos elevados portes (áreas basais), em detrimento da baixa quantidade de indivíduos.

Das 96 espécies identificadas no sub-bosque, 22 (23%) não tiveram qualquer representante no estrato arbóreo e somaram quase 19% da PI. Dentro desse grupo, *Mollinedia* spp., *Piper gaudichaudianum*, *Trichilia elegans*, *Miconia sellowiana*, *Solanum* cf. *diploconos*, *Justicia brasiliensis*, *Leandra* spp., *Dalbergia frutescens*, *Boehmeria caudata*, *Psychotria leiocarpa* e *Miconia* cf. *latecrenata* geralmente são descritas como arvoretas, arbustos ou lianas (INCT/HVFF, 2012; REFLORA, 2014) e dificilmente seriam registradas fora da sinússia inferior.

Concernente à riqueza e diversidade, ambas sinússias retrataram valores relativamente elevados no contexto do ecótono FOM-FES (TABELA 7). Isso seria um reflexo do bom estado de conservação após 38 anos de desenvolvimento, sem perturbações expressivas. O histórico de perturbação é um fator que gera variações nas trajetórias sucessionais de florestas, principalmente afetando a regeneração natural (CHAZDON, 2016).

TABELA 7 – RIQUEZA E DIVERSIDADE ENCONTRADAS EM FORMAÇÕES DO ECÓTONO FOM-FES, NO SUL DO BRASIL.

Pesquisa	Localização	Área amostral	Critério de inclusão	Nº de espécies	H'	H' exp.
Viani <i>et al.</i> (2011)	Quedas do Iguaçu/PR – Mata do Palmital	6.100 m ²	DAP ≥ 5 cm	79	3,33	27,9
Viani <i>et al.</i> (2011)	Quedas do Iguaçu/PR – Mata do Polonês	5.200 m ²	DAP ≥ 5 cm	67	3,31	27,4
Viani <i>et al.</i> (2011)	Quedas do Iguaçu/PR – Reserva das Antas	5.000 m ² +	DAP ≥ 5 cm	71	2,68	14,6
Carmo e Assis (2012)	Parque Estadual do Guartelá	5.000 m ²	Ht ≥ 3 m	136	4,10	60,3
Gross <i>et al.</i> (2014)	Bento Gonçalves/RS – Sede EMBRAPA	3.900 m ²	DAP ≥ 5 cm	74	3,61	37,0
Souza <i>et al.</i> (2017)	Parque Nacional do Iguaçu (750 m s.n.m.)	6.000 m ²	DAP ≥ 5 cm	78	3,74	42,1
Adenesky-Filho <i>et al.</i> (2018)	Telêmaco Borba – UHE de Mauá	-	DAP ≥ 5 cm	98	-	-
Presente estudo – sub-bosque	Bituruna/PR – UHE GBM	600 m²	DAP < 10 cm	96	3,67	39,3
Presente estudo – estrado arbóreo	Bituruna/PR – UHE GBM	12.000 m²	DAP ≥ 10 cm	108	4,01	55,1

FONTE: O autor (2019).

NOTA: H' = índice de Shannon; H' exp. = exponencial de Shannon; Ht = altura total; DAP = diâmetro à altura do peito.

Além da ausência de perturbações, a proximidade com os remanescentes florestais preexistentes no topo da encosta teria contribuído na trajetória sucessional. Eles certamente foram fontes de biodiversidade (propágulos) na

dinâmica da regeneração natural (HALPERN, 1989; MATTHES; MARTINS, 1996; SCHORN; GALVÃO, 2006), inclusive favorecendo a elevação da diversidade. Os índices H' atingidos pelas duas sinúsias podem ser considerados altos, pois geralmente os valores ficam dentre 1,5 e 3,5, raramente ultrapassando 4,5 (MAGURRAN, 1989). Florestas bem desenvolvidas possuem grande interesse para fins de conservação no ecótono FOM-FES (GROSS *et al.*, 2014).

Considerando a PI de todas espécies, obteve-se a seguinte proporção de distribuição da importância estrutural dos grupos ecológicos: (i) estrato arbóreo – 4,5% de pioneira efêmera, 7,0% de pioneira durável, 47,3% de não pioneira e 34,6% de facultativa; (ii) sub-bosque – 2,5% de pioneira efêmera, 1,0% de pioneira durável, 70,2% de não pioneira e 22,8% de facultativa.

No sub-bosque ressaltou-se a notória prevalência das não pioneiras e a baixa representatividade das pioneiras. Partindo da premissa de que a sucessão secundária superou as fases iniciais, com dossel estruturado, era de se esperar que espécies dependentes de luz não fossem importantes na estrutura da sinúsia. Essa é uma característica dos estágios sucessionais médio a avançado (SCHORN; GALVÃO, 2006). Desse modo, constatou-se novamente que a comunidade estudada está avançando na trajetória sucessional, podendo chegar ao estágio de floresta madura (CHAZDON, 2012).

As espécies não pioneiras também se destacaram no estrato arbóreo, porém com menor predominância, tendo em vista a maior representatividade das facultativas e, em menor grau, das pioneiras. Considerando a projeção do sub-bosque, pressupõe-se a evolução sucessional da floresta no aspecto da substituição dos grupos ecológicos (CHAZDON, 2016).

Ainda no estrato arbóreo, a concepção de evolução pôde ser reforçada pela menor percentagem estrutural das pioneiras efêmeras, representadas exclusivamente por *Piptocarpha axillaris*, e das pioneiras duráveis, referentes a *Ocotea puberula*, *Parapiptadenia rigida* e *Sapium glandulosum*.

No que tange aos elementos típicos de FOM e FES, a PI de todas espécies apresentou a seguinte proporção de distribuição de importância estrutural: (i) estrato arbóreo – 62,2% de indiferentes, 17,3% de FES e 14,0% de FOM; (ii) sub-bosque – 68,6% de indiferentes, 21,6% de FES e 6,3% de FOM. A prevalência das indiferentes também foi observada na análise da composição florística geral, discutida anteriormente, o que reitera o caráter ecotonal em termos de estrutura.

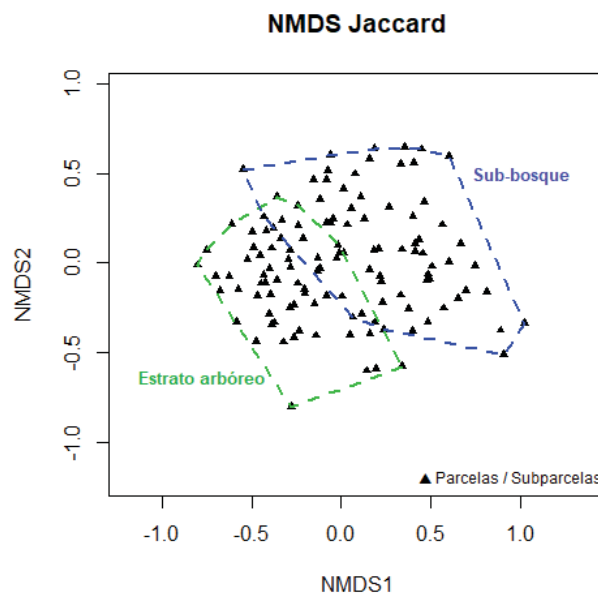
A FOM foi menos representativa, em especial no sub-bosque. As espécies típicas de FES se irradiam principalmente pelos vales dos grandes rios, em função da menor altitude e maior temperatura, com lenta substituição da FOM na direção dos planaltos (VIANI *et al.*, 2011). Efeito semelhante pôde ser constatado neste estudo, uma vez que a proporção de espécies típicas no sub-bosque sugeriu que a influência da FES aumentará gradativamente no estrato arbóreo.

3.3.3 Similaridade

Do total geral de 130 espécies nativas registradas no sub-bosque e estrato arbóreo, 74 (56,9%) foram compartilhadas pelas sinúsias. É uma porcentagem maior do que os 35,0% encontrados por Rodrigues e Magalhães (2011) e praticamente igual aos 56,8% relatados por Aguiar *et al.* (2017), ambos estudos similares ao presente trabalho e que envolveram florestas atlânticas.

Apesar da razoável porcentagem de espécies compartilhadas nas duas sinúsias, a diagramação produzida pelo NMDS evidenciou uma separação majoritária entre parcelas (estrato arbóreo) e subparcelas (sub-bosque) (GRÁFICO 3). Três dimensões foram necessárias para manter a medida de STRESS abaixo do limite máximo aceitável de 20%; foi atingido 18%.

GRÁFICO 3 – DIAGRAMA DO NMDS (JACCARD) REFERENTE À RIQUEZA DAS 60 PARCELAS E 60 SUBPARCELAS.



FONTE: O autor (2019).

As diagramações do estrato arbóreo e sub-bosque se mostraram floristicamente dissimilares, visto que a grande maioria das parcelas e subparcelas formou agrupamentos separados, com pequena sobreposição. A ANOSIM indicou significativa dissimilaridade florística entre as sinúcias, $p = 0,001$, confirmando a separação visualizada na ordenação do NMDS.

Em FOM no município de Lages/SC (AGUIAR *et al.*, 2017), os componentes adulto e regenerativo se revelaram floristicamente dissimilares e a causa foi atribuída ao comprometimento da regeneração decorrente da presença de gado, principalmente por conta do pisoteio. Na Floresta Nacional Mário Xavier em Seropédica/RJ (RODRIGUES; MAGALHÃES, 2011), a dinâmica sucessional consistiu no fator causador da dissimilaridade florística entre os estratos, pois teria ocasionado mudanças na estrutura e composição florístico-etárias.

No entorno do reservatório da UHE GBM, as florestas amostradas não possuem retrospecto de degradação desde o barramento do rio. A diversidade florística e a fitossociologia reforçaram o diagnóstico da ausência de distúrbios. Poder-se-ia considerar eventual relação do reservatório com a referida dissimilaridade entre as sinúcias, devido às alterações abióticas (MARCON, 2019), todavia o conjunto florístico estudado se desenvolveu posteriormente à criação do reservatório.

A dinâmica sucessional é a causa mais provável da dissimilaridade dos componentes arbóreo e sub-bosque. Nas florestas em processo sucessional secundário, as comunidades florísticas se modificam, evoluindo em complexidade e diversificação (OLIVA *et al.*, 2018). Diferenças de composição e estrutura entre as sinúcias regenerante e adulta indicam que o conjunto está avançando na sucessão (RODRIGUES; MAGALHÃES, 2011), não tendo atingido o estágio de floresta madura (CHAZDON, 2008).

Na dissimilaridade com o estrato arbóreo, é fundamental considerar o papel dos arbustos e arvoretas exclusivos do sub-bosque. São espécies que não ultrapassam o piso inferior e possuem características próprias (FINOL, 1971), como tolerância à sombra. A abundância delas está relacionada ao avanço na sucessão, pois dependem da umidade e sombreamento dentro da floresta (CHAZDON, 2016).

3.4 CONCLUSÕES

A riqueza e diversidade foram expressivas nas duas sinúcias amostradas, em comparação a outros estudos do ecótono FOM-FES.

A composição florística e estrutural da floresta, assim como o predomínio de espécies não pioneiras, demonstrou que a comunidade se encontra no estágio sucessional intermediário a avançado, de modo que as fases iniciais foram superadas.

Foi constatada dissimilaridade florística significativa entre estrato arbóreo e sub-bosque, provavelmente devido às mudanças estruturais inerentes ao processo de sucessão secundária.

A proporção dos elementos típicos da FES foi ligeiramente superior que os de FOM, sendo mais pronunciada no estrato regenerativo, o que confirmou a distribuição presumida devido às condições topográficas e altitudinais.

O simples abandono de áreas compreendidas entre remanescentes florestais e o reservatório da UHE, permitiu o desenvolvimento espontâneo da floresta no período de 38 anos. Dois principais fatores podem ter contribuído com isso: a ausência de distúrbios que tivessem prejudicado a sucessão secundária e a proximidade das florestas que serviram como fonte de propágulos.

4 CAPÍTULO II – INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ESTRUTURA DE FLORESTA EM TOPOSSEQUÊNCIA ADJACENTE A RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO EM BITURUNA, PR

4.1 INTRODUÇÃO

Dentre as unidades fitogeográficas florestais do Paraná, predominam a Floresta Ombrófila Mista (FOM) no centro-sul do estado e a Floresta Estacional Semidecidual (FES) nas regiões norte e oeste (SCHEER; BLUM, 2011; SFB, 2018). O contato entre elas constitui comunidades ecotonais (IBGE, 2012), cuja ocorrência se destaca no sudoeste do estado, ao longo do vale do rio Iguaçu no Terceiro Planalto Paranaense (RODERJAN *et al.*, 2002). Estas fitofisionomias integram a Mata Atlântica, um dos biomas brasileiros mais ameaçados pela drástica redução da cobertura original (LIMA, 2016), provocada pela expansão das atividades antrópicas.

Há décadas, a região sudoeste do Paraná tem sido impactada por empreendimentos de geração de energia elétrica, ressaltando-se aqueles instalados no rio Iguaçu (CARRIJO, 2004). No entorno de reservatórios hidrelétricos, são pouco estudados os impactos sobre a flora (LIMA *et al.*, 2018). Os fatores abióticos condicionam fortemente a fitossociologia das comunidades florestais (BLUM, 2006). Compreender essa relação é um dos subsídios para estratégias de conservação e restauração no contexto de reservatórios de usinas hidrelétricas (UHEs) (SOUZA *et al.*, 2015).

Aspectos topográficos e edáficos influenciam as formações florestais adjacentes a reservatórios hidrelétricos (CARVALHO *et al.*, 2000; GUSSON *et al.*, 2012; RORATO, 2012; VALE *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2018). Também deve ser ponderado o efeito de borda nas faixas de floresta limítrofes aos lagos artificiais (FERREIRA *et al.*, 2012), pois ele provoca alterações no microclima florestal (MURCIA, 1995), interfere no estabelecimento de espécies vegetais (DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004; ROSA *et al.*, 2015) e pode influenciar os atributos dos solos (NOVAIS; FERREIRA; BARRETO-COSTA, 2016; CHERULLI, 2018; SANTOS; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2018).

Pesquisas que relacionam florestas secundárias e variáveis ambientais são ferramentas fundamentais para subsidiar a recuperação florestal em projetos hidrelétricos (GUSSON *et al.*, 2012; RORATO, 2012; SOUZA *et al.*, 2015). Além

disso, os efeitos de longo prazo acarretados por barragens hidrelétricas precisam ser estudados (CARRIJO, 2004; MERENDA, 2004), em especial considerando as topossequências marginais aos reservatórios (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

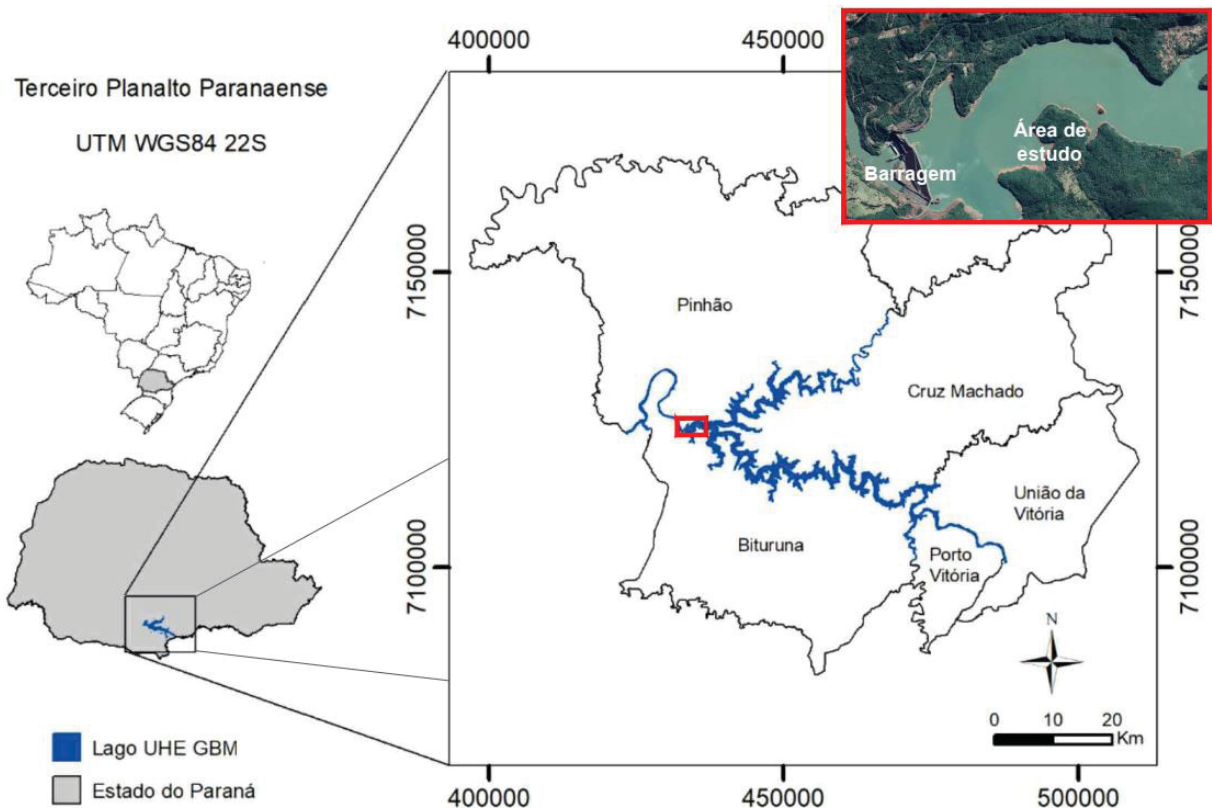
O objetivo desta pesquisa foi investigar a influência de fatores abióticos sobre comunidade florestal em topossequência marginal a reservatório hidrelétrico. As hipóteses foram: (i) os atributos ambientais apresentam diferenciação ao longo do trecho de encosta, mesmo numa topossequência relativamente curta; ii) as variações de solo e topografia influenciam a composição florístico-estrutural do estrato arbóreo e do sub-bosque.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da área

A área de estudo localiza-se às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM), gerida pela COPEL GeT (COPEL Geração e Transmissão) no Terceiro Planalto Paranaense (FIGURA 6). A barragem foi construída no médio rio Iguaçu, na divisa entre os municípios de Pinhão e Bituruna, estado do Paraná.

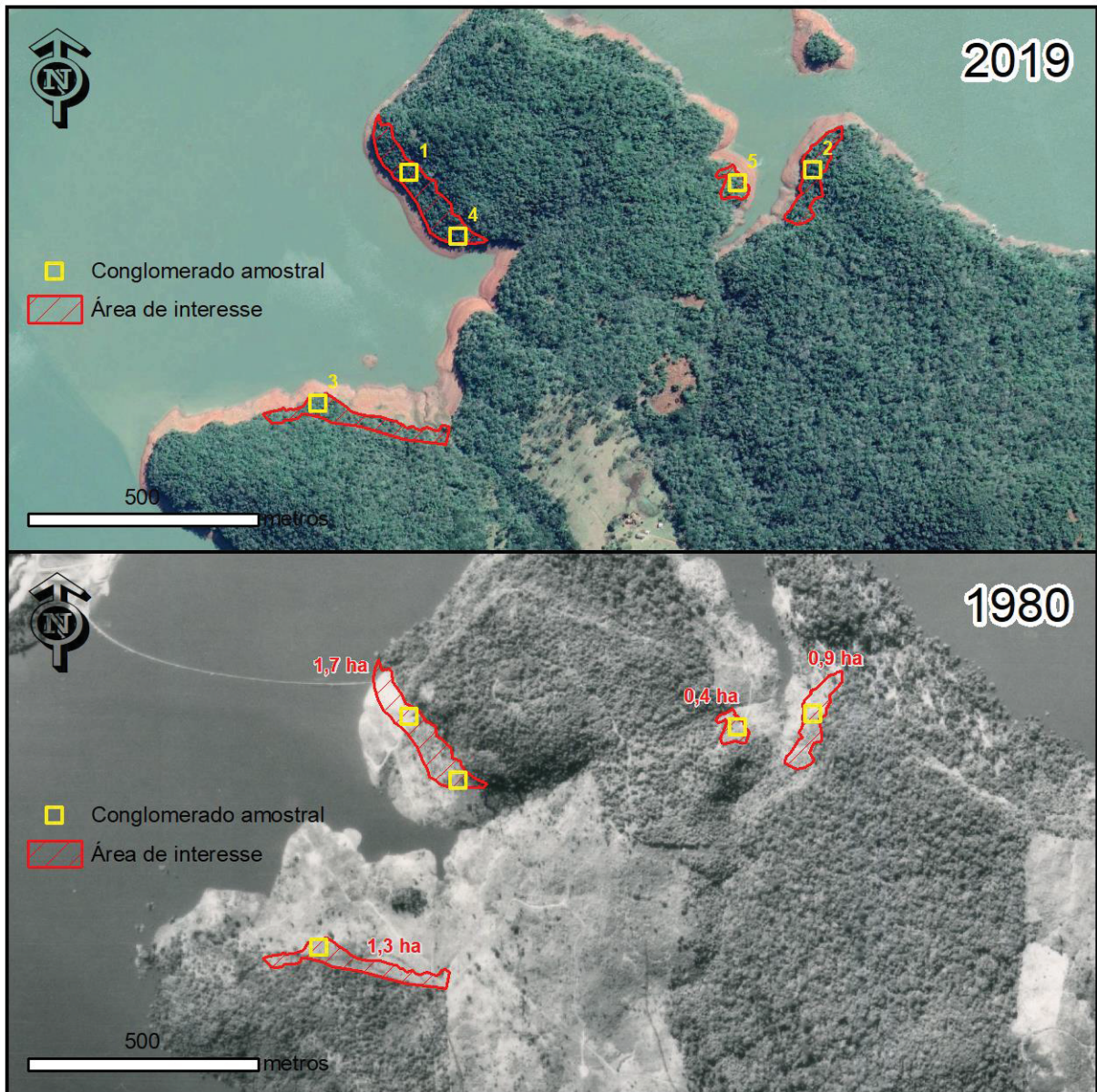
FIGURA 6 – LOCALIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO NO CONTEXTO DA UHE GBM, MUNICÍPIO DE BITURUNA, ESTADO DO PARANÁ.



FONTE: O autor (2020), adaptada de Google LLC (2019) e Marcon (2019).

As áreas de amostragem (FIGURA 7) situam-se cerca de dois quilômetros à montante da barragem ($26^{\circ}00'18''$ S e $51^{\circ}38'48''$ O – WGS-84), na margem esquerda do reservatório, município de Bituruna/PR. Os cinco locais selecionados possuem mesmas condições de relevo, idade das comunidades florestais secundárias e não sofreram grandes interferências antrópicas desde o enchimento do reservatório (1980), quando iniciaram seu processo de regeneração.

FIGURA 7 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE AMOSTRAGEM NA DINÂMICA DA PAISAGEM DO RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO.



FONTE: O autor (2020), adaptada de ITCG (1980) e Google LLC (2019).

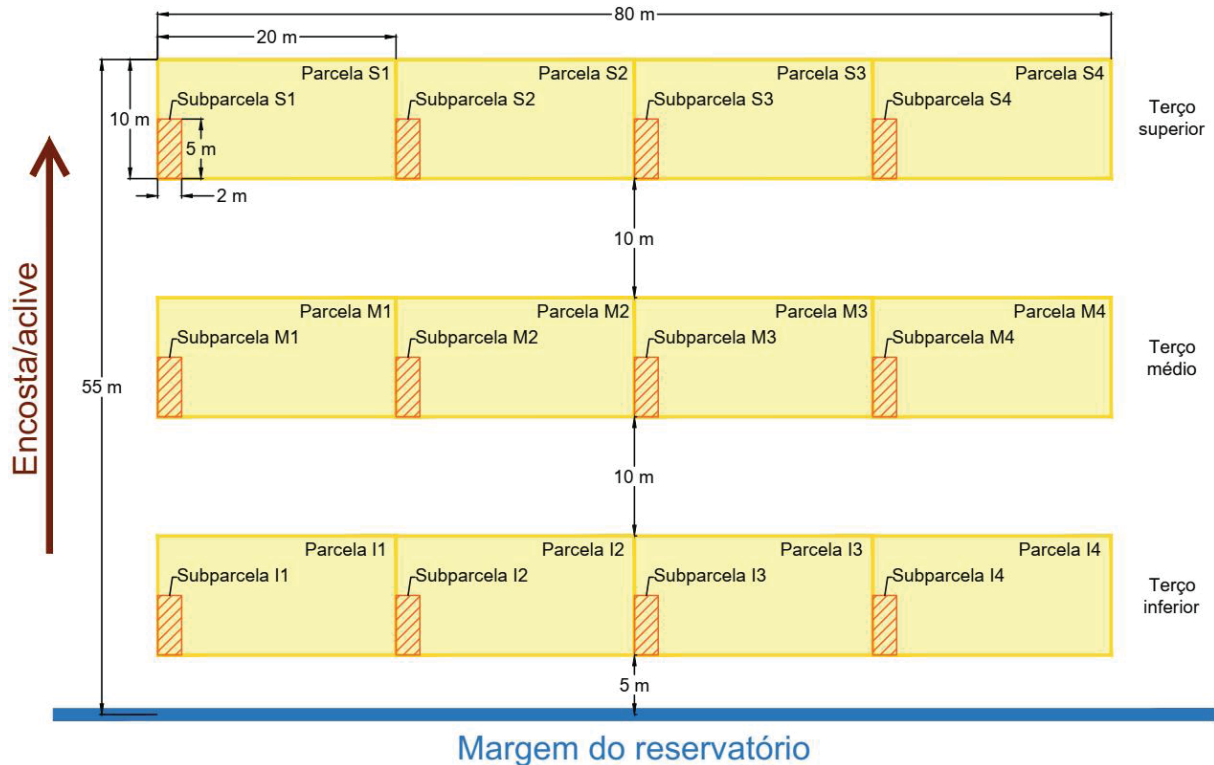
A altitude das áreas de amostragem variou de 740 a 810 m sobre o nível do mar (s.n.m.). O clima é Cfb subtropical úmido conforme classificação de Köppen, com verões brandos e invernos intensos, geadas frequentes e sem estação seca definida (ALVARES *et al.*, 2013). A região é caracterizada pelo predomínio da formação geológica Serra Geral, grupo São Bento (MINEROPAR, 2006), sendo comuns inclinações acima de 25° (45%) nas proximidades do rio Iguaçu (IPARDES, 1995). Predominam associações de latossolos, nitossolos e cambissolos (MARCON, 2019), além de neossolos (LACTEC, 2009a).

A área estudada é abrangida pelo ecótono de FOM e FES montanas, respectivamente com ocorrências presumidas acima e abaixo dos 800 m s.n.m., nas encostas do vale do rio Iguaçu, havendo uma transição gradativa em razão dos gradientes topográfico e de temperatura (RODERJAN *et al.*, 2002; IBGE, 2012).

4.2.2 Amostragem e análises

Foram instalados cinco conglomerados de amostragem (SANQUETTA *et al.*, 2014), todos na mesma espacialização em relação ao reservatório, e cada um reuniu 12 parcelas de 200 m² para o estrato arbóreo e 12 subparcelas de 10 m² para o sub-bosque (FIGURA 8). No arranjo amostral, a setorização da encosta foi baseada no modelo de perfil apresentado por IBGE (2015) e outros pesquisadores (VELOSO; KLEIN, 1959; KLEIN, 1980, 1984).

FIGURA 8 – MODELO ESQUEMÁTICO DO CONGLOMERADO DE AMOSTRAGEM INSTALADO NOS SETORES DA ENCOSTA, ÀS MARGENS DO RESERVATÓRIO.



FONTE: O autor (2020).

4.2.3 Levantamento das variáveis ambientais

Em cada parcela foi tomada uma leitura de declividade com clinômetro Suunto PM-5/1520 e foram obtidas cinco leituras de cota com aparelho Garmin GPSmap 78.

Com uso de trado holandês foi coletada uma amostra composta de solo por parcela, proveniente de cinco pontos de tradagem no perfil 0-20 cm. Para mensuração da profundidade (até 1,2 m) e da estratificação de horizontes (IBGE,

2015), foi realizada uma prospecção no centro de cada parcela. A análise físico-química de solo considerou os seguintes atributos: teores de areia, argila e silte, potencial hidrogeniônico (pH), acidez potencial (H+Al), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), fósforo (P), enxofre (S), matéria orgânica (MO), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e boro (B). Foram calculadas a capacidade de troca de cátions total (CTC), a soma de bases (SB) e as saturações por bases (V%), por alumínio (Al m%), por cálcio (Ca%), por magnésio (Mg%) e por potássio (K%) (SILVA, 2009).

A caracterização dos solos (profundidade, textura e tipo) e a definição das classes de declividade do terreno seguiram critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (SANTOS *et al.*, 2018).

4.2.4 Levantamento fitossociológico

Nas parcelas de 200 m² foram inventariadas as árvores com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) maior ou igual a 10,0 cm, enquanto nas subparcelas de 10 m² foram mensurados os indivíduos com DAP máximo de 9,9 cm (FINOL, 1971) e mínimo de 0,3 cm, cujos fustes atingissem 1,3 m a partir do solo. Nos indivíduos ramificados, todos fustes dentro dos critérios de inclusão foram registrados. Para calcular área basal foi adotada a raiz da soma dos quadrados dos DAPs (BATISTA; COUTO; SILVA-FILHO, 2014). Foram estimadas as alturas totais com auxílio de clinômetro e por intermédio do podão como medida referencial (CUNHA, 2004).

O material botânico coletado foi herborizado, determinado e depositado no Herbário da Escola de Florestas Curitiba (EFC) da Universidade Federal do Paraná (UFPR). A organização taxonômica seguiu os sistemas do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e *Pteridophyte Phylogeny Group* (PPG, 2016). Para conferência de táxons e distribuição fitogeográfica, foram consultados os portais Flora do Brasil 2020 (REFLORA, 2014), *The Plant List* (TPL, 2013) e speciesLink (INCT/HVFF, 2012). A classificação dos grupos ecológicos adotou critérios de longevidade, velocidade de crescimento, tolerância à sombra e síndrome de dispersão de sementes, conforme metodologia de Secco (2017).

4.2.5 Análise dos dados

Os dados foram processados nos programas Microsoft Excel 2007 e Fitopac (SHEPHERD, 2010). A linguagem de programação estatística R versão 4.0.2 (R CORE TEAM, 2020) foi utilizada nos processamentos estatísticos, junto com os pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2019), *car* (FOX; WEISBERG, 2019) e *iNEXT* (HSIEH; MA; CHAO, 2016).

Os índices e descritores fitossociológicos seguiram as premissas descritas por Felfili *et al.* (2011), no que tange aos cálculos da Porcentagem de Importância (PI), diversidade de Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J), dominância de Simpson (D) e coeficiente de mistura de Jentsch (QM). Na fitossociologia e nos processamentos estatísticos foram desconsiderados os indivíduos mortos, não identificados e espécie exótica.

Os testes de comparação de médias foram realizados com os descritores fitossociológicos e variáveis ambientais, comparando os setores da encosta. Procedeu-se da seguinte maneira, sempre com a significância estatística em 0,05 (Critério de Fisher): (i) verificação dos pressupostos de homogeneidade e normalidade pelos testes de Levene e Shapiro, respectivamente; (ii) aplicação da técnica Análise de Variância (ANOVA) (paramétrica) nos casos que atenderam os pressupostos; (iii) aplicação da técnica Kruskal-Wallis (não-paramétrica) nos casos que não atenderam os pressupostos; (iv) nos casos em que as variâncias se revelaram significativas, o teste *post hoc* foi executado através das técnicas Tukey (paramétrica) e Bonferroni (não-paramétrica) (FIELD, 2009).

Foram investigadas as correlações entre vegetação e variáveis ambientais nos setores da encosta, através do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com a função *envfit* (OKSANEN *et al.*, 2019) e da Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) (ANDERSON; WALSH, 2013). O teste Qui-quadrado de Pearson (FIELD, 2009) auxiliou na interpretação dos dados. A avaliação da eficiência amostral em cada setor se fez pela extrapolação por cobertura da amostra (CHAO; LEE, 1992), estimador de riqueza Bootstrap (FREITAS; MAGALHÃES, 2012) e erro de amostragem para densidade (SANQUETTA *et al.*, 2014), ao limite de 20% e probabilidade de 95%.

Na investigação de correlações foram utilizadas as medidas de distância Euclidiana (variáveis ambientais) e Bray-Curtis (vegetação), tendo sido montadas

matrizes de abundância ao nível de parcelas e subparcelas. O limite máximo de 20% foi adotado para o STRESS (*Standard Residuals Sum of Squares*) do NMDS, o que é considerado aceitável (CLARKE, 1993), e a PERMANOVA serviu para atestar a separação. Padronizaram-se 999 permutações nos processamentos de reordenação aleatória e 95% para os intervalos de confiança.

A relevância das variáveis ambientais na topossequência foi investigada através da Análise de Componentes Principais (ACP). Para tanto, utilizou-se a matriz de correlação e o método Varimax (normalização de Kaiser com rotação convergida em três iterações), bem como foram verificados o tamanho da amostra pelo teste de esfericidade de Bartlett (necessário $p < 0,05$) e a intensidade da relação pela medida de adequação de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (acima de 0,70 é adequada) (FIELD, 2009).

O teste de Mantel (ANDERSON; WALSH, 2013) foi executado para avaliar a correlação entre as matrizes florística (Bray-Curtis) e de variáveis ambientais (Euclidiana); adotou-se o método de Pearson (OKSANEN *et al.*, 2019).

4.3 RESULTADO E DISCUSSÃO

4.3.1 Variáveis do ambiente

Na amostragem prevaleceu a classe Cambissolo háplico (48%; 29 parcelas), de textura argilosa (67%; 40) e profundidade variando de profundo a muito profundo (38%; 23), enquanto no relevo predominaram as fases ondulado (57%; 34) a forte ondulado (35%; 21) (TABELA 8).

TABELA 8 – PROPORÇÃO DE TIPOS DE SOLO, TEXTURA, PROFUNDIDADE E DECLIVIDADE, ENCONTRADA NOS SETORES DA ENCOSTA ADJACENTE AO RESERVATÓRIO.

Tipo do solo por parcela	Terço inferior (%)	Terço médio (%)	Terço superior (%)
Cambissolo háplico	55	45	45
Latossolo vermelho	45	25	30
Neossolo litólico	0	30	25
Textura do solo por parcela			
Argilosa	60	55	85
Muito argilosa	40	45	15
Profundidade do solo por parcela			
Raso (≤ 50 cm)	20	35	40
Pouco profundo (> 50 e ≤ 100 cm)	35	30	25
Profundo a Muito profundo (> 100 cm)	45	35	35
Fases do relevo – declividade por parcela			
Suave ondulado – 3 a 8% de declividade	15	5	5
Ondulado – 8 a 20% de declividade	70	55	45
Forte ondulado – 20 a 45% de declividade	15	40	50

FONTE: O autor (2020), adaptada de SiBCS (SANTOS *et al.*, 2018).

Nos três setores da encosta predominou o Cambissolo háplico. Este é caracterizado pela pedogênese não muito avançada, profundidade variável (SANTOS *et al.*, 2018), textura argilosa, baixa saturação por bases, altos teores de alumínio e de matéria orgânica, além da ocorrência frequente em relevo moderado a fortemente ondulado (FASOLO *et al.*, 2002).

O Latossolo vermelho se destacou no terço inferior. De modo geral, é um solo de intemperização avançada, muito profundo, baixa saturação por bases, distrófico ou aluminico, fortemente ácido e costuma ocorrer em pedimentos e terraços aluviais antigos (SANTOS *et al.*, 2018). Normalmente possui textura argilosa, elevados teores de matéria orgânica e de alumínio (FASOLO *et al.*, 2002).

O Neossolo litólico ocorreu apenas nos terços médio e superior. Esse tipo de solo é caracterizado por baixa pedogênese, ausência de horizonte B diagnóstico e forte drenagem (SANTOS *et al.*, 2018). Outras características são a textura argilosa, pedregosidade, geralmente elevados teores de matéria orgânica e alumínio, pouca profundidade e fertilidade, baixa saturação por bases, susceptibilidade à erosão e ocorrência típica em relevo moderado a fortemente ondulado (FASOLO *et al.*, 2002).

Dentre os atributos químicos da área de estudo como um todo, tiveram destaque as elevadas acidez e saturação por alumínio, o caráter distrófico indicado pela baixa saturação por bases e a alta concentração de matéria orgânica que

elevou a capacidade de troca de cátions (RONQUIM, 2010) (TABELA 9); essa elevação indicou presença de argila 2:1 na estrutura do solo (SOBRAL *et al.*, 2015). No geral, os teores de micronutrientes foram medianos a altos, característica comum nos solos derivados do basalto (RORATO, 2012; BARRETO *et al.*, 2016).

TABELA 9 – VARIÁVEIS AMBIENTAIS DAS UNIDADES AMOSTRAIS E TESTES DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE OS SETORES DA ENCOSTA.

Variável ambiental	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>			
	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.			Máx.	Mín.	DP
Cota m	758,2	772,7	749,1	5,6	773,5	786,2	765,2	5,6	785,0	794,6	769,4	7,1	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p < 0,001) TI ≠ TS (p < 0,001) TM ≠ TS (p < 0,001)
Declividade %	14,1	25,9	5,2	5,5	18,7	26,8	7,9	4,7	19,8	34,4	7,4	7,4	ANOVA (p = 0,008)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,045) TI ≠ TS (p = 0,009)
% Areia	2,8	5,2	1,4	1,1	3,7	5,7	1,8	1,3	3,6	6,8	1,9	1,7	ANOVA (p = 0,066)	hipótese nula aceita
% Argila	57,3	70,7	42,5	8,3	58,9	73,1	38,9	8,5	54,6	68,0	43,0	6,4	ANOVA (p = 0,218)	hipótese nula aceita
% Silte	39,9	53,5	26,9	8,2	37,4	58,0	24,6	8,5	41,8	55,0	30,0	5,9	ANOVA (p = 0,204)	hipótese nula aceita
pH CaCl2	4,0	4,6	3,3	0,3	3,8	4,3	3,5	0,2	3,7	4,1	3,3	0,2	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,033) TI ≠ TS (p < 0,001)
H+Al cmol/dm³	12,2	19,1	4,8	3,9	16,2	25,0	9,8	3,8	18,6	25,3	9,9	3,6	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,004) TI ≠ TS (p < 0,001)
Al cmol/dm³	1,3	2,8	0,2	0,8	1,9	3,5	0,4	0,9	2,4	3,5	0,2	1,0	ANOVA (p = 0,002)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,001)
Ca cmol/dm³	3,0	9,3	0,7	2,2	3,0	8,4	1,0	2,3	2,0	6,8	0,3	1,9	ANOVA (p = 0,200)	hipótese nula aceita
Mg cmol/dm³	2,0	6,2	0,5	1,4	1,7	3,1	0,5	0,6	1,5	5,4	0,1	1,2	Kruskal-Wallis (p = 332)	hipótese nula aceita
K cmol/dm³	0,2	0,5	0,1	0,1	0,3	1,0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,1	0,0	ANOVA (p = 0,158)	hipótese nula aceita
Soma de bases cmol/dm³	5,3	13,3	1,4	3,1	4,9	10,5	2,2	2,5	3,7	9,1	0,9	2,4	ANOVA (p = 0,128)	hipótese nula aceita
CTC a pH 7,0 cmol/dm³	17,6	23,4	12,4	2,6	21,1	28,1	15,8	3,8	22,2	27,4	16,9	3,0	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,002) TI ≠ TS (p < 0,001)
Al m%	25,2	66,7	2,4	20,1	31,1	61,8	3,2	17,8	43,7	78,7	4,9	23,0	ANOVA (p = 0,019)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,016)
V%	30,9	69,4	7,1	17,7	23,4	47,4	8,0	10,8	16,5	48,0	4,9	11,2	Kruskal-Wallis (p = 0,009)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,004)
Ca%	18,0	48,4	3,6	13,6	14,0	37,9	3,7	9,7	8,8	35,7	1,8	8,7	ANOVA (p = 0,033)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,025)
Mg%	11,4	33,2	2,5	7,3	8,1	15,8	2,7	3,2	6,8	24,4	0,6	5,8	ANOVA (p = 0,039)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,036)
K%	1,4	2,5	0,8	0,5	1,3	4,4	0,6	0,8	0,9	1,3	0,6	0,2	ANOVA (p = 0,007)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,006)

Variável ambiental	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>			
	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.			Máx.	Mín.	DP
P-disponível mg/dm ³	2,9	6,5	1,2	1,7	3,7	9,1	1,3	2,0	3,4	6,2	1,9	1,3	ANOVA (p = 0,339)	hipótese nula aceita
S mg/dm ³	3,6	5,1	2,4	0,8	4,0	8,8	2,1	1,6	4,2	8,4	2,2	1,5	ANOVA (p = 0,418)	hipótese nula aceita
Matéria orgânica g/kg	60,8	128,3	36,3	22,0	79,3	145,0	45,2	25,5	77,5	116,8	43,2	24,0	ANOVA (p = 0,032)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,045)
Cu mg/dm ³	9,6	14,0	3,4	2,5	7,6	15,6	2,5	3,6	7,7	14,6	1,1	3,8	ANOVA (p = 0,107)	hipótese nula aceita
Zn mg/dm ³	5,3	14,8	1,5	3,4	4,2	7,2	2,2	1,7	3,1	5,5	1,5	1,2	Kruskal-Wallis (p = 0,036)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,012)
Fe mg/dm ³	98,5	160,7	38,8	37,1	123,8	223,4	47,9	47,7	144,1	204,6	69,7	33,9	ANOVA (p = 0,003)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,002)
Mn mg/dm ³	167,5	606,9	17,9	143,1	122,5	253,5	44,4	63,0	86,0	212,2	38,8	41,0	Kruskal-Wallis (p = 0,070)	hipótese nula aceita
B mg/dm ³	0,7	1,0	0,5	0,2	1,0	1,6	0,6	0,2	1,1	1,8	0,5	0,3	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,002) TI ≠ TS (p < 0,001)

FONTE: O autor (2020).

NOTA: H+Al = acidez potencial; Al = alumínio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; K = potássio; P = fósforo; S = enxofre; MO = matéria orgânica; Cu = cobre; Zn = zinco; Fe = ferro; Mn = manganês; B = boro; CTC = capacidade de troca de cátions total; SB = soma de bases; V% = saturações por bases; Al m% = saturação por alumínio; Ca% = saturação por cálcio; Mg% = saturação por magnésio; K% = saturação por potássio; pH = potencial hidrogeniônico; Méd. = valor médio das médias das parcelas; Máx. = maior média das parcelas; Mín. = menor média das parcelas; DP = desvio padrão das médias das parcelas.

Os testes de comparação de médias apontaram diferenças estatísticas em 15 variáveis ambientais e evidenciaram a existência de dois compartimentos ambientais na setorização da encosta: um representado pelo terço inferior e o outro pelos terços médio e superior. Estes dois últimos setores diferiram somente na variável cota.

A ACP (ou PCA – *Principal Component Analysis*) abrangeu as 15 variáveis ambientais que diferiram estatisticamente entre os setores. A variação explicada pelos eixos de ordenação representou 64,6% da variância total dos dados. Analisando o *scree plot*, foram extraídos os componentes principais 1 e 2 (TABELA 10), que sintetizaram 47,1 e 17,5% dos fatores, respectivamente. O teste de Bartlett revelou $p < 0,001$ (tamanho adequado da amostra) e a medida de KMO foi de 0,67 (intensidade modesta da relação) (FIELD, 2009).

TABELA 10 – PESO DE CADA VARIÁVEL AMBIENTAL REFERENTE AOS DOIS FATORES EXTRAÍDOS NA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS.

Variável ambiental	Componente principal 1	Componente principal 2
V% – saturações por bases	0,91	---
Al m% – saturação por alumínio	-0,90	---
pH – potencial hidrogeniônico	0,87	---
Zn – zinco	0,81	---
Al – alumínio	-0,81	---
Ca% – saturação por cálcio	0,77	---
Mg% – saturação por magnésio	0,73	---
Fe – ferro	-0,68	---
K% – saturação por potássio	0,57	---
MO – matéria orgânica	---	0,87
CTC – capacidade de troca de cátions total	---	0,85
B – boro	---	0,79
H+Al – acidez potencial	-0,65	0,67
Cota altimétrica	---	0,58
Declividade do terreno	---	0,56

FONTE: O autor (2020).

Haja vista a natureza edáfica (RONQUIM, 2010) e topográfica (LIMA, 2016) dos fatores da ACP, no eixo 1 foram predominantes atributos de acidez e fertilidade natural do solo, enquanto no eixo 2 predominaram características ligadas à topografia e matéria orgânica. O teste de comparação de médias foi realizado com os dois componentes principais, comparando os setores: (i) houve diferença

significativa no componente 1 (ANOVA, $p = 0,003$), sendo que o terço inferior diferiu do terço superior (Tukey, $p = 0,002$); (ii) houve diferença significativa no componente 2 (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), sendo que o terço inferior diferiu dos terços médio e superior (Bonferroni, $p < 0,001$ em ambas comparações).

A posição topográfica sintetizou um conjunto de variáveis ambientais influenciadas pelo relevo. A declividade consiste em atributo topográfico determinante para as características edáficas (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013).

O terço inferior se destacou por conta da maior ocorrência de Latossolo e ausência de Neossolo, certamente em decorrência dos menores declives. A declividade assume importante papel na pedogênese e morfogênese, interferindo na estabilidade e drenagem do substrato (SILVA *et al.*, 2007; CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013), além da profundidade. Na área de estudo os tipos de solo associados à topografia justificariam as diferenças encontradas nos atributos edáficos. Considerando uma microtopografia, as características dos solos costumam variar entre as seções de topo, de encosta e aplainadas (WRIGHT, 2002).

A diferença de declividade no terço inferior da encosta pode ser explicada pela geomorfologia das margens do rio Iguaçu. As feições de patamares, ombreiras e terraços estariam relacionadas à formação pretérita de pedimentos e pediplanos (PALHARES, 2011). As vertentes do vale afiguram quebras de relevo de diferentes altitudes, ocasionando declives acentuados intercalados por partes planas (IAP, 2006). Supõe-se que a margem do reservatório quando alçada, alcançou as porções mais antigas de pedimentação do vale do rio Iguaçu, encaixando-se junto a uma seção menos declivosa. Variações na cobertura vegetal podem decorrer do gradiente geomorfológico (SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013).

Na área de estudo, a discreta tendência de solos de maior profundidade no terço inferior pode ser atribuída à declividade. Os terços médio e superior, normalmente mais íngremes e acidentados, tendem a dissipar material para baixo, tornando-se mais rasos, menos férteis e com menor capacidade de retenção hídrica; a posição topográfica de uma encosta implica em variações nos atributos físicos e químicos do solo, principalmente por causa da topografia diferenciada entre os setores (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016).

Em topossequências marginais a reservatórios hidrelétricos, a proximidade ao lago, o perfil topográfico e as propriedades edáficas se relacionam entre si e

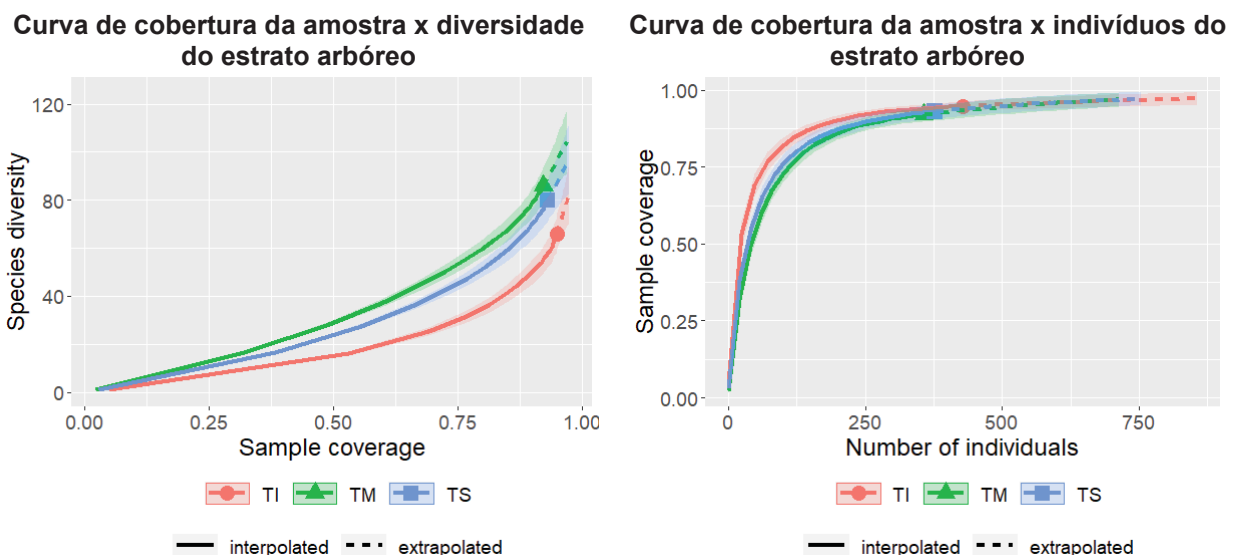
influenciaram os componentes bióticos, como a vegetação (VALE *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2015).

Em termos de paisagem, deve ser considerado que o terço inferior correspondeu a faixas de floresta confrontantes ao reservatório. O efeito de borda pode ter influenciado o solo (NOVAIS; FERREIRA; BARRETO-COSTA, 2016). Nas bordas florestais, a ciclagem de nutrientes é afetada (WIENS *et al.*, 1993; MALCOLM, 1994), pois ocorrem alterações nos fatores que regulam a decomposição da matéria orgânica proveniente da serapilheira (KAPOS, 1989; CAMARGO; KAPOS, 1995).

4.3.2 Caracterização fitossociológica

O esforço amostral atendeu a finalidade de caracterização da vegetação. No estrato arbóreo, a diversidade amostrada atingiu 94,9% de cobertura da amostra no terço inferior, 92,2% no terço médio e 93,1% no terço superior (GRÁFICO 4). A extrapolação para o dobro do número de indivíduos revelou acréscimos de 2,4%, 4,7% e 4,2% nas coberturas, respectivamente.

GRÁFICO 4 – CURVAS DE COBERTURA DA AMOSTRA EM FUNÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E NÚMERO DE INDIVÍDUOS, NOS SETORES DO ESTRATO ARBÓREO.

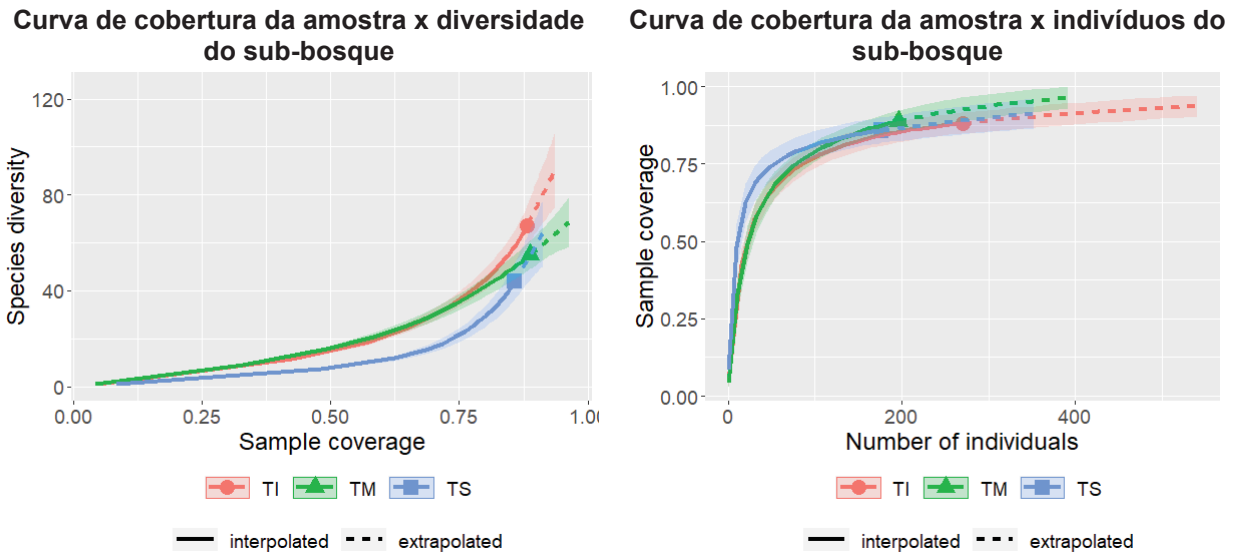


FONTE: O autor (2020).

NOTA: *Species diversity* = diversidade de espécies; *Sample coverage* = cobertura da amostra; *Number of individuals* = nº de indivíduos, *interpolated* = curva interpolada; *extrapolated* = curva extrapolada; TI = terço inferior; TM = terço médio; TS = terço superior.

No sub-bosque, a diversidade amostrada atingiu 88,2% de cobertura da amostra no terço inferior, 88,8% no terço médio e 85,8% no terço superior (GRÁFICO 5). A extrapolação para o dobro do número de indivíduos revelou acréscimos de 5,5%, 7,5% e 5,5% nas coberturas, respectivamente.

GRÁFICO 5 – CURVAS DE COBERTURA DA AMOSTRA EM FUNÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E NÚMERO DE INDIVÍDUOS, NOS SETORES DO SUB-BOSQUE.



FONTE: O autor (2020).

NOTA: *Species diversity* = diversidade de espécies; *Sample coverage* = cobertura da amostra; *Number of individuals* = nº de indivíduos, *interpolated* = curva interpolada; *extrapolated* = curva extrapolada; TI = terço inferior; TM = terço médio; TS = terço superior.

Consoante ao estimador Bootstrap, em todos setores a amostragem abrangeu mais que 80% da riqueza estimada: (i) estrato arbóreo – no terço inferior 86% (66 de 77 espécies estimadas), no terço médio 85% (86 de 101) e no terço superior 86% (80 de 93); (ii) sub-bosque – no terço inferior 82% (67 de 82), no terço médio 83% (55 de 66) e no terço superior 81% (44 de 54).

Esses percentuais ficaram próximos àqueles encontrados por Oliva *et al.* (2018) no ecótono entre Florestas Ombrófilas Mista e Densa, 87 e 90%; por Lucheta *et al.* (2015) em Floresta Estacional Decidual, 86%; por Mazon, Silva e Watzlawick (2019) em Floresta Ombrófila Mista, 87%; e por Gandra, Nunes-Freitas e Schütte (2011) em Floresta Ombrófila Densa, 88%.

Os erros de amostragem na densidade foram calculados separadamente para cada setor das sinúsias: (i) estrato arbóreo – 11% no terço inferior, 12% no terço médio e 13% no terço superior; (ii) sub-bosque – 13% no terço inferior, 19% no

terço médio e 17% no terço superior. As porcentagens ficaram abaixo do limite de 20% sob a probabilidade de 95%, o que é considerado perfeitamente aceitável (IBGE, 2012).

No estrato arbóreo, o terço inferior apresentou menor riqueza e maior número de indivíduos amostrados (428) em relação aos terços médio (357) e superior (377). No sub-bosque, a riqueza do terço inferior foi maior e o número de indivíduos amostrados (270) também superou os terços médio (196) e superior (176). Essas comparações levam em conta que as áreas de amostragem foram iguais entre os setores, em cada sinússia.

Do ponto de vista florístico e estrutural, o terço inferior diferiu estatisticamente dos outros dois setores de forma pontual, nos testes de comparação de médias. No estrato arbóreo (TABELA 11), a diferença foi no coeficiente de mistura de Jentsch. No sub-bosque (TABELA 12), diferiram densidade e riqueza. Em ambas sinússias foram significativamente diferentes as proporções de espécies não pioneiras.

TABELA 11 – DESCRITORES FITOSSOCIOLÓGICOS DAS PARCELAS DO ESTRADO ARBÓREO E TESTES DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE OS SETORES DA ENCOSTA.

Estrato arbóreo	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>			
	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Máx.	Mín.	DP	Méd.			Máx.	Mín.	DP
Diversidade de Shannon	2,17	2,76	1,42	0,36	2,33	2,59	2,00	0,20	2,35	2,95	1,84	0,30	ANOVA ($p = 0,087$)	hipótese nula aceita
Equabilidade de Pielou	0,46	0,59	0,30	0,08	0,50	0,55	0,43	0,04	0,50	0,63	0,39	0,06	ANOVA ($p = 0,087$)	hipótese nula aceita
Dominância de Simpson (1-D)	0,85	0,93	0,70	0,06	0,89	0,92	0,82	0,03	0,89	0,94	0,80	0,04	Kruskal-Wallis ($p = 0,062$)	hipótese nula aceita
Mistura de Jentsch	0,55	0,83	0,34	0,13	0,69	0,92	0,50	0,11	0,66	0,87	0,50	0,12	ANOVA ($p < 0,001$)	Tukey TI \neq TM ($p = 0,001$) TI \neq TS ($p = 0,010$)
Área basal (m ²)	0,04	0,18	0,02	0,04	0,04	0,09	0,02	0,02	0,03	0,08	0,01	0,02	Kruskal-Wallis ($p = 0,302$)	hipótese nula aceita
Densidade (indivíduos)	21,1	29,0	10,0	5,1	18,3	24,0	10,0	4,5	18,9	34,0	12,0	5,2	ANOVA ($p = 0,072$)	hipótese nula aceita
Altura total (m)	10,8	14,9	6,9	2,0	10,7	13,2	7,9	1,5	10,1	13,3	7,3	1,6	ANOVA ($p = 0,379$)	hipótese nula aceita
DAP (cm)	19,2	28,3	15,0	3,6	19,4	27,2	14,1	3,7	18,5	26,3	13,2	3,6	Kruskal-Wallis ($p = 0,608$)	hipótese nula aceita
Riqueza (nº de espécies)	11,4	18,0	6,0	3,1	12,0	15,0	8,0	2,3	12,3	21,0	8,0	3,4	ANOVA ($p = 0,653$)	hipótese nula aceita
Abundância de espécies não pioneiras (%)	33,9	72,7	8,7	19,3	54,8	93,3	15,8	18,8	56,2	88,2	25,0	15,9	ANOVA ($p < 0,001$)	Tukey TI \neq TM ($p = 0,002$) TI \neq TS ($p = 0,001$)
Riqueza de espécies não pioneiras (%)	38,4	66,7	16,7	13,6	57,7	90,9	27,3	15,3	58,6	87,5	36,4	13,7	ANOVA ($p < 0,001$)	Tukey TI \neq TM ($p < 0,001$) TI \neq TS ($p < 0,001$)

FONTE: O autor (2020).

NOTA: DAP = diâmetro à altura do peito; Méd. = média das parcelas; Máx. = maior média das parcelas; Mín. = menor média das parcelas; DP = desvio padrão das médias das parcelas.

TABELA 12 – DESCRITORES FITOSSOCIOLÓGICOS DAS SUBPARCELAS DO SUB-BOSQUE E TESTES DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE OS SETORES DA ENCOSTA.

Sub-bosque	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparações de médias	Teste <i>post-hoc</i>	
	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.			DP
Diversidade de Shannon	1,58	2,04	0,99	1,41	1,84	0,00	1,25	1,61	0,56	0,28	Kruskal-Wallis (p = 0,066)	hipótese nula aceita
Equabilidade de Pielou	0,35	0,45	0,22	0,31	0,40	0,00	0,27	0,35	0,12	0,06	Kruskal-Wallis (p = 0,066)	hipótese nula aceita
Dominância de Simpson (1-D)	0,68	0,73	0,47	0,64	0,72	0,00	0,61	0,68	0,38	0,07	Kruskal-Wallis (p = 0,180)	hipótese nula aceita
Mistura de Jentsch	0,61	0,90	0,27	0,68	1,00	0,25	0,62	1,00	0,29	0,16	ANOVA (p = 0,350)	hipótese nula aceita
Área basal (m ²)	0,01	0,02	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,00	0,01	Kruskal-Wallis (p = 0,205)	hipótese nula aceita
Densidade (indivíduos)	13,5	21,0	9,0	9,8	19,0	4,0	9,3	14,0	3,0	3,3	Kruskal-Wallis (p < 0,001)	Bonferroni TI ≠ TM (p = 0,009) TI ≠ TS (p = 0,001)
Altura total (m)	3,0	4,3	2,0	3,2	5,6	1,5	3,2	5,2	1,9	0,8	ANOVA (p = 0,728)	hipótese nula aceita
DAP (cm)	2,5	4,4	1,1	2,6	5,5	0,5	2,7	5,3	1,3	1,1	Kruskal-Wallis (p = 0,870)	hipótese nula aceita
Riqueza (nº de espécies)	8,1	16,0	4,0	6,6	13,0	1,0	5,3	9,0	2,0	2,0	Kruskal-Wallis (p = 0,005)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,003)
Abundância de espécies não pioneiras (%)	67,8	100,0	35,7	73,5	100,0	44,4	88,5	100,0	44,4	15,1	ANOVA (p = 0,001)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,001) TM ≠ TS (p = 0,019)
Riqueza de espécies não pioneiras (%)	67,4	100,0	50,0	73,0	100,0	37,5	83,0	100,0	33,3	20,8	ANOVA (p = 0,022)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,018)

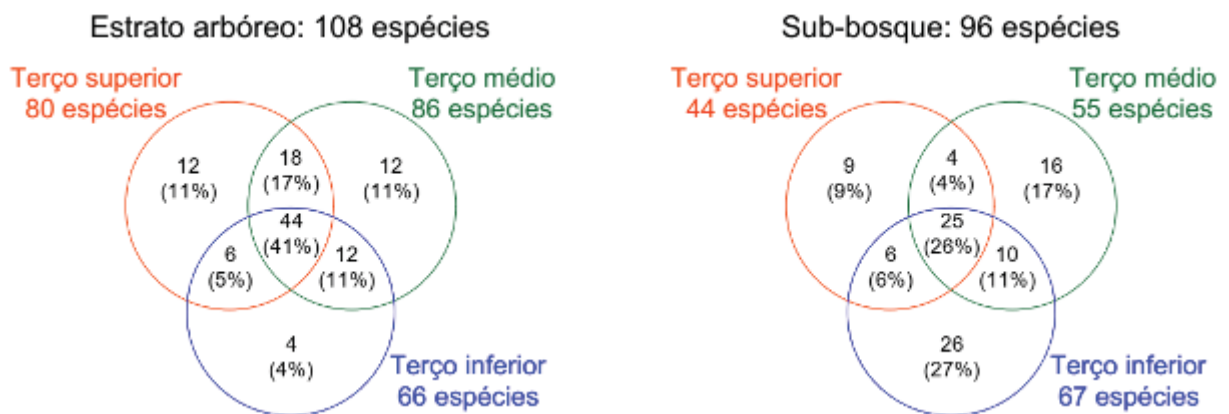
FONTE: O autor (2020).

NOTA: DAP = diâmetro à altura do peito; Méd. = média das subparcelas; Máx. = maior média das subparcelas; Mín. = menor média das subparcelas; DP = desvio padrão das médias das subparcelas.

Em geral, os descritores fitossociológicos não se diferenciaram significativamente entre os setores. Essa diferenciação foi significativa apenas na composição florística e estrutural do terço inferior, a saber: na menor proporção do grupo ecológico das não pioneiras para ambas sinúcias, na mistura de Jentsch para o estrato arbóreo e na densidade e riqueza para o sub-bosque. As comunidades arbustiva e arbórea regenerante respondem mais rapidamente às variações no ambiente (GOMES *et al.*, 2009), merecendo destaque a influência do relevo (NARVAES *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2015; MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016).

Quanto à composição florística, Lauraceae, Myrtaceae e Fabaceae se sobressaíram na riqueza. Essas famílias foram destacadas noutras pesquisas do ecótono FOM-FES realizadas no Paraná (VIANI *et al.*, 2011; ADENESKY-FILHO *et al.*, 2018; CARVALHO *et al.*, 2018). O estrato arbóreo e o sub-bosque reuniram 108 e 96 espécies nativas, respectivamente. Houve variação nas taxas de compartilhamento entre os terços inferior, médio e superior (GRÁFICO 6).

GRÁFICO 6 – DIAGRAMA DE VENN DO COMPARTILHAMENTO DAS RIQUEZAS ENTRE OS SETORES DA ENCOSTA, NO ESTRATO ARBÓREO E SUB-BOSQUE.

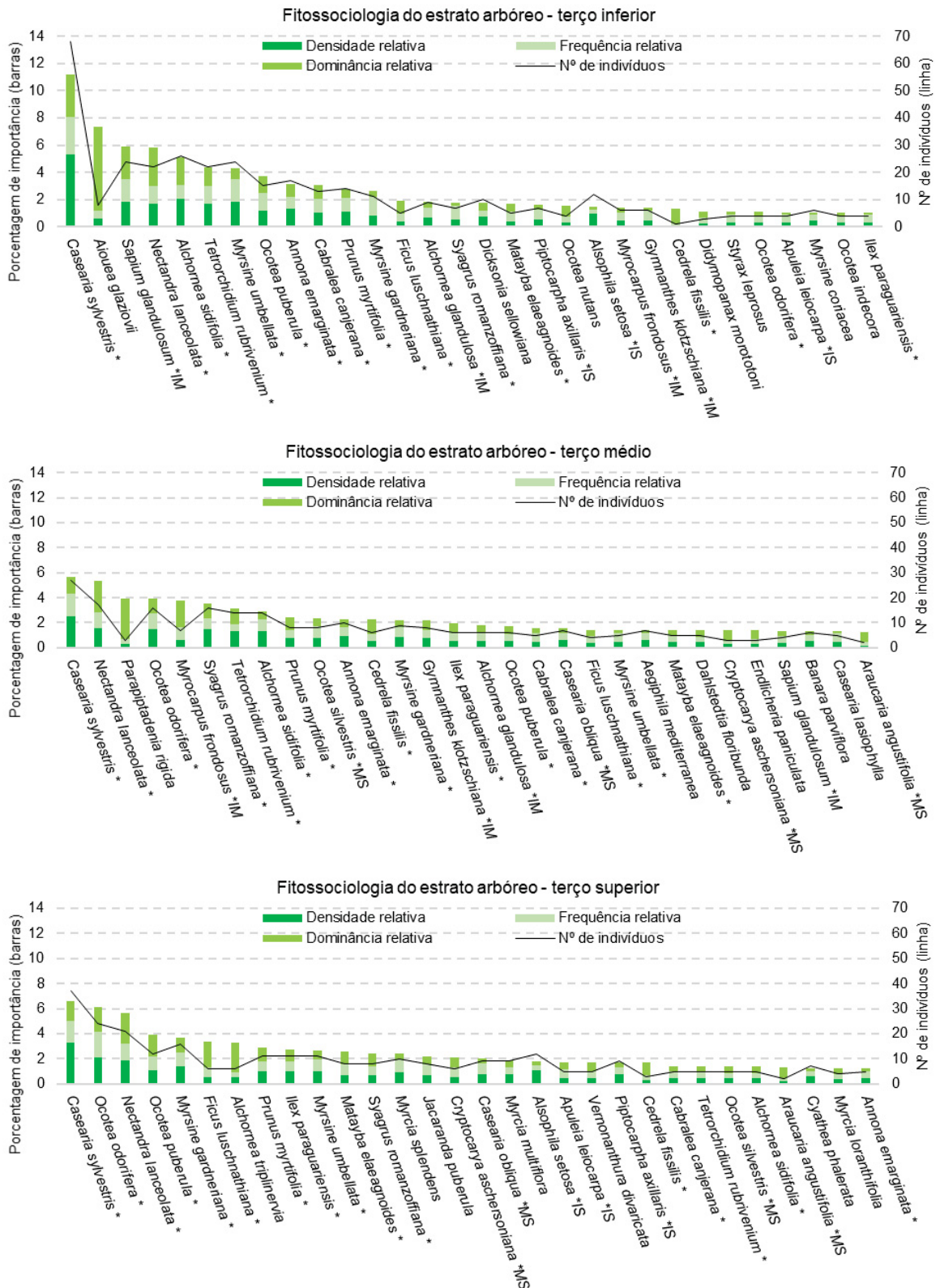


FONTE: O autor (2020).

No estrato arbóreo, a proporção das espécies exclusivas (ocorrência em apenas um setor) foi de 26%, o que sugeriu uma distribuição relativamente homogênea pelos setores da encosta. O mesmo não ocorreu para o sub-bosque, onde a taxa de exclusividade atingiu 53%, sobretudo devido a uma considerável diferenciação no terço inferior. Essa maior heterogeneidade no sub-bosque pode ser uma consequência da maior sensibilidade que a sinúcia apresenta às variações do ambiente (GUSSON *et al.*, 2012; SILVA, 2018).

Na fitossociologia do estrato arbóreo, as 30 primeiras posições da PI de cada setor da encosta reuniram 47 espécies e as proporções de compartilhamento foram: 34% entre os três setores, 43% entre os terços inferior e médio, 40% entre os terços inferior e superior e 43% entre os terços médio e superior (GRÁFICO 7).

GRÁFICO 7 – FITOSSOCIOLOGIA DO ESTRATO ARBÓREO NOS TRÊS SETORES DA ENCOSTA, EM REGIÃO ECOTONAL DAS FLORESTAS OMBRÓFILA MISTA E ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.



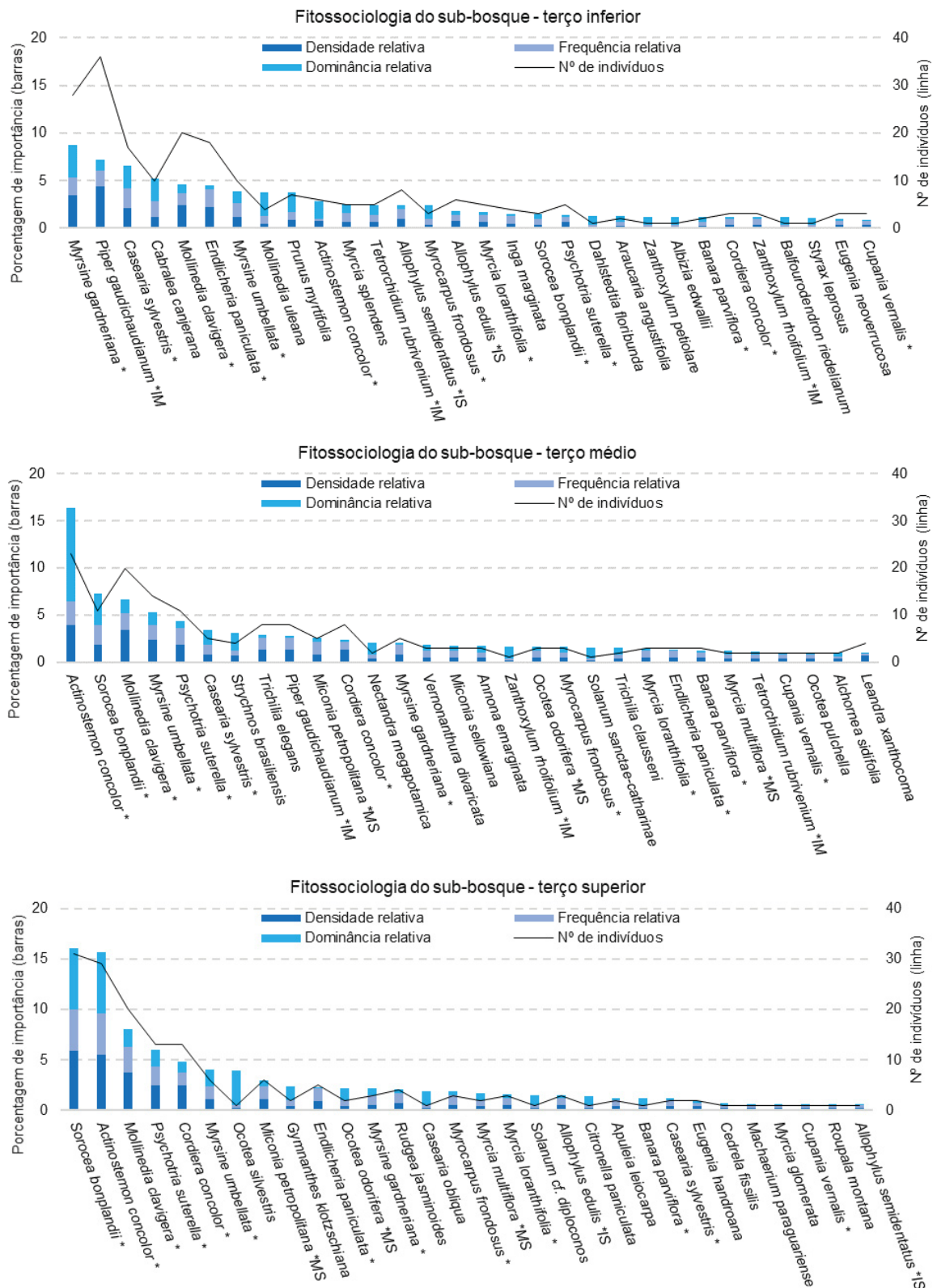
FONTE: O autor (2020).

NOTA: * = registro comum aos três setores; *MS = registro comum aos terços médio e superior; *IS = registro comum aos terços inferior e superior; *IM = registro comum aos terços inferior e médio.

O terço inferior do estrato arbóreo apresentou distribuição de PI diferenciada, dada a representatividade destacada de duas espécies sobre as demais: na primeira posição, *Casearia sylvestris* se sobressaiu na densidade e frequência, bem mais do que nos outros setores; no segundo lugar, *Aiouea glaziovii* se destacou na dominância e foi exclusiva do setor. Os terços médio e superior revelaram distribuições sem grandes destaques, demonstrando maior homogeneidade.

Na fitossociologia do sub-bosque, as 30 primeiras posições da PI de cada setor da encosta reuniram 56 espécies e a proporção de compartilhamento foi: 23% entre os três setores, 29% entre os terços inferior e médio, 27% entre os terços inferior e superior e 29% entre os terços médio e superior (GRÁFICO 8).

GRÁFICO 8 – FITOSSOCIOLOGIA DO SUB-BOSQUE NOS TRÊS SETORES DA ENCOSTA, EM REGIÃO ECOTONAL DAS FLORESTAS OMBRÓFILA MISTA E ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.



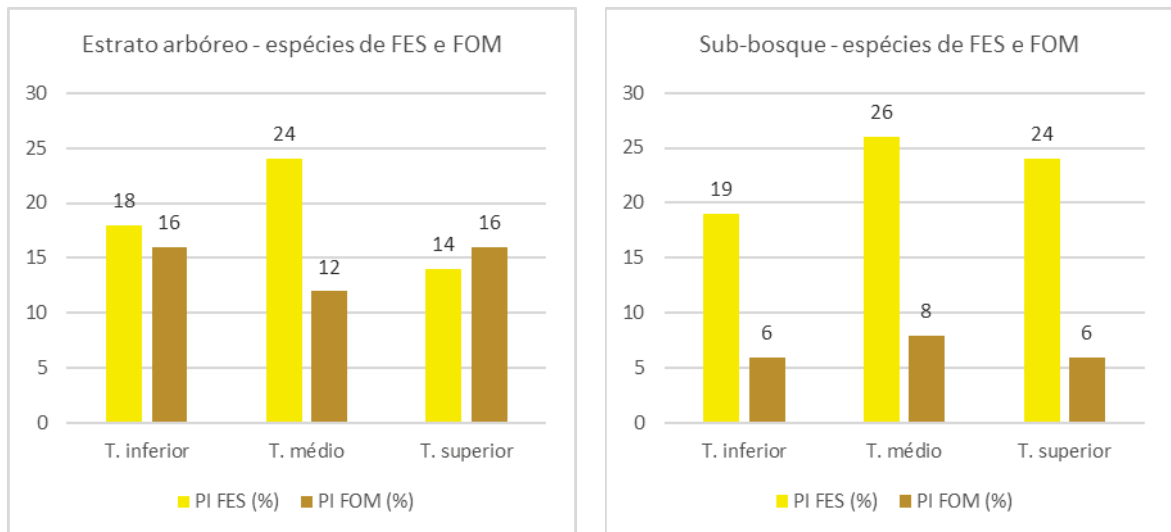
FONTE: O autor (2020).

NOTA: * = registro comum aos três setores; *MS = registro comum aos terços médio e superior; *IS = registro comum aos terços inferior e superior; *IM = registro comum aos terços inferior e médio.

O sub-bosque revelou distribuição de PI com maior homogeneidade no terço inferior. *Actinostemon concolor* e *Sorocea bonplandii* foram as espécies mais representativas nos terços médio e superior, todavia tendo sido relativamente discretas no terço inferior.

As espécies típicas de FES tiveram maiores PIs na encosta, exceto no terço superior do estrato arbóreo, onde a FOM teve discreta superioridade (GRÁFICO 9). Ambas fitofisionomias do ecótono foram representadas na sucessão secundária e não houve tendência de distribuição na setorização da encosta. O teste Qui-quadrado (Pearson) revelou $p = 0,240$ para o estrato arbóreo e $p = 0,923$ para o sub-bosque, indicando diferenças não significativas entre FES e FOM nas distribuições de PI dos setores.

GRÁFICO 9 – PORCENTAGEM DE IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES TÍPICAS DAS FLORESTAS ESTACIONAL SEMIDECIDUAL E OMBRÓFILA MISTA, NOS TERÇOS INFERIOR, MÉDIO E SUPERIOR DA ENCOSTA.



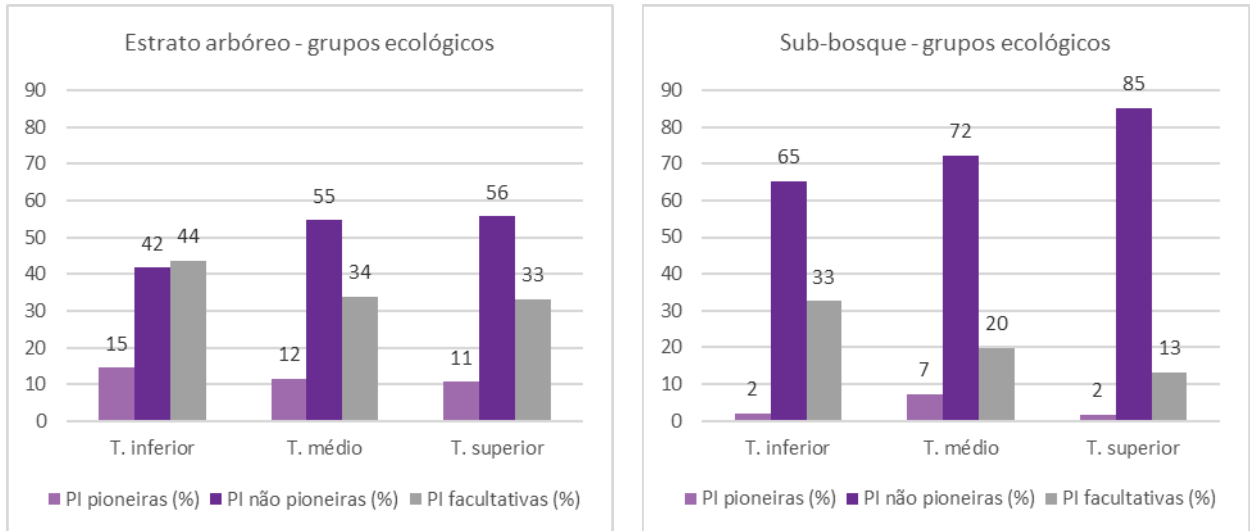
FONTE: O autor (2020).

NOTA: PI = porcentagem de importância; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOM = Floresta Ombrófila Mista.

Sob a ótica dos grupos ecológicos e suas PIs, o estrato arbóreo apresentou predomínio das espécies não pioneiras e representatividade moderada das facultativas nos terços médio e superior. No terço inferior, verificou-se um arranjo diferenciado pelo aumento da importância das espécies facultativas, em detrimento das não pioneiras, além de discreto acréscimo das pioneiras (GRÁFICO 10). No sub-

bosque, foi destacada a PI das espécies não pioneiras nos três setores, principalmente nos terços médio e superior. No terço inferior, as espécies facultativas tiveram razoável incremento de importância.

GRÁFICO 10 – PORCENTAGEM DE IMPORTÂNCIA DOS GRUPOS ECOLÓGICOS NOS TERÇOS INFERIOR, MÉDIO E SUPERIOR DA ENCOSTA, EM FLORESTA ECOTONAL COM 38 ANOS DE SUCESSÃO SECUNDÁRIA.



FONTE: O autor (2020).

NOTA: PI = porcentagem de importância; T. = terço.

As espécies facultativas são aquelas cujas características permitem seu enquadramento tanto em pioneiras como em não pioneiras (SECCO, 2017). A ocorrência desses dois grupos ecológicos no interior da floresta pode ser explicada pelo processo sucessional: seriam árvores remanescentes do início da sucessão secundária ou que se desenvolveram em clareiras abertas naturalmente (CHAZDON, 2012).

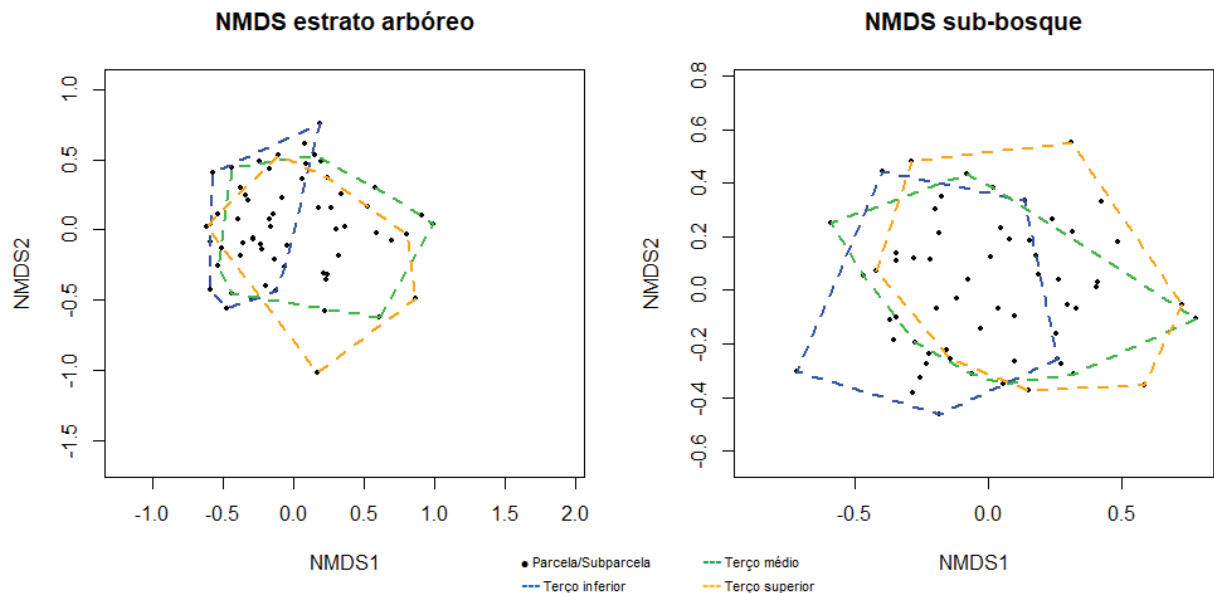
A tendência observada de acréscimo de importância das facultativas no terço inferior para ambas as sinúsias, assim como o discreto aumento na importância estrutural de pioneiras no estrato arbóreo do setor, podem ser decorrentes de alguma influência do efeito de borda. As espécies pioneiras são exigentes por luz e habitualmente se concentram em ambientes como as bordas florestais (MURCIA, 1995). Essa característica pôde ser observada também para a maior parte das facultativas encontradas no presente estudo.

A maior representatividade estrutural de pioneiras no sub-bosque do terço médio, quando comparada a dos outros setores da encosta, pode ser devido a um

gradiente lumínico heterogêneo (ROSA *et al.*, 2015). Variações de luminosidade podem ter sido ocasionadas pela declividade da encosta, pois em trechos mais íngremes as copas não formariam um dossel contínuo (KOZERA, 2001). Ademais, clareiras poderiam decorrer de processos erosivos (SILVA, 2018).

Neste estudo, o NMDS ilustrou a diferenciação do terço inferior em relação aos terços médio e superior (GRÁFICO 11). A medida de STRESS foi de 19% nas duas sinúsias, tendo sido necessárias três dimensões para que o limite máximo aceitável (20%) não fosse ultrapassado. A PERMANOVA demonstrou que as separações foram adequadas ($p = 0,001$ em ambas).

GRÁFICO 11 – DIAGRAMA DO NMDS (BRAY-CURTIS) REFERENTE À RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DAS 60 PARCELAS E 60 SUBPARCELAS.



FONTE: O autor (2020).

O NMDS e a PERMANOVA evidenciaram a diferenciação florístico-estrutural do terço inferior, maior no estrato arbóreo do que no sub-bosque. As causas estariam relacionadas às variáveis ambientais, principalmente declividade e proximidade ao lago (SOUZA *et al.*, 2015). Outros pesquisadores estudaram formações florestais marginais a reservatórios hidrelétricos e as variações fitossociológicas foram associadas ao perfil topográfico, características edáficas e distância do reservatório (GUSSON *et al.*, 2012; VALE *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2018). Noutra abordagem poderia ser considerado o efeito de

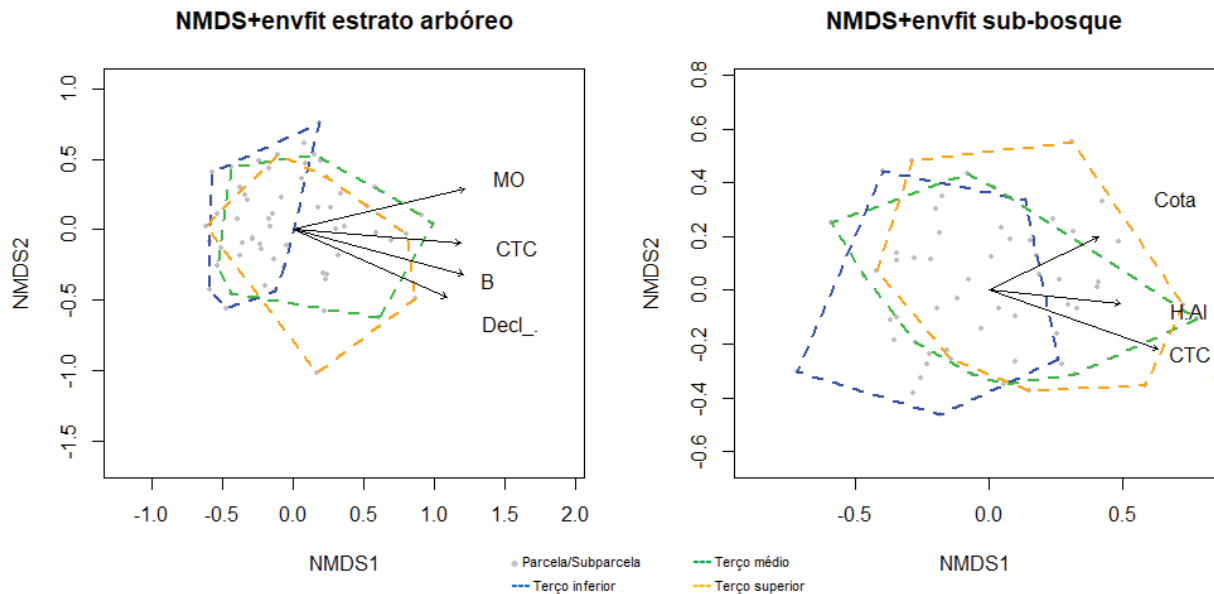
borda na confrontação das florestas com os corpos hídricos (FERREIRA *et al.*, 2012).

4.3.3 Relação do ambiente com a fitossociologia

O teste de Mantel (Pearson) revelou correlação significativa das variáveis ambientais com a composição florístico-estrutural, tanto no estrato arbóreo ($p = 0,006$) como no sub-bosque ($p = 0,001$). Apesar disso, as taxas de explicação entre as matrizes (17 e 24%, respectivamente) foram relativamente baixas (MELO-JÚNIOR; BOEGER, 2015; LIMA, 2016). Também é importante lembrar que a ACP apresentou a medida de KMO igual a 0,67, sendo que somente valores acima de 0,70 são adequados para análise fatorial (FIELD, 2009). Tais fatos não permitiriam uma interpretação robusta da relação de influência.

A aplicação da função envfit no NMDS confirmou a influência do ambiente sobre a flora e permitiu a interpretação da relação. Nas variáveis ambientais a medida de STRESS atingiu 12% em duas dimensões ($k = 2$). Na PERMANOVA foi obtido $p = 0,001$ (separação adequada). A composição florístico-estrutural revelou forte associação ($p < 0,001$) (HIGUCHI *et al.*, 2012) com declividade, cota, CTC, H+Al, boro e matéria orgânica (GRÁFICO 12). Lembrando que as mesmas seis variáveis foram agrupadas no componente principal 2 da ACP (apresentado anteriormente).

GRÁFICO 12 – DIAGRAMA NMDS+ENVFIT DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL EM ASSOCIAÇÃO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NOS SETORES DA ENCOSTA.



FONTE: O autor (2020).

NOTA: H.AI = acidez potencial; MO = matéria orgânica; B = boro; CTC = capacidade de troca de cátions total; Decl_ = declividade; Cota = cota altimétrica.

O estrato arbóreo teve forte associação da composição florístico-estrutural com as variáveis declividade, matéria orgânica, boro e CTC. A declividade estaria associada ao processo pedogenético, que diferenciou os solos do terço inferior. Os valores de CTC e boro estariam diretamente relacionados com o teor de matéria orgânica (RONQUIM, 2010; FREITAS *et al.*, 2011), cuja tendência é de redução na borda da floresta devido ao menor aporte da serapilheira (NOVAIS; FERREIRA; BARRETO-COSTA, 2016; SANTOS; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2018).

O sub-bosque teve forte associação da composição florístico-estrutural com as variáveis cota, H+AI e CTC. A cota foi a única variável que diferiu estatisticamente entre os três setores, representando o gradiente altimétrico na setorização da encosta. Nas florestas adjacentes a corpos hídricos, a umidade do solo tende a diminuir com o aumento da altitude (BOTREL *et al.*, 2002; CARVALHO *et al.*, 2005), principalmente quando o aclive aumenta (DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004). Essa caracterização condiz à área de estudo, pois os terços médio e superior apresentaram trechos com neossolo litólico, cuja característica é a forte drenagem (FASOLO *et al.*, 2002), dentre outras. Os solos capazes de reter água facilitam a colonização por espécies tolerantes ao sombreamento (CHAZDON, 2016). Isso

explicaria a expressividade das espécies não pioneiras no terço inferior do sub-bosque.

Os maiores valores de CTC ficaram por conta dos terços médio e superior, que não diferiram estatisticamente entre si. Esse atributo edáfico é considerado indicador de fertilidade e dele depende a H+Al (RONQUIM, 2010). Em microtopografia de topo, encosta e áreas aplainadas, as condições de umidade e fertilidade do solo costumam variar aproximadamente a cada dez metros na cota altimétrica (WRIGHT, 2002). No presente estudo, essa variação foi significativa no terço inferior e isso explicaria a diferença revelada pelas variáveis cota e CTC, bem como a diferenciação florística no sub-bosque. Na pesquisa de Maçaneiro, Seubert e Schorn (2016), a capacidade de retenção hídrica do solo e a disponibilidade de nutrientes foram as causas das variações florísticas entre os terços inferior, médio e superior de uma encosta florestada.

Por fim, deve ser considerada a possibilidade de outros fatores, não abordados nesta pesquisa, terem contribuído para as elevadas densidade e riqueza no sub-bosque do terço inferior. Uma possibilidade estaria relacionada ao carregamento e concentração de propágulos, haja vista a dissipação de substrato encosta abaixo (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016). Visto que as florestas amostradas se desenvolveram a partir de um remanescente no topo, é possível que as sementes de grupos ecológicos tardios, em geral mais pesadas e maiores (CHAZDON, 2012), tenham sido carregadas pelas águas pluviais para o setor menos declivoso. Outro possível fator de influência é a confrontação com um reservatório hidrelétrico, o que pode ter proporcionado condições meteorológicas diferenciadas para o terço inferior. Essa abordagem remete ao efeito de borda ocasionado no contato entre o lago artificial e a floresta, tal qual tratado por Ferreira *et al.* (2012).

4.4 CONCLUSÕES

Os atributos ambientais analisados nesta pesquisa apresentaram diferenciação ao longo do trecho de encosta, mesmo tratando-se de uma topossequência relativamente curta.

O terço inferior se diferenciou dos terços médio e superior por conta das variáveis edáficas relacionadas à matéria orgânica e topográficas de declividade e cota.

A composição florístico-estrutural do estrato arbóreo foi influenciada predominantemente pela declividade. No sub-bosque, a maior influência ficou por conta da cota. Ambas sinúcias tiveram sua estrutura condicionada também à concentração da matéria orgânica e de propriedades edáficas a ela relacionadas.

No terço inferior, a floresta apresentou algumas distinções fitossociológicas em relação aos outros setores da encosta. O estrato arbóreo diferenciou-se discretamente por apresentar uma menor intensidade de mistura de espécies, assim como menor representatividade de espécies não pioneiras. No sub-bosque houve maior densidade de indivíduos e de riqueza total, sendo menor a representatividade em abundância e riqueza das espécies não pioneiras, quando comparado aos terços médio e superior.

5 CONCLUSÃO GERAL

Nesta pesquisa foi caracterizada a comunidade florestal adjacente a reservatório hidrelétrico, em região ecotonal FOM-FES, e foram investigadas as relações de influência com as variáveis ambientais na topossequência. Acerca das hipóteses norteadoras dos objetivos específicos, pôde-se concluir:

- Foi constatada expressiva riqueza e diversidade florística no estrato arbóreo e no sub-bosque, com prevalência de espécies não pioneiras, e a comunidade como um todo mostrou características de sucessão secundária nos estágios intermediário a avançado;
- O estrato arbóreo e o sub-bosque apresentaram baixa similaridade florística, sugerindo que transformações inerentes à sucessão secundária ainda estariam ocorrendo, ou seja, não se trata de uma floresta madura;
- A comunidade caracterizou-se como ecótono, destacando-se a discreta predominância da FES sobre a FOM, através da maior proporção e importância das espécies típicas. Esse predomínio foi mais evidente na regeneração do sub-bosque e confirmou a distribuição presumida pelas condições topográfico-altitudinais;
- Os atributos ambientais variaram ao longo da encosta, mesmo em topossequência relativamente curta. O terço inferior se diferenciou dos terços médio e superior, principalmente por causa de variações decorrentes da matéria orgânica no solo, declividade e cota altimétrica;
- As variáveis ambientais influenciaram a composição florístico-estrutural, sendo que o estrato arbóreo e o sub-bosque tiveram influência predominante da declividade e da cota, respectivamente. As duas sinúcias foram influenciadas pela matéria orgânica no solo e por atributos edáficos a ela relacionados.

Além das variáveis ambientais analisadas nesta pesquisa, outros fatores do ambiente podem ter influenciado o desenvolvimento da vegetação, como o microclima e ciclagem de nutrientes em função das bordas florestais confrontantes ao reservatório, bem como o regime hídrico e dispersão de sementes na

topossequência. São relações que requerem aprofundamento de estudos. Outro aspecto importante a ser investigado refere-se aos demais componentes da floresta. Por exemplo, qual seria o comportamento da comunidade herbácea no ambiente estudado?

A relação entre vegetação e variáveis ambientais é complexa e dela participam uma série de fatores. Em futuras abordagens recomenda-se o monitoramento de aspectos microclimáticos e de umidade do solo, entre outros, para que se possa compreender de forma mais aprofundada os padrões fitossociológicos de comunidades florestais secundárias, ao longo de encostas em confrontação com reservatórios.

REFERÊNCIAS

- ADENESKY-FILHO, E. *et al.* Estrutura fitossociológica em uma zona de ecótono de floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista. *In: SEMINÁRIO SUL-BRASILEIRO SOBRE A SUSTENTABILIDADE DA ARAUCÁRIA*, 3., 2018, Passo Fundo. **Anais...** Passo Fundo: Lew, 2018. p. 80-82.
- AGUIAR, M. D. *et al.* Similaridade entre adultos e regenerantes do componente arbóreo em Floresta com Araucária. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. e00083214, p. 1–10, 2017.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDERSON, M. J.; WALSH, D. C. I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? **Ecological Monographs**, v. 83, n. 4, p. 557–574, 2013.
- ANDRADE, R. C. **Avaliação do sub-bosque de matas ciliares em restauração no interior do estado de São Paulo, Brasil**. 2018. 100 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Instituto de Biologia – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- APG IV. *An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV*. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.
- ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 37, p. 26–37, 2015.
- BARBOSA, F. R.; SCABBIA, R. J. A. Levantamento florístico em um fragmento florestal no Centro de Referência Socioambiental Mata Atlântica – CRSMA, Mogi das Cruzes, SP. *In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA UMC/CNPQ*, 21., 2018, Mogi das Cruzes. **Anais...** Mogi das Cruzes: Revista Científica UMC, 2018. p. 1-4. Edição Especial PIBIC.
- BARRETO, T. G. *et al.* Influência das características químicas do solo na dinâmica de crescimento de um fragmento florestal. **Magistra**, v. 28, n. 1, p. 1–12, 2016.
- BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z.; SILVA-FILHO, D. F. **Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

BERGAMIN, R. S. **Variação espacial e temporal de espécies arbóreas em florestas da Mata Atlântica**: perspectivas sobre o efeito de mudanças climáticas e planejamento de conservação. 2017. 108 f. Tese (Doutorado em Ciências – Ênfase em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BLUM, C. T. **A floresta ombrófila densa na serra da Prata, Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, PR** – caracterização florística, fitossociológica e ambiental de um gradiente altitudinal. 2006. 185 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BONNET, A. **Caracterização fitossociológica das bromeliáceas epifíticas e suas relações com os fatores geomorfológicos e pedológicos da planície do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 2006. 359 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BOTREL, R. T. *et al.* Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195–213, 2002.

CAMARGO, J. L.; KAPO, V. *Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205–221, 1995.

CARMO, M. R. B.; ASSIS, M. A. Caracterização florística e estrutural das florestas naturalmente fragmentadas no Parque Estadual do Guartelá, município de Tibagi, estado do Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 133–145, 2012.

CARRIJO, B. R. Considerações sobre usinas hidrelétricas e impactos ambientais no sudoeste paranaense. **Revista Faz Ciência**, v. 6, n. 1, p. 213–229, 2004.

CARVALHO, D. A. *et al.* Florística e estrutura da vegetação arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do reservatório da usina hidrelétrica Dona Rita (Itambé do Mato Dentro, MG). **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, n. 1, p. 37–55, 2000.

CARVALHO, D. A. *et al.* Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 329–345, 2005.

CARVALHO, D. N. *et al.* Critérios usados na definição de áreas de influências, impactos e programas ambientais em estudos de impacto ambiental de usinas hidrelétricas brasileiras. **Geociências**, v. 37, n. 3, p. 639–653, 2018.

CHAGAS, S.; FERNANDES-FILHO, E. I.; BHERING, S. B. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Sociedade e Natureza**, v. 25, n. 1, p. 147–162, 2013.

CHAO, A.; LEE, S. M. *Estimating the number of classes via sample coverage*. **Journal of the American Statistical Association**, v. 87, n. 417, p. 210–217, 1992.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L. *Chance and determinism in tropical forest succession*. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Org.). **Tropical forest community ecology**. Chichester: Blackwell, 2008. p. 384–408.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas**: regeneração na era do desmatamento. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CHERULLI, G. M. S. B. **Estudo da influência do efeito de borda sobre a serapilheira em uma reserva no sul do Brasil**. 2018. 35 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em engenharia ambiental) – Departamento Acadêmico de Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão.

CLARKE, K. R. *Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure*. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington, DC: Carnegie Institute Publication, 1916.

CNCFLORA. **Núcleo Lista Vermelha**, 2008. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/projetos/lista-vermelha>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

COPEL. **Usina Bento Munhoz da Rocha Netto** – informações técnicas, 2020. Disponível em: <<https://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F044b34faa7cc1143032570bd0059aa29%2Fe307f2c9b2edc56303257412004fdb91>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

CORTE, A. P. D. *et al.* **Atualidades em mensuração florestal**. Curitiba: UFPR, 2014.

CUNHA, U. S. **Dendrometria e inventário florestal**. Manaus: Escola Agrotécnica Federal de Manaus, 2004.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 737–757, 2004.

DAUBENMIRE, R. **Plant communities**. New York: Harper and Row Publishers, 1968.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. *et al.* Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no

campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 3, p. 331–351, 2002.

FASOLO, P. J. *et al.* **Levantamento de reconhecimento dos solos da região sudeste do estado do Paraná (áreas 4, 5 e 6)**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 13.

FELFILI, J. M. *et al.* **Fitossociologia no Brasil**. Viçosa: UFV, 2011. v. 1.

FERREIRA, L. V *et al.* *Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model*. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 221–226, 2012.

FIELD, A. **Discovering statistics using SPSS**. 3. ed. London: SAGE, 2009.

FINOL, H. U. *Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales*. **Revista Forestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29–42, 1971.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R companion to applied regression – package car**. Versão 3.0-10. Thousand Oaks: Sage, 2019.

FREITAS, D. A. F. *et al.* **Micronutrientes no solo sob diferentes fitofisionomias no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul**. Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2011. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 114.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520–540, 2012.

FUPEF. **Conservação do bioma floresta com araucária: diagnóstico dos remanescentes florestais**. Curitiba: FUPEF, 2001. Relatório final, v. 1.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GANDRA, M. F.; NUNES-FREITAS, A. F.; SCHÜTTE, M. D. S. Composição florística do estrato arbóreo na RPPN Porangaba em Itaguaí, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 1, p. 87–97, 2011.

GODINHO, T. O. *et al.* Fertilidade do solo e nutrientes na serapilheira em fragmento de floresta estacional semidecidual. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 1, n. 3, p. 97–109, 2013.

GOMES, J. S. *et al.* Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de floresta atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 295–310, 2009.

GOMEZ-POMPA, A WIECHERS, B. L. *Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales*. In: GOMEZ-POMPA, A. *et al.* (Org.). **Investigaciones sobre la regeneración de las selvas altas en Veracruz, México**. México: Continental, 1976. p. 11–30.

GOOGLE LLC. **Google Earth Pro**. Versão 7.3.3.7721 (64-bit). *Mountain View*: Google, 2020.

GROSS, A. *et al.* Composição florística e estrutura horizontal de um ecótono de floresta ombrófila mista e floresta estacional semidecidual em Bento Gonçalves/RS. In: CORTE, A. P. D. *et al.* (Org.). **Atualidades em mensuração florestal**. Curitiba: UFPR, 2014. p. 163–166.

GUSSON, A. E. *et al.* Variações temporais na densidade de espécies lenhosas regenerativas em áreas impactadas por usinas hidrelétricas. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 12, n. 1, p. 83–88, 2012.

HALPERN, C. B. *Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance*. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 704–720, 1989.

HIGUCHI, P. *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de floresta ombrófila mista montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 79–90, 2012.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: *an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers)*. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

IAP. **Plano de manejo da Estação Ecológica do Rio dos Touros**. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2006. Revisão 1.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

INCT/HVFF. **Rede speciesLink**, 2012. Disponível em: <<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

IPARDES. **Estado do Paraná – declividade**. Curitiba: Governo do Estado do Paraná, 1995. Sem escala.

ITCG. **Cobertura Aerofotogramétrica 1980**, 1980. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=74>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

ITCG. **Mapeamento do uso e cobertura do solo no estado do Paraná, realizado com imagens SPOT 5 – 2005/2006**. Curitiba: SEDU/Paranacidade, 2014. Escala 1:50.000.

IUCN. **The IUCN red list of threatened species** – Version 2020-2, 1964. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

JOST, L. *Entropy and diversity*. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006.

KAN, A.; DIAS, N. L. Evaporação, evapotranspiração e evaporação líquida no reservatório de Foz do Areia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 3, p. 29–38, 1999.

KAPOS, V. *Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian Amazon*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173–185, 1989.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 1, n. 33, p. 165–389, 1980.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 1, n. 36, p. 5–54, 1984.

KOZERA, C. **Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo em duas áreas de floresta ombrófila densa, Paraná, Brasil**. 2001. 175 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LACTEC. **UHE Governador Bento Munhoz da Rocha Netto** – plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial. Curitiba: COPEL/IAP, 2009a. v. 1.

LACTEC. **UHE Governador Ney Aminthas de Barros Braga** – plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial. Curitiba: COPEL/IAP, 2009b. v. 1.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. *How long does the atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features*. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LIMA, C. L. **Impacto do reservatório de uma hidrelétrica sobre a vegetação arbórea em ecótono entre floresta ombrófila mista e floresta estacional decidual em Santa Catarina**. 2016. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

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.

LOPES, S. F. *et al.* *Impacts of artificial reservoirs on floristic diversity and plant functional traits in dry forests after 15 years*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 548–557, 2015.

- LUCHETA, F. *et al.* Estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta ribeirinha do rio Taquari, Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, v. 70, n. 2, p. 343–355, 2015.
- MAÇANEIRO, J. P. DE; SEUBERT, R. C.; SCHORN, L. A. Variações na composição e estrutura da vegetação permitem detectar agrupamentos florísticos em uma floresta subtropical atlântica no sul do Brasil?. **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 43–58, 2016.
- MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedral, 1989.
- MALCOLM, J. R. *Edge effects in central amazonian forest fragments*. **Ecology**, v. 75, n. 8, p. 2438–2445, 1994.
- MARCON, A. K. **Reservatório de hidrelétrica e o clima local**: estudo dendroecológico e da dinâmica da paisagem. 2019. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- MATTHES, L. A. F.; MARTINS, F. R. Conceitos em sucessão ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 2, p. 19–32, 1996.
- MAZON, J. A.; SILVA, R. A. R.; WATZLAWICK, L. F. Estrutura e composição da regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila mista secundária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. e201801698, p. 1–16, 2019.
- MELO-JÚNIOR, J. C. F.; BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 2, p. 207–232, 2015.
- MÉLO, M. A.; BUDKE, J. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. *Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay river valley, Brazil*. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751–760, 2013.
- MERENDA, E. A. **Reservatório de Segredo e área de entorno**: aspectos legais e modificações no uso do solo. 2004. 70 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- MINE, M.; TUCCI, C. Gerenciamento da produção de energia e controle de inundação: Foz do Areia no rio Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 3, p. 85–107, 2002.
- MINEROPAR. **Mapa geológico do Paraná**. Governo do Estado do Paraná, 2006. Escala 1:50.000.
- MIRANDA, J. C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. **SaBios**, v. 4, n. 1, p. 31–37, 2009.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. ***Aims and methods of vegetation ecology***. New York: John Wiley and Sons, 1974.

MURCIA, C. *Edge effects in fragmented forests: implications for conservation*. ***Trends in Ecology and Evolution***, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.

NARVAES, I. S. *et al.* *Arboreous species population in a topographic gradient of mixed ombrophilous forest in Rio Grande do Sul*. ***Floresta***, v. 44, n. 4, p. 553–564, 2014.

NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO-COSTA, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. ***Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável***, v. 11, n. 4, p. 185–189, 2016.

OKSANEN, J. *et al.* ***Vegan: community ecology package***. Versão 2.5-6. Online: CRAN R-project, 2019.

OLIVA, E. V. *et al.* Florística e estrutura de duas comunidades arbóreas secundárias com diferentes graus de distúrbio em processo de recuperação. ***Ciência Florestal***, v. 28, n. 3, p. 1088–1103, 2018.

OLIVEIRA, R. E. DE; ENGEL, V. L. A restauração florestal na Mata Atlântica: três décadas em revisão. ***Ciência, Tecnologia e Ambiente***, v. 5, n. 1, p. 40–48, 2017.

PALHARES, M. J. ***Superfícies aplanadas do planalto de Guarapuava***: transecto leste-oeste de Guarapuava a Foz do Iguaçu entre os rios Iguaçu e Piquiri. 2011. 169 f. Tese (Doutorado em geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PEREIRA, P. S.; VEIGA, B. V.; DZIEDZIC, M. Avaliação da influência do fósforo e do nitrogênio no processo de eutrofização de grandes reservatórios – estudo de caso: usina hidrelétrica Foz do Areia. ***Revista Brasileira de Recursos Hídricos***, v. 18, n. 1, p. 43–52, 2013.

PPG. *A community-derived classification for extant lycophytes and ferns*. ***Journal of Systematics and Evolution***, v. 54, n. 6, p. 563–603, 2016.

R CORE TEAM. ***R: a language and environment for statistical computing***. Versão 4.0.2. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020.

REFLORA. ***Plantas do Brasil***: resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora brasileira, 2014. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

RICKLEFS, R. E. ***A economia da natureza***: um livro-texto em ecologia básica. 3. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996.

RODERJAN, C. V. *et al.* As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. ***Ciência e Ambiente***, v. 13, n. 24, p. 75–92, 2002.

RODRIGUES, R. M. M.; MAGALHÃES, L. M. S. Estrutura e florística de fragmento de floresta secundária na planície aluvionar do rio Guandu, em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 3, p. 324–333, 2011.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite, 2010.

RORATO, D. G. **Fitossociologia de espécies nativas de mata ciliar no entorno do reservatório Divisa, São Francisco de Paula, RS**. 2012. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

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

ROSSI, M. *et al.* Relação solos/vegetação em área natural no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 17, n. 1, p. 45–61, 2005.

SANQUETTA, C. R. *et al.* **Inventários florestais: planejamento e execução**. 3. ed. Curitiba: Multi-Graphic Gráfica e Editora, 2014.

SANTOS, H. G. DOS *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: EMBRAPA Solos, 2018.

SANTOS, R. S.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; SCORIZA, R. N. Fungos micorrízicos arbusculares e serapilheira como indicadores do efeito de borda em fragmento de floresta estacional. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 324–335, 2018.

SCHEER, M. B.; BLUM, C. T. *Arboreal diversity of the atlantic forest of southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná river*. In: GRILLO, O. (Org.). **The dynamical processes of biodiversity – case studies of evolution and spatial distribution**. London: InTech, 2011. p. 109–134.

SCHORN, L. A. **Estrutura e dinâmica de estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, Santa Catarina**. 2005. 181 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 59–74, 2006.

SECCO, R. T. **Florística e ecologia de dois bancos de sementes em região de floresta ombrófila mista no município de Campo do Tenente, PR**. 2017. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SFB. **Inventário florestal nacional** – principais resultados: Paraná. Brasília: MMA, 2018.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac**. Versão 2.1.2.85. Campinas: UNICAMP, 2010.

SILVA, A. C. *et al.* Relações entre matéria orgânica do solo e declividade de vertentes em topossequência de latossolos do sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1059–1068, 2007.

SILVA, A. M. **Respostas da vegetação do sub-bosque em floresta ombrófila e estacional no nordeste do Brasil**. 2018. 90 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009.

SOBRAL, L. F. *et al.* **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Aracaju: EMBRAPA Tabuleiros Costeiros, 2015.

SOUZA, K. *et al.* Estrutura e estratégias de dispersão do componente arbóreo de uma floresta subtropical ao longo de uma topossequência no Alto-Uruguai. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 321–332, 2015.

SOUZA, P. B.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SOUZA, A. L. Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em floresta estacional semidecidual submontana, MG. **Cerne**, v. 19, n. 3, p. 489–499, 2013.

SOUZA, R. F. *et al.* Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 853–869, 2017.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. *Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (Pinus taeda) plantation ecosystems: the first 20 years*. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 36, p. 143–147, 1972.

TANSLEY, A. G. *The use and abuse of vegetational concepts and terms*. **Ecology**, v. 16, n. 3, p. 284–307, 1935.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2017.

TPL. **The Plant List: a working list of all plant species** – Version 1.1, 2013. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org>>. Acesso em: 7 ago. 2019.

VALE, V. S. *et al.* *Fast changes in seasonal forest communities due to soil moisture increase after damming*. **Revista de Biologia Tropical**, v. 61, n. 4, p. 1901–1917, 2013.

VELAZCO, S. J. E. *et al.* Florística e fitossociologia de uma floresta estacional semidecidual, Reserva Privada Osununú-Misiones, Argentina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 1–12, 2015.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. Dinamismo e fidelidade das espécies em associações do município de Brusque, estado de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 1, n. 10, p. 9–124, 1959.

VIANI, R. A. G. *et al.* Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, sudoeste do Paraná. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 115–128, 2011.

WERNER, P. *Changes in soil properties during tropical wet forest succession in Costa Rica.* **Biotropica**, v. 16, n. 1, p. 43–50, 1984.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the far east.** Oxford: Clarendon Press, 1975.

WHITTAKER, R. H. *A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern.* **Ecological Monographs**, v. 23, n. 1, p. 41–78, 1953.

WIENS, J. A. *et al.* *Ecological mechanisms and landscape ecology.* **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369–380, 1993.

WRIGHT, S. J. *Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence.* **Oecologia**, v. 130, n. 1, p. 1–14, 2002.

APÊNDICE 1 – RELAÇÃO DAS EXSICATAS TOMBADAS

EXSICATAS TOMBADAS NO HERBÁRIO DA ESCOLA DE FLORESTAS CURITIBA DA UFPR.

Nº de tombo EFC	Família	Espécie	Data da coleta
18399	Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	06/12/2018
18274	Lamiaceae	<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	04/12/2018
18369	Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	06/12/2018
18404	Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	06/12/2018
18368	Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	04/12/2022
18280	Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos	04/12/2018
18358	Myrtaceae	<i>Calyptanthes</i> cf. <i>lucida</i> Mart. ex DC. (<i>Myrcia</i> cf. <i>neolucida</i>)	05/12/2018
18363	Myrtaceae	<i>Calyptanthes concinna</i> DC. (<i>Myrcia glomerata</i>)	05/12/2018
18275	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	04/12/2018
18613	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	07/08/2019
18395	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	06/12/2018
18364	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	04/12/2018
18611	Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	08/08/2019
18599	Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	08/08/2019
18270	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	04/12/2018
18592	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	06/08/2019
18400	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	06/12/2018
18578	Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	29/08/2019
18356	Myrtaceae	<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	05/12/2018
18595	Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	06/08/2019
18276	Acanthaceae	<i>Justicia brasiliana</i> Roth	04/12/2018
18608	Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	06/08/2019
18393	Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	06/12/2018
18582	Melastomataceae	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	27/08/2019
18587	Melastomataceae	<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	28/08/2019
18601	Melastomataceae	<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	06/06/2019
18396	Melastomataceae	<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	06/12/2018
18585	Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	06/08/2019
18620	Rubiaceae	<i>Manettia luteo-rubra</i> (Vell.) Benth.	07/08/2019
18604	Melastomataceae	<i>Miconia</i> cf. <i>latecrenata</i> (DC.) Naudin	07/08/2019
18600	Melastomataceae	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	06/08/2019
18392	Melastomataceae	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	06/12/2018
18359	Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	05/12/2018
18591	Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	28/08/2019
18619	Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	08/08/2019
18273	Monimiaceae	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	04/12/2018
18589	Monimiaceae	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	26/08/2019
18397	Celastraceae	<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	06/12/2018
18576	Fabaceae	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	04/12/2018

Nº de tombo EFC	Família	Espécie	Data da coleta
18596	Myrtaceae	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	08/08/2019
18401	Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	06/12/2018
18272	Primulaceae	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	04/12/2018
18584	Primulaceae	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	07/08/2019
18606	Primulaceae	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	07/08/2019
18271	Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	04/12/2018
18583	Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	06/08/2019
18277	Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	04/12/2018
18278	Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	04/12/2018
18594	Lauraceae	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	07/08/2019
18602	Lauraceae	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	07/08/2019
18597	Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	06/08/2019
18406	Passifloraceae	<i>Passiflora tenuifila</i> Killip	06/12/2018
18586	Sapindaceae	<i>Paullinia carpopoda</i> Cambess.	28/08/2019
18590	Piperaceae	<i>Peperomia urocarpa</i> Fisch. & C.A.Mey.	27/08/2019
18575	Araceae	<i>Philodendron missionum</i> (Hauman) Hauman	04/12/2018
18610	Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	08/08/2019
18367	Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	04/12/2021
18614	Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	07/08/2019
18618	Asteraceae	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	08/08/2019
18581	Asteraceae	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	29/08/2019
18617	Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	07/08/2019
18588	Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	26/08/2018
18616	Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	06/08/2019
18405	Rubiaceae	<i>Psychotria fractistipula</i> L.B.Sm. et al.	06/12/2018
18365	Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.	04/12/2019
18394	Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.	06/12/2018
18402	Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.	06/12/2018
18361	Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	05/12/2018
18598	Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	06/08/2019
18603	Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	07/08/2019
18360	Rubiaceae	<i>Rudgea</i> sp.	05/12/2018
18366	Rubiaceae	<i>Rudgea</i> sp.	04/12/2020
18615	Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	06/08/2019
18398	Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	06/12/2018
18593	Acanthaceae	<i>Ruellia angustifolia</i> (Nees) Lindau ex Rambo	28/08/2019
18577	Solanaceae	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	06/12/2018
18269	Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	04/12/2018
18354	Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	06/12/2018
18357	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	05/12/2018
18607	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	06/08/2019
18355	Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	06/12/2018
18605	Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	07/08/2019
18362	Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	05/12/2018

Nº de tombo EFC	Família	Espécie	Data da coleta
18612	Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	06/08/2019
18579	Meliaceae	<i>Trichilia claussemi</i> C.DC.	29/08/2019
18279	Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	04/12/2018
18609	Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	07/08/2019
18580	Asteraceae	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	08/08/2019
18403	Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	06/12/2018
sem número	Malpighiaceae	<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsbo.	07/08/2019

FONTE: O autor (2020), adaptada de INCT/HVFF (2012).

APÊNDICE 2 – REGISTRO FOTOGRÁFICO

FOTO 1 – VISTA GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 2 – ASPECTO GERAL DAS ÁREAS DE AMOSTRAGEM.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 3 – BORDA DA FLORESTA OBJETO DO ESTUDO.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 4 – ASPECTO INTERNO DA FLORESTA.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 5 – INSTALAÇÃO DAS UNIDADES DE AMOSTRAGEM.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 6 – INSTALAÇÃO DAS UNIDADES DE AMOSTRAGEM.



FONTE: O autor (2018).

FOTO 7 – DOSSEL DA FLORESTA.



FONTE: O autor (2019).

FOTO 8 – COLETA DE SOLO.



FONTE: O autor (2019).

FOTO 9 – COLETA DE SOLO.



FONTE: O autor (2019).

FOTO 10 – AMOSTRAS DE SOLO ENTREGUES AO LABORATÓRIO.



FONTE: O autor (2019).