

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS LICENCIATURA

Eduarda da Silva

**Efeitos da implementação de barragens e projetos de compensação sobre comunidades
de florestas ribeirinhas na bacia do Rio Canoas**

FLORIANÓPOLIS

2022

Eduarda da Silva

Efeitos da implementação de barragens e projetos de compensação sobre comunidades de florestas ribeirinhas na bacia do Rio Canoas

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Luís Hettwer Giehl
Coorientação: Ma. Mariah Wuerges

FLORIANÓPOLIS

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva, Eduarda da

Efeitos da implementação de barragens e projetos de compensação sobre comunidades de florestas ribeirinhas na bacia do Rio Canoas / Eduarda da Silva ; orientador, Eduardo Luís Hettwer Giehl, coorientador, Mariah Wuerges, 2022.

50 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. comunidades. 3. florestas ribeirinhas. 4. homogeneização biótica. 5. barragens. I. Luís Hettwer Giehl, Eduardo . II. Wuerges, Mariah. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Eduarda da Silva

Efeitos da implementação de barragens e projetos de compensação sobre comunidades de florestas ribeirinhas na bacia do Rio Canoas

Trabalho julgado e aprovado em sua forma final pelos membros da Banca Examinadora

Florianópolis, 24 de novembro de 2022.

Prof.^a Dr.^a Daniela Cristina de Toni
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Eduardo Luís Hettwer Giehl
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a Dr.^a Michele de Sá Dechoum
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr.^a Rafael Barbizan Sühs
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado à minha mãe, Gelcina Mantovani, que me despertou o amor pelas plantas e está presente em cada passo do meu caminho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço com toda a presença e coração a todas as pessoas que estiveram comigo nesses caminhos da biologia e estudos da biodiversidade. Principalmente às que me deram suporte e cuidados nos percursos menos esperados e que me incentivaram a seguir, mesmo com todos os desafios do caminho. Todos os bons encontros foram imprescindíveis para tornar o caminho mais bonito e instigante.

Agradeço a grande oportunidade de voltar ao Rio Canoas, local onde nasci e cresci brincando e descobrindo sobre a imensidão de um rio e toda paisagem do entorno. Agradeço à minha mãe e família que me concedeu a possibilidade de viver com os alimentos dessa terra, com os frutos da agroecologia, as sapecadas de pinhão e os animais do rio. Agradeço às bonitas lembranças que mantereí por toda minha vida, do rio e seu fluxo natural, dos banhos com os primos, da balsa, dos botes, da ilha de areia que o rio formava, do meu avô que se banhava no rio mesmo no inverno e das florestas misteriosas da infância. Cada araucária e goiaba-serrana que encantavam e adocicaram meus horizontes.

Agradeço ao meu grupo de pesquisa, que além de me ensinar tanto, ainda me possibilitaram voltar nas florestas, abraçar e conhecer as árvores que restaram neste local. Esses dois anos de coleta de dados com o professor Edu e Mariah, me fizeram tecer uma admiração imensa por esses biólogos incríveis que trabalham pelo que realmente importa: a biodiversidade da vida e justiça social. Agradeço a confiança por me deixarem fazer parte dessas pesquisas que tanto importam para as comunidades biológicas e humanas nesse território e que contribuíram muito para minha formação. Também agradeço às pessoas atingidas pelas barragens, que nos receberam com todo o acolhimento, fartura de histórias e de conhecimentos locais. As barragens causam rupturas muito grandes.

Agradeço à toda equipe do Laboratório de Diversidade e Conservação, pelas boas construções coletivas e acolhimento nos dias não tão bons. Agradeço a Universidade Federal de Santa Catarina pelas políticas de permanência que tornaram minha graduação possível, pela bolsa de pesquisa CNPQ, aos professores do Centro de Ciências Biológicas e ao CABIO pelas formações políticas e extracurriculares.

Por fim, mais uma vez, agradeço ao Rio Canoas e às florestas ribeirinhas com suas árvores imensas. Toda inspiração vem e continuará vindo das boas experiências que tive na beira do rio.

RESUMO

Para compreensão das tendências da biodiversidade sob efeito de ambientes antrópicos é importante considerar diferentes aspectos da diversidade biológica e medição em diferentes escalas espaciais. O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência do rio sob a composição florística e estrutura das comunidades arbóreas de florestas ribeirinhas local e regionalmente e avaliar espécies propostas para a restauração ecológica. Para isso, foram amostradas 142 parcelas de 10×10 m nas margens da Bacia do Rio Canoas, em locais com e sem barragens implantadas, e em fragmentos de diferentes tamanhos. Todos os indivíduos arbóreos com PAP ≥ 15 cm foram amostrados e identificados. A distribuição da abundância das espécies foi categorizada em dominantes, subdominantes e raras para cada um dos setores do rio (montante e jusante de cada barragem) e nos diferentes habitats (margem e distante). Para análise das diferenças e semelhanças da composição e abundância relativa de espécies entre os diferentes setores e habitats, foi realizada uma análise de ordenação para a visualização das diferenças e seguida de um teste multivariado para determinar quais comunidades eram diferentes. Para analisar a relação entre as comunidades plantadas nos projetos de compensação ambiental em relação à composição de espécies aqui encontrada, realizamos uma nova ordenação com dados de presença ou ausência das espécies. Amostramos 2376 indivíduos e 139 espécies. Em escala local, os padrões de composição e abundância de espécies dos fragmentos indicam um processo de homogeneização das comunidades arbóreas em áreas com barragens. Esse efeito está relacionado com a perda de habitat florestal da beira do rio, causada pelo alargamento do rio a montante das barragens. Em escala regional, a nova condição ambiental ocasionada pelos barramentos sugere um processo de heterogeneização entre os diferentes setores. Porém, não é compreendido se tais distinções entre as comunidades estão sob transição para um processo de homogeneização, sendo necessário acompanhamento da dinâmica dessas florestas. Também em escala regional, foram plantadas novas comunidades arbóreas nos projetos de compensação ambiental e estas são muito distintas das comunidades encontradas na região. Nelas não são consideradas a composição dos diferentes habitats florestais, além de serem usadas listas com baixa riqueza de espécies. Logo as comunidades plantadas tendem a gerar homogeneização em médio ou longo prazo, além da inefetividade em termos de restauração ecológica. Como proposta de espécies potenciais para restauração ecológica na região, foi organizado uma lista de espécies para os diferentes setores e habitats do rio e categorizadas como dominantes, subdominantes e raras, encontrada no material suplementar.

Palavras-chave: comunidades ecológicas, florestas ribeirinhas, homogeneização biótica, barragens, composição de comunidades, restauração ecológica

ABSTRACT

In order to understand biodiversity trends under the effect of anthropogenic environments, it is important to consider different aspects of biological diversity and measurement at different spatial scales. The current study has the aim to assess the influence of the river on the floristic composition and structure of tree communities of riparian forests locally and regionally and to evaluate species proposed for ecological restoration. For this purpose, we sampled 142 10×10 m plots on the banks of the Canoas River Basin, at sites with and without implemented dams, and in fragments of different sizes. All trees with PBH ≥ 15 cm were sampled and identified. The distribution of species abundances was categorized into dominant, subdominant, and rare for each of the river sectors (upstream and downstream of each dam) and in different habitats (river bank and distant from it). To analyze the differences and similarities of species composition and relative abundance between the different sectors and habitats, an ordination analysis was used to display the differences and followed by a multivariate test to determine which communities were different. To analyze the relationship between the communities planted in the environmental compensation projects in relation to the species composition found here, we then ran another ordination with data on presence or absence of the species. We sampled 2376 individuals and 139 species. On a local scale, the patterns of species composition and abundance of the fragments indicate a process of homogenization of tree communities in areas with dams. This effect is related to the loss of riverbank forest habitat caused by the widening of the river upstream of the dams. At a regional scale, the new environmental condition caused by the dams suggests a process of heterogenization among river sectors. However, it is unclear whether such distinctions between communities show a transition to a process of homogenization, requiring monitoring of the dynamics of these forests. Also on a regional scale, new tree communities have been planted in the projects of environmental compensation and these are very distinct from the communities found in the region. They fail to consider the composition of the different forest habitats, besides using lists with low species richness. Therefore, the planted communities tend to lead to homogenization in the medium or long term, besides being ineffective in terms of ecological restoration. A list of potential species for ecological restoration in the region was organized for the different sectors and habitats of the river and categorized as dominant, subdominant and rare, found in the supplementary material.

Keywords: ecological communities, riparian forests, biotic homogenization, river dams, community composition, ecological restoration

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Imagem de satélite dos fragmentos onde foram realizadas amostragens dos dados. a) Montante de São Roque - fragmento grande; b) Montante Garibaldi - fragmento grande; c) Montante Campos Novos - fragmento grande; d) Jusante Garibaldi - fragmento grande..... 21
- Figura 2 - Esquema de coleta de dados ao longo da Bacia do Rio Canoas. SR = UHE São Roque; MSR = Montante de São Roque; JSR = Jusante de São Roque. G = UHE Garibaldi; MG=Montante Garibaldi; JG = Jusante Garibaldi; CN = UHE Campos Novos; MCN = Montante Campos Novos; JCN = Jusante Campos Novos. Fragmentos florestais: G = Grande; M = Médio; P =Pequeno. Margem = parcelas próximas ao rio; Distante = parcelas mais distantes do rio. 22
- Figura 3 - Análise da distribuição de dominância, espécies subdominantes e raras para cada um dos setores (MSR, JSR, MG, JG e MCN), em diferentes habitats (margem e distante). ..30
- Figura 4 - Relações entre fragmentos de floresta de acordo com a composição e abundância de espécies de árvores encontradas em cada local (NMDS, com dissimilaridade de Bray Curtis). As amostras foram localizadas em diferentes habitats (margem e distante do rio) e em cinco setores do rio (MSR = montante São Roque, JSR = jusante São Roque, MG= montante Garibaldi, JG = jusante de Garibaldi, MCN = montante Campos Novos). 31
- Figura 5 - Relações entre fragmentos de floresta de acordo com a composição de espécies de árvores (NMDS, com dissimilaridade de Jaccard). As amostras foram localizadas em diferentes habitats (áreas de compensação ambiental, e em florestas nas margens ou distantes do rio) e em cinco setores do rio (MSR = montante São Roque, JSR = jusante São Roque, MG= montante Garibaldi, JG = jusante de Garibaldi, MCN = montante Campos Novos). . 32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tamanho dos fragmentos em hectares, coordenadas geográficas em UTM e número de parcelas instaladas em cada fragmento estudado.	20
Tabela 2 - Lista de espécies dos remanescentes florestais localizados em área de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual na região do Planalto Central.	24
Tabela 3 - Resultados globais da comparação da composição e abundância das comunidades de árvores em função do setor do rio, do tipo de habitat e do tamanho dos fragmentos analisados.	31
Tabela S1: Lista de espécies dos remanescentes florestais nos diferentes habitats (M = margem do rio; D = Distante do rio) das barragens e diferentes setores: MSR = Montante São Roque; JSR = Jusante São Roque; MG = Montante Garibaldi; JG = Jusante Garibaldi; MCN = Montante Campos Novos. Categorizadas a partir da amostragem como: DOM = dominantes; SUB = subdominantes e RARA = raras.	40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 Área de estudo	17
2.2 Caracterização da vegetação	18
2.3 Coleta de dados / Amostragem de árvores	18
2.4 Coleta de dados / listas de espécies de compensação ambiental	19
2.5 Coleta de dados de cobertura do solo	19
2.6 Análise de dados	22
3. RESULTADOS	23
3.1. Descrição geral da amostragem	23
3.2. Comparação da distribuição de abundâncias	29
3.3 Comparação com as espécies da compensação ambiental	32
4. DISCUSSÃO	33
CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS	37

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade envolve toda variedade de organismos encontrados em diferentes níveis e escalas. Diferentes formas de interações e processos entre os organismos preservam a estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Por isso, a compreensão de tendências da biodiversidade e construção de estratégias eficientes para conservação depende de considerar a diversidade biológica em diferentes escalas espaciais (MCGILL *et al.*, 2015). Dentre estas escalas, a diversidade alfa se refere à diversidade de um local, podendo ser avaliada pela riqueza de espécies. Já a diversidade beta é a mudança na composição da comunidade no espaço e avaliada pela similaridade ou a diferença entre comunidades. Além disso, o decaimento da diversidade beta ao longo do tempo é lida como homogeneização biótica, ou seja, diferentes locais estão cada vez mais semelhantes, reduzindo a diversidade regional (MCGILL *et al.*, 2015; SOCOLAR *et al.*, 2016).

A compreensão dos padrões ou tendências em biodiversidade são relevantes pois vivencia-se a era do Antropoceno, em que os seres humanos já modificaram 50% da cobertura terrestre, modificando padrões biogeoquímicos e colocando predadores superiores ameaçados em extinção (MCGILL *et al.*, 2015). Já se sabe que em contexto global, que a crise e declínio da biodiversidade vêm acontecendo de forma acelerada, sendo considerada a sexta extinção em massa mundial. A perda de habitat e a invasão biológica são algumas das principais causas da perda de biodiversidade (PÜTTKER *et al.*, 2020; SAX; GAINES, 2003). O declínio da biodiversidade e a invasão biológica são as principais características do Antropoceno e que esses processos ocasionam homogeneização biótica das comunidades vegetais, diminuindo a diversidade regional e levando a impactos negativos nas funções do ecossistema (DARU *et al.*, 2021).

A perda de habitat ocorre principalmente devido a urbanização, transformação de paisagens para áreas agrícolas, silviculturais e mudança de regime hídrico. Estes eventos acarretam em diminuição da área de ocorrência de espécies. De acordo com a teoria de biogeografia de ilhas (MAC-ARTHUR; WILSON, 1967), que continua sendo bastante relevante nos estudos ecológicos (DEBINSKI; HOLT, 2000), quanto maior o tamanho da área, maior o número de espécies existentes. Além disso, em ambientes heterogêneos espera-se que existam mais espécies pois proporcionam maior variedade de microhabitats, microclimas e aumentam a amplitude de recursos. Desta forma, a heterogeneidade de habitats aumenta a heterogeneidade biótica, ou seja, maior diversidade de espécies e esta fornece

garantia para manutenção do funcionamento dos ecossistemas (DARU *et al.*, 2021). Com a perda de habitat, ocorre a simplificação de ambientes e consequentemente, uma diminuição da heterogeneidade ambiental. Devido a diminuição de heterogeneidade do habitat, do tamanho das áreas e pela alteração da composição das comunidades, pode haver perda de diversidade.

Um dos processos que ocasiona homogeneização biótica são mudanças ambientais permanentes, pois além da modificação ambiental, podem modificar e alterar regimes de distúrbios, no qual as espécies beneficiadas expandem sua distribuição sobre aquelas que não conseguem sobreviver (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Então há expansão geográfica (espacial) de espécies “vencedoras” e redução de outras “perdedoras”. As espécies exóticas prosperam em ambientes modificados, levando a perda de espécies endêmicas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999), mas a homogeneização pode ocorrer independente delas. Considerando os diferentes distúrbios permanentes, as espécies nativas entram, em declínio, enquanto as que são amplamente tolerantes e que se adaptam às novas condições ambientais, se beneficiam e tornam-se cada vez mais dominantes (ex.: BROW, 1989, para vertebrados).

Com a diminuição da diversidade, também diminui o funcionamento de ecossistemas e serviços ecossistêmicos (CARDINALE *et al.*, 2011). Por isso, mais espécies de plantas são necessárias para fornecer funções ecológicas em locais e anos diferentes, funções diferentes e sob cenários de mudanças ambientais diferentes (ISBELL *et al.*, 2011). Ou seja, maior diversidade proporciona melhor funcionamento e estabilidade dos ecossistemas em escalas espaço-temporais maiores. Os critérios mais utilizados na conservação para priorizar plantas vasculares são as categorias de ameaças da Lista Vermelha descritas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), em que se prioriza espécies ameaçadas e vulneráveis. Espécies raras e úteis às atividades humanas também são prioritárias (LIUŸ *et al.*, 2019). Com base em doze combinações de prioridades LIUŸ *et al.* (2019) sugeriram que a maioria dos táxons de plantas são de prioridade média (87%) e que os táxons de prioridade muito alta (2%) são plantas frequentes. Embora espécies dominantes e subdominantes sejam importantes não só para conservação mas também para a manutenção e funcionamento dos ecossistemas, as espécies raras são mais propensas a ter características e funções ecológicas incomuns que podem ser úteis no futuro (CORLETT, 2016) e também promovem o funcionamento do ecossistema (ISBELL *et al.*, 2011).

As florestas ribeirinhas possuem biota particular e são consideradas estratégicas na conservação de biodiversidade (BANKS-LEITE *et al.*, 2014). Além de contribuírem nos ciclos biogeoquímicos globais (PALMER; RUHI, 2019), formam corredores ecológicos para

organismos de diferentes espécies, conectando fragmentos florestais remanescentes ao longo de paisagens em áreas extensas como regiões ou biomas (BENNETT; NIMMO; RADFORD, 2014). A composição florística e organização espacial das florestas ribeirinhas podem variar de acordo com condições ambientais (ex.: GIEHL; JARENKOW, 2008). Os habitats variam devido a influência do rio e distúrbios de inundações, e dessa forma podem caracterizar diferentes tipos de comunidades florestais. As florestas ribeirinhas que estão nos ambientes mais próximos ao rio possuem influência direta de inundações, mesmo que periódicas, sendo progressivamente substituídas por florestas em ambientes mais distantes do rio onde a influência de inundações passa a ser indireta ou ausente (NAIMAN et al., 1998). Com a ação de inundações frequentes há uma seleção de espécies de árvores que suportam esses distúrbios, diferindo na composição das espécies em locais que não possuem esse distúrbio frequentemente (ex.: GIEHL; JARENKOW, 2008).

Florestas ribeirinhas e os ambientes onde estas ocorrem estão sob grave ameaça, especialmente devido às alterações do fluxo hídrico ocasionadas pela construção de barragens de usinas hidrelétricas (PALMER; RUHI, 2019). Quando implementadas, as barragens levam a grandes lagos não naturais (BAXTER, 1977), e por consequência, a água avança sobre fragmentos florestais a montante das barragens, resultando em perda de habitat e encharcamento permanente. A jusante, pode haver redução do fluxo hídrico, reduzindo a proximidade das florestas com rio e por consequência, diminuindo os eventos de distúrbios das inundações periódicas nos ambientes ribeirinhos e aumentando o estresse hídrico na vegetação (PALMER; RUHI, 2019). Os diferentes períodos de inundação que podem ocorrer nas florestas ribeirinhas, refletem na composição e estrutura das comunidades vegetais (BIANCHINI *et al.*, 2003). Porém, inundações de longa duração representam grande estresse pela saturação hídrica e podem resultar em comunidades com menor diversidade vegetal (CAMARGOS *et al.*, 2008).

Em florestas ribeirinhas, distúrbios moderados são fonte de heterogeneidade ambiental gerando oportunidades para diferentes espécies (GIEHL; JARENKOW, 2008). Se avaliarmos a alteração do fluxo hídrico de bacias hidrográficas causadas pela implementação de barragens como um distúrbio permanente no ambiente, este conduz a uma simplificação de ambientes, além de causar perda de habitat florestal. Ainda, a diminuição dos efeitos dos distúrbios periódicos e o estabelecimento de distúrbios permanentes pode levar à homogeneização biótica. Isso acontece porque em qualquer impacto ambiental algumas espécies se beneficiarão, mas se o impacto for generalizado e permanente, as espécies beneficiadas (“vencedoras”) expandem sua distribuição sobre aquelas que não conseguem

sobreviver (“perdedoras”; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Com isso, avaliar os impactos das barragens sobre a composição florestal nos diferentes ambientes pode nos aproximar dos reais efeitos sobre a diversidade beta (regional).

Além disso, não há consenso nas estratégias de escolha das espécies para a conservação e restauração ecológica, limitando a efetividade destas para a manutenção da biodiversidade regional e global (LIUŮ *et al.*, 2019). Por isso, a escolha de espécies de árvores usadas na compensação ambiental ou restauração ecológica realizadas pelas empresas responsáveis pela implementação das barragens deveriam ser feitas com base em métodos adequados, considerando as florestas nativas da região como áreas de referência. Caso contrário, tais iniciativas podem ocasionar homogeneização biótica (HOLL *et al.*, 2022), descaracterizando as comunidades biológicas da região nos diferentes habitats das florestas ribeirinhas. Tendo em vista que a restauração ecológica é definida como o processo de intervir e/ou assistir a restauração de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2019) e deve restabelecer a estabilidade, estrutura, função e sustentabilidade dos ecossistemas naturais a longo prazo (SER, 2004), métodos com este fim deveriam ainda monitorar o alcance de objetivos de conservação da biodiversidade regional e restabelecimento do funcionamento ecossistêmico dos ambientes.

Devido à importância da diversidade beta para conservação da biodiversidade e para a consolidação de estratégias de restauração ecológica, este estudo tem como objetivo central avaliar a influência do rio sob a composição florística e estrutura das comunidades arbóreas de florestas ribeirinhas local e regionalmente e propor espécies fundamentais para utilização na restauração ecológica. Diante do exposto, formulamos as seguintes hipóteses: 1) A comunidade arbórea das florestas mais próximas ao rio e com influência de inundações são distintas em relação às florestas mais distantes, formando comunidades arbóreas diferentes porque a influência do rio deve gerar heterogeneidade ambiental e constituir diferentes habitats. 2) Os fragmentos florestais de regiões atingidas por barragens possuem diferenças na riqueza e composição de espécies dominantes, subdominantes e raras, se caracterizando como comunidades diferentes e ampliando a diversidade arbórea. Esperamos este resultado devido ao fato dos fragmentos florestais estarem localizados sob influência ambiental distinta, especialmente em função da localização em setores do rio com e sem barramentos. Respondemos a estas hipóteses avaliando as diferenças na composição e abundância de espécies de árvores nas florestas localizadas nas margens e distantes destas ao longo do rio estudado, considerando ainda o tamanho do fragmento florestal, e descrevendo as comunidades existentes em termos da riqueza de espécies dominantes, subdominantes e raras.

Por fim, comparamos os dados encontrados para as comunidades descritas com aquelas usadas em projetos de compensação ambiental, avaliando assim se as comunidades estão sendo restauradas de acordo com a composição e estrutura das comunidades arbóreas dos sistemas de referência existentes na região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região do meio-oeste do estado de Santa Catarina em diferentes municípios localizados no Planalto Central. Os fragmentos florestais remanescentes estão localizados em comunidades rurais às margens da sub-bacia hidrográfica do Rio Canoas, a qual compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai. As atividades desenvolvidas nas áreas do entorno são, em sua maioria, agrícolas e madeireiras. No município de Brunópolis, a área de estudo está localizada na comunidade de São Roque, afluente próximo a Bacia do Rio Canoas, denominado Rio Marombas que é uma das áreas em que o enchimento do reservatório do barramento da UHE São Roque foi realizado em 2022. No município de Vargem, a área de estudo localiza-se em um fragmento florestal da comunidade de São Pedro, situado nas margens do reservatório da UHE Garibaldi. A UHE Garibaldi foi construída no ano de 2013, formando um lago de 26,79 km² (LIMA *et al.*, 2018). E, as áreas de amostragem no município de Campos Novos e Anita Garibaldi estão sob efeitos do barramento UHE Campos Novos, implementada em 2006. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo mesotérmico úmido com verão ameno (Cfb), com temperatura média anual variando de 15,8 a 17,9°C e com precipitação pluviométrica total anual de 1.460 a 1.820 mm (EPAGRI, 1999 *apud* LIMA, 2018). Os solos predominantes na região são Nitossolos Háplicos e Cambissolos Húmicos, desenvolvidos a partir de rochas basálticas e a topografia varia de ondulada a acidentada (EMBRAPA, 2004).

2.2 Caracterização da vegetação

Para avaliar as influências do rio e o impacto das barragens sobre habitats das comunidades arbóreas das florestas ribeirinhas, utilizamos as árvores como grupo indicador, pois estas respondem a diferenças de regime hídrico (ex.: GIEHL; JARENKOW, 2008). Ao longo da bacia do Rio Canoas, a vegetação está situada dentro dos limites da Mata Atlântica e seus ecossistemas associados à Floresta Ombrófila Mista (FOM) em transição com a Floresta

Estacional Decidual (FED) (IBGE, 2012). Na década de 1950, encontravam-se grandes extensões da floresta de *Araucaria angustifolia* com a submata composta por espécies como *Ocotea pulchella* e *Ilex paraguariensis*, acompanhada de *Cryptocarya aschersoniana* e *Nectandra megapotamica* (IBGE, 2012a). O perfil florístico caracteriza a vegetação como ecótono entre FOM e FED, com elevada riqueza de espécies (HIGUCHI, *et al.*, 2016). Nas áreas de estudo, os remanescentes florestais apresentam diferentes estágios sucessionais e de conservação. Boa parte foi encontrada em estágio avançado, principalmente nas áreas dentro do Parque Estadual do Rio Canoas, observado pelo estado de conservação e grau de proteção. Já em alguns fragmentos observou-se impactos antrópicos como acampamentos para caça, proximidade a áreas agrícolas e acesso por animais domésticos.

2.3 Coleta de dados / Amostragem de árvores

O levantamento dos dados de biodiversidade vegetal foi realizado por meio de parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), com dimensões de 10 × 10 m em cada ponto, dispostas paralelamente em relação ao curso do rio e formando pares, totalizando uma área total amostrada de 142000 m² (1,42 ha). Cada par foi constituído por parcelas em floresta nas margens do rio e parcelas em florestas distantes do rio, dispostas a 50 m de distância das parcelas na margem do rio, e no mínimo 100 m entre pares de parcelas (Fig. 2). O número de pares de parcelas variou de acordo com o tamanho do fragmento. Em fragmentos pequenos foram instalados ao menos 3 pares de parcelas e, nos maiores de 6 a 9 pares (Tabela 1). As árvores com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm e, ou indivíduos com ramificações do tronco abaixo da altura do peito (= 1,3 m) e em que uma das ramificações apresentaram o PAP mínimo foram amostradas. Árvores mortas não foram amostradas. A identificação foi realizada em nível de espécies com auxílio de literatura especializada e pelas plataformas digitais Flora Digital do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina e a Flora e Funga do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2022). Como auxílio para a identificação, foram realizadas coletas e estas foram etiquetadas e organizadas em exsicatas como amostras de um indivíduo de cada espécie, e quando impossibilitados de realizar a coleta, foram realizados registros com câmera fotográfica e anotadas características morfológicas como a filotaxia e o aspecto do caule dos espécimes.

2.4 Coleta de dados / listas de espécies de compensação ambiental

Para acesso às listas de espécies de árvores utilizadas no Programa de Compensação Ambiental realizado pelas empresas responsáveis pelas barragens, solicitamos os relatórios completos ao Instituto Ambiental de Santa Catarina (IMA). A solicitação foi enviada para Gerência de Licenciamento Ambiental e Autorização de Obras Públicas via ouvidoria. O processo de solicitação gerou o número IMA 00046635/2022, e assim foram obtidos os relatórios completos de dois dos três empreendimentos hidrelétricos. Na UHE Campos Novos foi recebido o relatório de 2012 denominado Programa de monitoramento da vegetação na UHE Campos Novos, realizado pela empresa Campos Novos Energia S.A.- ENERCAN. Na UHE Garibaldi a empresa responsável é CTG Brasil e foi recebido o relatório de 2017, com o nome Programa de reposição florestal. Na UHE de São Roque foi recebido apenas o parecer técnico de 2022 do programa de reposição florestal em que a empresa São Roque Energética S.A é responsável e nesta consta apenas uma lista com nomes populares das espécies para o projeto de reposição florestal e que, pela imprecisão da informação, não foi incluída em nossas análises.

2.5 Coleta de dados de cobertura do solo

Os fragmentos florestais foram selecionados previamente considerando a localização em relação à implementação dos reservatórios e à classificação aproximada do fragmento nas categorias pequeno, médio e grande (Tabela 1). Para o cálculo da área dos fragmentos, usamos dados de cobertura do solo a partir da plataforma digital Google Earth Pro (GOOGLE, 2022). Foram delimitados polígonos em cada fragmento florestal amostrado e estes foram medidos em metros quadrados e depois convertidos em hectares. Na figura 1 estão exemplificados alguns fragmentos nas margens da bacia hidrográfica do Rio Canoas.

A localização dos fragmentos amostrados se distribuiu ao longo da área de influência de três barragens: Campos Novos (CN), Garibaldi (G), e São Roque (SR), sendo que São Roque não havia sido posta em operação até o momento das amostragens. Para as barragens de São Roque e Garibaldi, consideramos os setores tanto a montante quanto a jusante do local de implantação da barragem, além de a montante de Campos Novos, resultando assim em cinco setores ao longo da bacia (Figura 2). Assim, de montante a jusante, dividimos o rio nos setores montante de São Roque (MSR), jusante de São Roque (JSR), montante de Garibaldi (MG), jusante de Garibaldi (JG) e montante de Campos Novos (MCN). Em cada setor, foram

amostrados fragmentos pequenos, médios e grandes, e nos habitats das margens dos rios e distantes delas.

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos em hectares, coordenadas geográficas em UTM e número de parcelas instaladas em cada fragmento estudado.

Setor	Tamanho (ha)	Longitude	Latitude	Nº de parcelas
MSR	124	525492,1	-3033509	10
MSR	104,5	522093,6	-3035196	10
MSR	79,5	523449,0	-3024641	18
JSR	76,6	516682,6	-3042787	10
JSR	36,6	516800,2	-3043440	10
JSR	7,7	513986,2	-3044349	8
MG	43,8	504318,1	-3048182	8
MG	31,2	506253,7	-3050088	10
MG	21,1	506039,8	-3047517	6
JG	89	491414,5	-3056519	10
JG	66	495294,5	-3058600	8
JG	16,4	492070,7	-3059269	6
MCN	1190,3	481472,8	-3051851	12
MCN	136,4	484203,6	-3055555	8
MCN	34,5	470019,4	-3054696	8

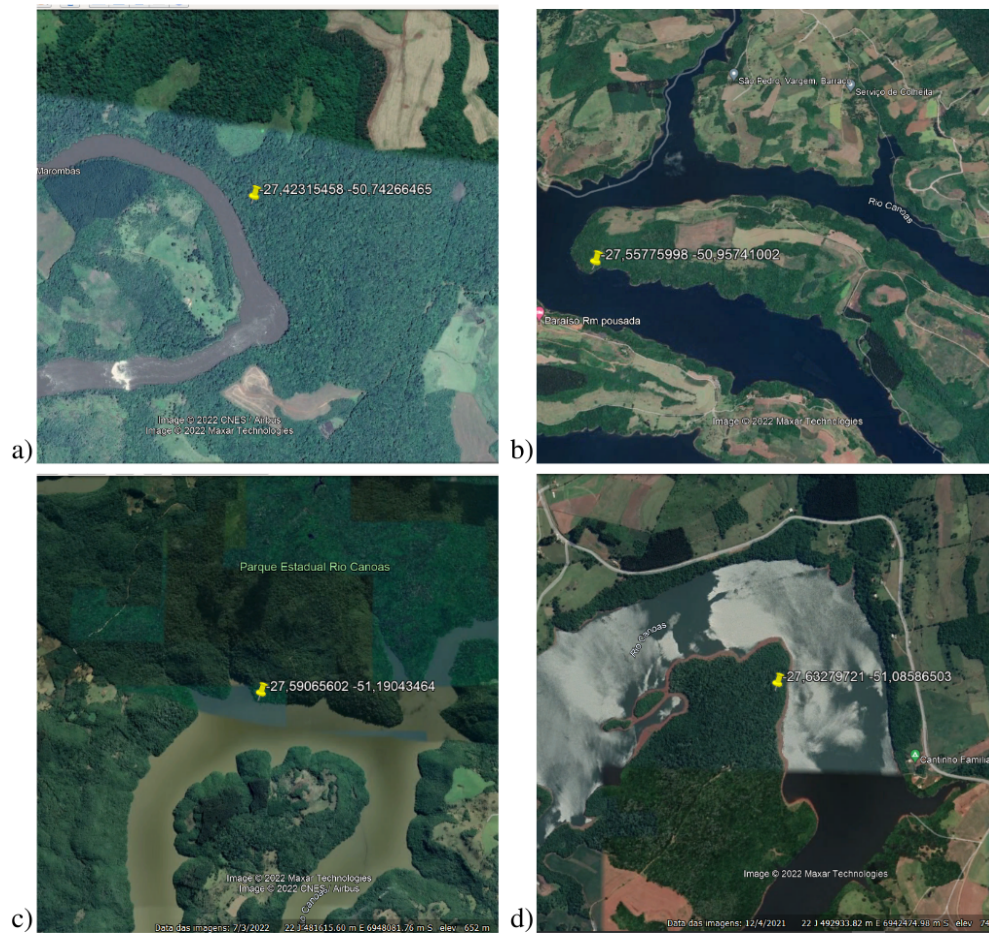


Figura 1. Imagem de satélite dos fragmentos onde foram realizadas amostragens dos dados. a) Montante de São Roque - fragmento grande; b) Montante Garibaldi - fragmento grande; c) Montante Campos Novos - fragmento grande; d) Jusante Garibaldi - fragmento grande.

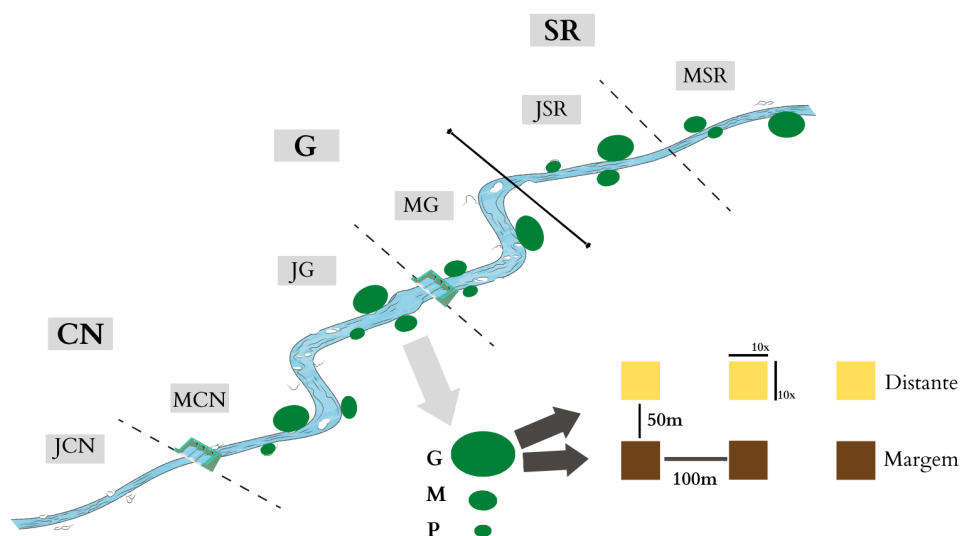


Figura 2. Esquema de coleta de dados ao longo da Bacia do Rio Canoas. SR = UHE São Roque; MSR = Montante de São Roque; JSR = Jusante de São Roque. G = UHE Garibaldi; MG=Montante Garibaldi; JG = Jusante Garibaldi; CN = UHE Campos Novos; MCN = Montante Campos Novos; JCN = Jusante Campos Novos. Fragmentos florestais: G = Grande; M = Médio; P =Pequeno. Margem = parcelas próximas ao rio; Distante = parcelas mais distantes do rio.

2.6 Análise de dados

Com o objetivo de compreender a uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies, dividimos as espécies em dominantes (aquelas espécies que juntas totalizavam 50% dos indivíduos de cada comunidade), subdominantes (espécies com abundância > 2 indivíduos, mas que não compunham a lista de dominantes), e raras (espécies com, no máximo, 1 ou 2 indivíduos amostrados em uma dada comunidade). A distribuição das espécies em grupos de acordo com a abundância foi realizada para cada um dos setores do rio (MSR, JSR, MG, JG e MCN) e nos diferentes habitats dentro de cada setor (margem e distante).

Com o objetivo de representar graficamente as diferenças e semelhanças na composição e abundância das espécies entre setores do rio e habitats, realizamos uma análise de ordenação. Para a análise, usamos a técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com base na dissimilaridade de Bray-Curtis que foi calculada a partir da matriz de abundância de espécies. Nesta análise, os fragmentos de diferentes tamanhos foram usados como réplicas. Para testar quantas comunidades diferentes tínhamos entre setores e entre tipos de habitats, aplicamos modelos lineares generalizados para respostas

multivariadas (GLMmv; WANG *et al.* 2012). Nesta análise, usamos a matriz de composição e abundância de espécies como resposta e setor do rio e tipo de habitat como variáveis explicativas. O tamanho do fragmento (em hectares) e a abundância total (número total de indivíduos amostrado em cada fragmento) foram ainda incluídos como covariáveis no GLMmv, com a abundância total incluída como “offset”, para controlar os efeitos da área total do fragmento e da área amostral sobre as estimativas de abundância das espécies. A distribuição escolhida para as abundâncias foi a binomial negativa, com a escolha confirmada pela avaliação dos resíduos do modelo construído.

Por fim, para comparar as comunidades amostradas com as comunidades “construídas” durante o processo de compensação ambiental, construímos uma matriz de presença ou ausência de espécies. A matriz continha 10 linhas com as espécies encontradas nos cinco setores do rio e dois habitats aqui amostrados, além de três locais onde foi realizado o plantio visando a compensação ambiental pelos barramentos. Como nem todos os locais da compensação apresentavam dados de abundância, usamos apenas a presença-ausência de espécies nesta avaliação. Com essa nova matriz, calculamos a dissimilaridade de Jaccard e preparamos um novo diagrama de ordenação, usando para isso novamente a técnica de NMDS.

Os cálculos foram realizados no ambiente R (R CORE TEAM, 2022), com os pacotes “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2022) e “mvabund” (WANG *et al.* 2022), e os gráficos foram gerados com o pacote “ggplot2” (WICKHAM, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Descrição geral da amostragem

No total, foram amostrados 2376 indivíduos arbóreos nas 142 parcelas avaliadas (Tabela 2), totalizando 139 espécies (quatro indivíduos não foram identificados a nível de espécie, mas foram diferenciados como morfoespécies e contabilizados como espécies distintas). Em São Roque foram amostrados 970 indivíduos e identificadas 96 espécies. Em Garibaldi foram 890 indivíduos e 88 espécies. Em Campos Novos, foram amostrados 516 indivíduos e 71 espécies.

Houve variação no total de indivíduos amostrados em cada setor do rio e tipos de habitat (Tabela 2). Nos fragmentos de florestas mais distantes do rio, foram amostrados 544 indivíduos na UHE São Roque, 383 indivíduos na UHE Garibaldi e 217 indivíduos na UHE Campos Novos. Nos fragmentos de florestas ribeirinhas (mais próximos do rio), foram amostrados 426 indivíduos na UHE São Roque, 507 indivíduos na UHE Garibaldi e 299 indivíduos na UHE Campos Novos. Essas diferenças devem ter ocorrido, em parte, devido aos ajustes feitos no número de parcelas de acordo com o tamanho dos fragmentos e, em outra parte, devido às diferenças ambientais e no estágio de regeneração de cada fragmento.

A espécie mais abundante dentre todos os locais amostrados foi *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. com 214 indivíduos, seguida de *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. com 124 indivíduos, *Cupania vernalis* Cambess. com 119 indivíduos, *Coussarea contracta* (Walp.) Müll.Arg. com 113 indivíduos e *Matayba elaeagnoides* Radlk. com 101 (Tabela 2). Destas, todas ocorreram em todos os setores do rio, com exceção de *C. contracta*, que foi encontrada em alta abundância em um único fragmento.

Tabela 2: Lista de espécies dos remanescentes florestais localizados em área de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual na região do Planalto Central. * = espécies exóticas; Cf. = indica espécies com identificação incompleta; NI = espécies não identificadas.

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	102	86	15	6	5	214
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	14	11	52	26	21	124
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	16	11	31	26	35	119
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae				113		113
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	31	4	9	50	7	101
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	39	10	20	6	7	82
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae	15	5	9	23	27	79
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	7	2	18	9	42	78
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	25	26	16	2	1	70
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	3	5	4	8	39	59

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Sebastiania ramosissima</i> (A. St.-Hil.) A. L. Melo & M. F. Sales	Euphorbiaceae	29	4	5	2	14	54
<i>Trichilia claussemi</i> C.DC.	Meliaceae				11	38	49
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	1	4	9	7	27	48
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	20	3	5	4	15	47
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae	3	6	10	15	12	46
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	7	7	7	12	12	45
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	10	5	16	8	2	41
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	12	3	1	23	1	40
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae		20	1	7	10	38
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Fabaceae			1	9	27	37
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	23		1	7	4	35
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mül.Arg.	Euphorbiaceae		2		1	31	34
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	2		11	13	7	33
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Canellaceae	25		3	2	3	33
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	15	4	4	4	3	30
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	5	2	5	12	5	29
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae		10	10	5		25
<i>Banara tomentosa</i> Clos	Salicaceae	3	6	5	8	3	25
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	9	12	2			23
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	5	6	4	2	5	22
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	4	1	15			20
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae		1		13	6	20
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	7	4	1	7		19

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae			4	8	6	18
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	11	2	4	1		18
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	4	2	8	3		17
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae		15				15
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Solanaceae	4	2	2	7		15
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Asteraceae	5	2	4	4		15
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	1	4	3	1	6	15
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	7	3	2	1	1	14
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae		2	5	5	1	13
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	Myrtaceae	9	4				13
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae	13					13
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	11		1	1		13
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	12					12
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	2	4	1	5		12
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae				3	9	12
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	8			2	2	12
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae		1	6	3	1	11
<i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand	Myrtaceae	1	10				11
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae			2	1	8	11
<i>Luetzelburgia guaissara</i> Toledo	Fabaceae		10				10
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Meliaceae	3			3	3	9
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae			3		6	9
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	Myrtaceae	7				2	9
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	Primulaceae					8	8

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	4	4				8
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Annonaceae		7		1		8
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae		4		2	2	8
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltl.	Rubiaceae		6		1		7
<i>Feijoa sellowiana</i> (O.Berg) O.Berg	Myrtaceae	7					7
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae	3	2	1	1		7
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urticaceae				1	6	7
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	Apocynaceae		1		2	4	7
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	Celastraceae			1	3	3	7
NI (“Myrtaceae apiculada”)	Myrtaceae		6				6
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	1	2		2		5
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae			3	1	1	5
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae			5			5
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Myrtaceae	4				1	5
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae	3	2				5
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae	2			1	2	5
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Rubiaceae			2	2		4
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	Rutaceae	4					4
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae		2			2	4
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae		3	1			4
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolaccaceae			1	1	2	4
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	4					4

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae	1		1	1	1	4
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	4					4
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	Primulaceae	3				1	4
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	2				1	3
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae				3		3
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae					3	3
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	Rubiaceae					3	3
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	Proteaceae	2		1			3
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand	Myrtaceae	3					3
<i>Seguieria aculeata</i> Jacq.	Phytolaccaceae			1		2	3
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	Sapindaceae			3			3
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	Myrtaceae				2	1	3
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae			1		2	3
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae			2		1	3
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae	3					3
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Simaroubaceae	1				2	3
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	Salicaceae	2					2
<i>Machaonia acuminata</i> Bonpl.	Rubiaceae	2					2
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae					2	2
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Rubiaceae			2			2
<i>cf. Apuleia</i>	Fabaceae				2		2
<i>Ateleia glazioveana</i> Baill.	Fabaceae					2	2
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul.	Rutaceae			1		1	2

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae			1		1	2
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae		2				2
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	Celastraceae	2					2
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	1			1		2
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	Araliaceae	2					2
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Salicaceae	1				1	2
<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	Ochnaceae					2	2
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	1		1			2
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Elaeocarpaceae		2				2
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Fabaceae		1			1	2
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae				1	1	2
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	1			1		2
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	Asteraceae		1				1
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Boraginaceae					1	1
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Simaroubaceae				1		1
<i>cf. M. stipitatum ou Apuleia</i>	Fabaceae				1		1
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Apocynaceae				1		1
<i>Hennecartia omphalandra</i> J.Poiss.	Monimiaceae					1	1
<i>cf. Lauraceae</i>	cf. Lauraceae				2		1
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Rhamnaceae	1					1
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	Rhamnaceae					1	1
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Rutaceae				1		1
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	Asparagaceae	1					1
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae	1					1

Espécie	Família	MSR	JSR	MG	JG	MCN	Total Geral
<i>cf. Calyptranthes</i>	Myrtaceae	1					1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	1					1
<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae		1				1
<i>cf. Ocotea porosa</i>	Lauraceae		1				1
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Solanaceae			1			1
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae				1		1
<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.	Erythroxylaceae	1					1
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae	1					1
<i>cf. Solanum pseudoquina</i>	Solanaceae				1		1
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	1					1
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrtaceae	1					1
Abundância total		602	368	364	526	516	2376
Riqueza de espécies		75	57	60	73	71	

3.2. Comparação da distribuição de abundâncias

A distribuição da riqueza de espécies de acordo com grupos baseados nas abundâncias apontou um padrão geral de poucas espécies dominantes e, geralmente, alto número de espécies raras, com as subdominantes alcançando riqueza intermediária (Figura 3). A distribuição da riqueza de espécies dos três grupos foi relativamente semelhante entre setores do rio e entre os habitats da margem e distantes do rio. Por exemplo, o número de espécies subdominantes não variou muito além de 15 a 20 espécies nos diferentes setores e habitats. Entre os setores MCN e MSR, os mais distantes avaliados, houve grandes semelhanças, com maior número de espécies dominantes e o maior número de espécies raras. Em geral, os ambientes das margens e distantes do rio têm a mesma quantidade de espécies dos três grupos. Uma das poucas exceções é o setor JSR, onde há menor número de espécies dominantes e subdominantes nas margens do rio. O maior número de espécies subdominantes

foi encontrado no setor JG na margem, seguida do setor JSR no habitat distante e MSR em mesma quantidade nos dois habitats.

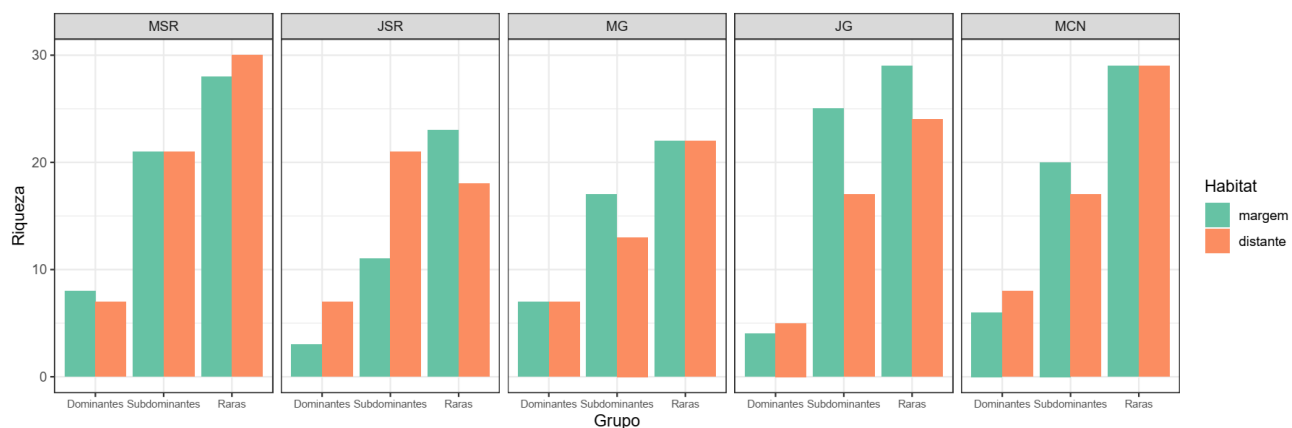


Figura 3. Análise da distribuição de dominância, espécies subdominantes e raras para cada um dos setores (MSR, JSR, MG, JG e MCN), em diferentes habitats (margem e distante).

Ao comparar a composição e abundância das comunidades, encontramos uma diferenciação principal em relação ao setor do rio, com uma separação das áreas localizadas mais a montante da bacia, daquelas mais a jusante (Figura 4). Além disso, nos setores mais a montante, sob menor influência dos barramentos, os pares de comunidades das margens e distantes do rio apresentam em geral maior diferença de composição em relação aos pares de amostras localizados nas parcelas de setores mais a jusante. Por exemplo, as comunidades nos fragmentos do setor MCN (montante de Campos Novos) são muito parecidas entre si e há também pouca diferença entre os habitats. Assim como, nas comunidades nos fragmentos MG (montante de Garibaldi), que se assemelham entre os fragmentos e também apresentam pouca diferença entre os habitats de dois dos três fragmentos. As comunidades que mais se diferenciam de outros fragmentos dos outros setores são as JSR, MSR e JG, indicando maior diferença na composição. As comunidades que mais se assemelham entre os habitats estão nos fragmentos na MCN, um dos três fragmentos da JG, dois dos três fragmentos de MG e dois dos três fragmentos de MSR.

Por fim, mesmo que parte das diferenças na composição e abundância das comunidades sejam de menor magnitude, em termos comparativos, encontramos diferenças significativas entre os setores do rio e entre os habitats da margem e distantes do rio (Tabela 3). Encontramos ainda uma associação entre o tamanho dos fragmentos e a composição e abundância de espécies.

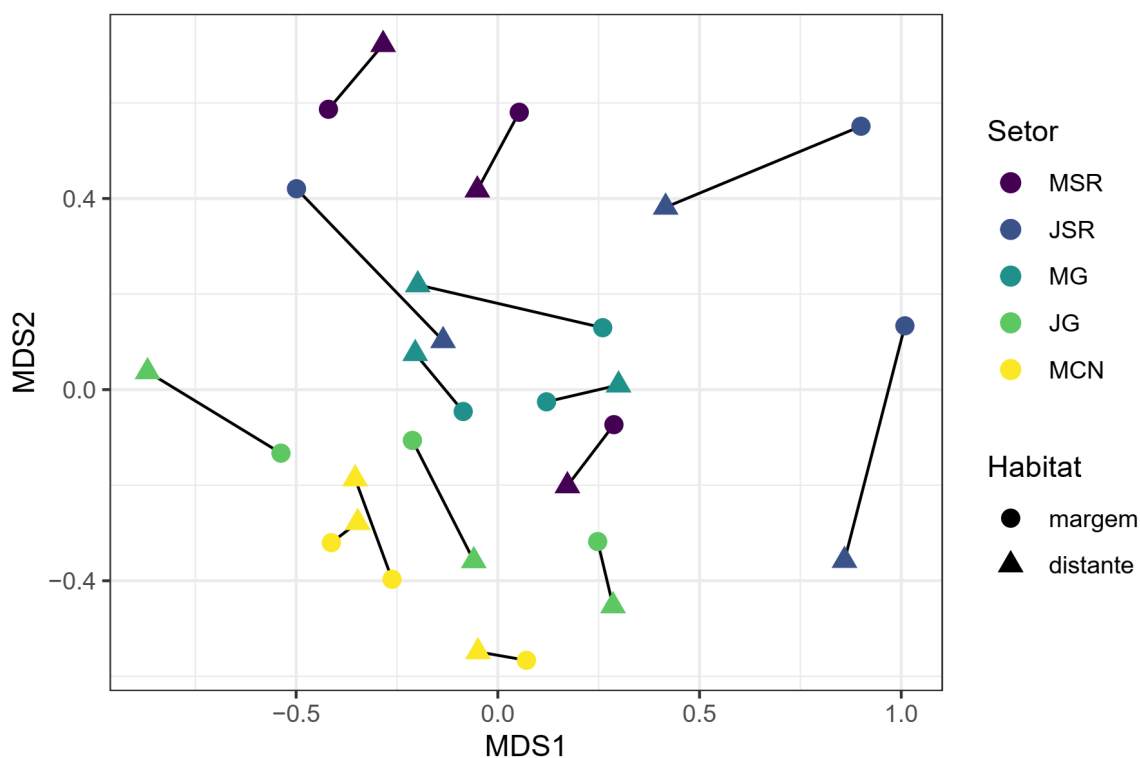


Figura 4. Relações entre fragmentos de floresta de acordo com a composição e abundância de espécies de árvores encontradas em cada local (NMDS, com dissimilaridade de Bray Curtis). As amostras foram localizadas em diferentes habitats (margem e distante do rio) e em cinco setores do rio (MSR = montante São Roque, JSR = jusante São Roque, MG= montante Garibaldi, JG = jusante de Garibaldi, MCN = montante Campos Novos).

Tabela 3. Resultados globais da comparação da composição e abundância das comunidades de árvores em função do setor do rio, do tipo de habitat e do tamanho dos fragmentos analisados.

Variável explicativa	Escore	Valor de P
Intercepto (Setor MSR Habitat margem)	4844655389	0,001
Setor JSR	1661503438	0,001
Setor MG	1420008199	0,001
Setor JG	773700213	0,001
Setor MCN	1047706406	0,001
Habitat distante	2970355265	0,001
Tamanho do fragmento	1410598497	0,001

3.3 Comparação com as espécies da compensação ambiental

Embora a composição de espécies tenha diferido entre as comunidades aqui amostradas, comparativamente elas diferiram pouco quando comparadas com as listas de espécies usadas nas áreas de compensação ambiental (Figura 5). Embora duas áreas tenham recebido o plantio de espécies no setor a montante de Campos Novos (MCN) e outro a montante de Garibaldi (MG), as comunidades restauradas são claramente distintas das comunidades existentes nestes setores e também distintas da comunidade avaliada em São Roque, antes da implantação da barragem. Além de introduzir novos tipos de comunidades florestais, na compensação foram usadas espécies não observadas em nossa amostragem e, possivelmente, exóticas regionalmente, o que pode ter consequências não planejadas para a diversidade das florestas da região.

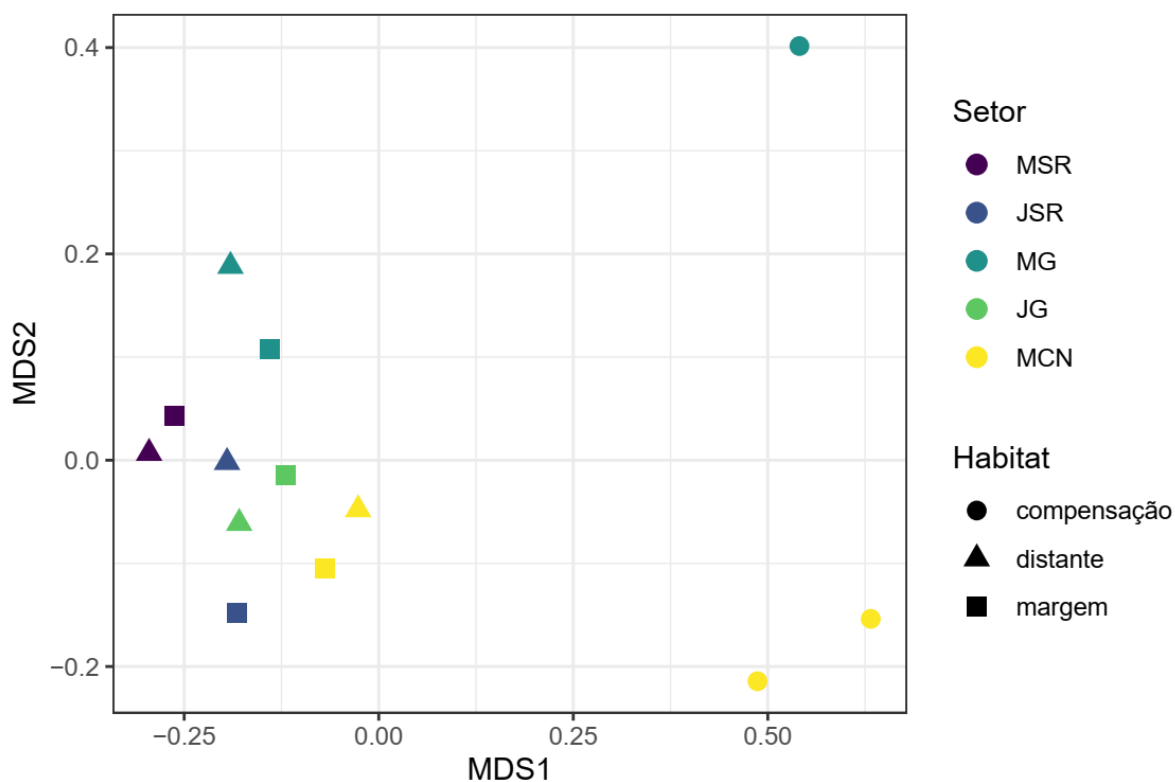


Figura 5. Relações entre fragmentos de floresta de acordo com a composição de espécies de árvores (NDMDS, com dissimilaridade de Jaccard). As amostras foram localizadas em diferentes habitats (áreas de compensação ambiental, e em florestas nas margens ou distantes do rio) e em cinco setores do rio (MSR = montante São Roque, JSR = jusante São Roque, MG= montante Garibaldi, JG = jusante de Garibaldi, MCN = montante Campos Novos).

4. DISCUSSÃO

Encontramos diferenças nas comunidades florestais de diferentes setores do rio, assim como entre os habitats localizados nas margens do rio e distantes delas. Por um lado, não encontramos diferenças importantes na riqueza de espécies entre setores, mesmo ao considerar, em separado, a riqueza de espécies dominantes, subdominantes ou raras. Por outro lado, a composição e abundância das espécies variou significativamente entre todas as comunidades avaliadas, com evidências para uma progressiva redução das diferenças entre comunidades das margens e distantes em setores afetados por barragens há mais tempo. Em termos de restauração, as comunidades plantadas são muito distintas da grande variação existente em termos de composição de espécies, trazendo dúvidas sobre o efeito destas sobre a diversidade regional. Neste sentido, encontramos processos de homogeneização e heterogeneização das comunidades (*sensu* SOCOLAR et al. 2016), que podem estar acontecendo em diferentes escalas espaciais.

Em escala local nos fragmentos florestais, o padrão encontrado de proximidade entre comunidades e entre os diferentes habitats, indica um processo de homogeneização das comunidades arbóreas em áreas com barragens. Esse efeito está relacionado com a perda de habitat florestal da beira do rio, causada pelo alargamento do rio a montante das barragens. Com isso, a faixa de vegetação à margem do rio amostrada é, na realidade, a vegetação que estava mais distante do rio antes da implementação do reservatório. As comunidades arbóreas das florestas à margem do rio, sem barragem, são distintas em relação às florestas mais distantes do rio. Tal efeito demonstra a influência do rio e das inundações periódicas como fonte de heterogeneidade ambiental, caracterizando diferentes habitats e por assim, distintas comunidades arbóreas (BERTANI. *et al.*, 2000; GIEHL; JARENKOW, 2008; RODRIGUES *et al.*, 2013). Considerando que a similaridade da composição e abundância das espécies na margem e a distância do rio foi causada pela perda de habitat ribeirinho e pela introdução de distúrbios permanentes, como o encharcamento do solo, estes podem ser mecanismos que levam à homogeneização das comunidades vegetais (DARU *et al.*, 2021). O estresse ocasionado pelas novas condições ambientais já foi descrito na floresta da margem do rio, aumentando a mortalidade de algumas espécies (LIMA *et al.*, 2018) e afetando a composição florístico-estrutural da vegetação arbórea ao longo do tempo (BIANCHINI et al., 2003).

Em escala regional, a nova condição ambiental ocasionada pelos barramentos sugere um processo de heterogeneização entre setores do rio. Esse processo indica um aumento na diversidade beta. Os fragmentos mais distintos entre setores são os que estão no ambiente

sem barragem, porém, as comunidades foram sempre mais diferentes quanto mais distantes no espaço, um padrão ecológico recorrente (MCGILL *et al.*, 2015; SOCOLAR *et al.*, 2016). Os barramentos, por separarem e interromperem processos ecológicos relacionados ao fluxo dos rios, podem estar contribuindo na distinção das comunidades entre si, tanto a jusante e a montante quanto entre barragens (PALMER; RUHI, 2019). Por mais que as comunidades com barragens sejam mais similares entre si, ambas apresentam diferenças entre os fragmentos a montante e jusante. Tais distinções, tanto entre as comunidades, quanto entre os setores, podem ser explicadas pela posição geográfica, pelas diferenças regionais de transição da vegetação ao longo do espaço, mas também pelos efeitos dos novos ambientes resultantes da construção das barragens. Esses novos ambientes podem promover mudanças na composição das comunidades, mas não é compreendido se a simplificação dos ambientes de montante e jusante das barragens tornarão as comunidades mais semelhantes ao longo do tempo. Ou então, se no tempo presente e sob novas condições ambientais ocorrerá uma transição para comunidades mais homogêneas ou heterogêneas. Neste sentido, uma revisão relativamente recente sugeriu aumento da diversidade beta temporal e diminuição da diversidade beta espacial em escalas regionais, associada ao aumento da antropização dos ambientes (MCGILL *et al.*, 2015). Como consequência, os novos ambientes gerados pelas barragens, mas com início em tempos distintos, podem estar mudando as comunidades localmente e que, por estarem em diferentes etapas do processo, levam à predominância de um padrão de heterogeneização (aumento de diversidade beta), mas que pode não persistir em longo prazo.

Inicialmente, nossos resultados contrastam com um padrão comum de homogeneização em função da restauração com poucas espécies (HOLL *et al.*, 2022). Aqui, em escala regional, constatamos um padrão claro de que as comunidades plantadas em projetos de compensação ambiental na região aumentam a heterogeneização entre os diferentes setores. Como resultado da reposição florestal, foram criadas novas comunidades com composição de espécies completamente diferentes das comunidades arbóreas da região, além de terem uma riqueza menor de espécies que as encontradas aqui para os diferentes setores. A falta de critérios na escolha da composição florística pode acarretar em ineficiência da restauração ecológica das florestas ribeirinhas e, por isso, não contribuir na conservação das espécies. Um outro ponto é que a baixa diversidade usada na reposição pode comprometer as funções ecológicas e funcionamento ecossistêmico (CARDINALE *et al.*, 2011). Além disso, as novas comunidades plantadas não têm garantia de estabelecimento ao longo do tempo porque não consideram as importantes diferenças entre os habitats à margem

e distante do rio sob condições ambientais ribeirinhas (ex.: GIEHL; JARENKOW, 2008). Com isso, em escala local, a sobrevivência de poucas espécies “vencedoras” pode ainda resultar em homogeneização das comunidades vegetais (*sensu* MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Considerando também que os barramentos interrompem o fluxo do rio, comprometendo a conectividade entre os fragmentos florestais e limitando a dispersão e colonização, os projetos de restauração ecológica deveriam plantar maior diversidade possível de espécies nativas da região para promover estabilidade e funcionamento ecossistêmico em espaço-tempo maiores (ISBELL *et al.*, 2011). Isso é particularmente importante tendo em vista que florestas ribeirinhas pouco modificadas se destacam pelo seu potencial de conectar ambientes e ecossistemas por longas extensões, mas essa capacidade se torna reduzida em paisagens modificadas (BENNET *et al.*, 2014).

Ainda que os efeitos de barragens sobre a diversidade sejam complexos, estudos de licenciamento para implementação das barragens não contemplam esta complexidade (RIGOTTI; BISOLO, 2013). Ademais, os impactos gerados pelas barragens não vêm sendo monitorados ao longo do tempo. Isso deveria acontecer a partir de levantamento de dados antes e depois da implementação e definição de sistemas de referência para o alcance posterior de metas, utilizando amostragens sistemáticas para demonstrar os padrões de distribuição das espécies antes e depois. Por isso, a compreensão da dinâmica na composição e estrutura das comunidades são estratégicas tanto na escolha das espécies para reposição, mas também para monitoramento das novas comunidades, postas sob novas condições ambientais. Para contribuir com esse processo, fornecemos uma lista de espécies que pode ser útil regionalmente para a restauração de áreas, servindo como lista de referência para diferentes estados possíveis do sistema sob maior ou menor grau de alteração ambiental (Tabela S1).

CONCLUSÃO

Existem dois processos ecológicos principais acontecendo em diferentes escalas espaciais. Localmente há homogeneização entre as comunidades de diferentes habitats na presença de barragens, possivelmente pela perda das florestas ribeirinhas mais próximas ao rio, por consequência dos alagamentos. Regionalmente, por outro lado, existe heterogeneização das comunidades encontradas nos entornos de diferentes barragens, a jusante e a montante dos barramentos, possivelmente por diferenças regionais de transição da vegetação ao longo do espaço, ou da separação do rio pelos barramentos, separando também

os processos ecológicos resultantes do fluxo natural dos rios. Regional e localmente, a restauração ecológica implementada pelas empresas compromete a diversidade. Regionalmente, em termos de composição está constituindo comunidades completamente distintas das que ocorrem na região, gerando uma heterogeneização regional excessiva. Localmente, existe diminuição da riqueza de espécies e na composição, homogeneização das comunidades por desconsiderar os diferentes habitats na beira do rio. Sob este cenário, soa muito necessário o monitoramento da composição e estrutura das florestas ao longo do tempo, para compreender os efeitos do novo ambiente “ribeirinho” gerado pelas barragens, avaliando se as comunidades se tornarão mais homogêneas ou heterogêneas entre as diferentes regiões e habitats florestais.

REFERÊNCIAS

- BANKS-LEITE, C. *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 29 ago. 2014.
- BAXTER, R. M. Environment effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 8, n. 1, p. 255–283, 1977.
- BERTANI, D. F. *et al.* Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Brazilian Journal of Botany**. v. 24, n. 1, p. 11-23, 2001.
- BIANCHINI, E. *et al.* Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 405-419, 2003.
- BROWN, J. H. Patterns, modes and extents of invasions of vertebrates, in Biological Invasions: a Global Perspective. **John Wiley & Sons**. n. 1, p. 85-109, 1989.
- BENNETT, A. F.; NIMMO, D. G.; RADFORD, J. Q. Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 514–523, 2014.
- CAMARGOS, V. L. *et al.* Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n.1, p.75-84, 2008.
- CARDINALE, B. J. *et al.* The functional role of producer diversity in ecosystems. **American Journal Of Botany**. v. 98, n. 3, p. 572-592, mar. 2011.
- CORLETT, R.T. Plant diversity in a changing world: status, trends, and conservation needs. **Plant Divers**, v. 38. n. 1, p. 10–16, 2016.
- DARU, B.H. *et al.* Homogeneização generalizada de comunidades vegetais no Antropoceno. **Nat Commun**, n.12. 2021.
- DEBINSKI, M. D.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342-355, 2000.
- EMBRAPA. Solos do Estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. n. 46, p.726, dez. 2004.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 05 novembro de 2022.
- GIEHL, E. L. H. (coordenador). Flora Digital do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 2022. Disponível em: <http://floradigital.ufsc.br>. Acesso em: 05 novembro de 2022.
- GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A.. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Bot. Brasilica**. São Paulo, v. 22, n. 3, p. 741-753, set. 2008.
- HIGUCHI, P. *et al.* Florística e estrutura do componente arbóreo e relação com variáveis ambientais em um remanescente florestal em Campos Novos - SC. **Ciência Florestal**, v. 26, n.1, p.35–46, 2016.
- HOLL, K. D.; LUONG, J. C.; BRANCALION, P. H. S. Overcoming biotic homogenization in ecological restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 37, n. 9, p. 777–788, 2022.

- IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Série: **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.
- ISBELL, F. *et al.* Alta diversidade de plantas é necessária para manter os serviços ecossistêmicos. **Nature**. n. 477, p.199-202. 2011.
- 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, out. 2018.
- LIUŸ U. *et al.* A multicriteria decision making approach to prioritise vascular plants for species-based conservation. **Biological Conservation**. v. 234. p. 221-240, 2019.
- GOOGLE. Google Earth Pro, 2022.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press, 1967.
- MCGILL, B. J. *et al.* Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 2, p. 104–113, 2015.
- MCKINNEY, M; LOCKWOOD, J. Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction. **Trends in Ecology & Evolution**. v.14. p. 450-453, 1999.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and Methods of Vegetation Ecology. New York: John Wiley & Sons, p. 45–66, 1974.
- NAIMAN, R. J.; FETHERSTON, K. L.; MCKAY, S. J.; CHEN, J. Riparian forests. In: NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E., editors. **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag. p. 289-323, 1998.
- OKSANEN, J. *et al.* **vegan: Community ecology package**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria, 2022. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>
- RODRIGUES, P. M. S. *et al.* Riqueza e estrutura do componente arbóreo e características edáficas de um gradiente de floresta ciliar em Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**. v. 37, n. 6. p. 1011-1023, 2013.

- SAX, D. F.; GAINES, S. D. Species diversity: from global decreases to local increases. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 11, p. 561–566, nov. 2003.
- SER. Society for Ecological Restoration. **Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica**. 2 ed. [S.I.]: Restoration Ecology. 2019.
- SER. Society for Ecological Restoration International. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. [S.I.]. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2 ed. 2004.
- SOCOLAR, J. B. et al. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, jan. 2016.
- PALMER, M.; RUHI, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. **Science**, v. 365, n. 6459, p. 2087, 20 set. 2019.
- PÜTTKER, T. *et al.* Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-depedent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, 2020.
- RIGOTTI, J. A.; BISOLO, F. D. C. Hidrelétricos Nas Regiões Hidrográficas Do Extremo e Meio Oeste De Santa Catarina , Brasil . Considerations on Hydropower Impacts in Western and Midwestern River Basin Districts of Santa Catarina. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais...2013
- WANG, Y. *et al.* mvabund– an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 3, p. 471–474, 2012.
- WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant graphics for data analysis**. [s.l.] Springer-Verlag New York, 2016.
- WINTER, M. *et al.* Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 51, p. 21721–21725, dez. 2009.

<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>										rara
<i>Chrysophyllum marginatum</i>			rara	rara					rara	
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	sub	dom			sub		rara		sub	
<i>Cinnamomum amoenum</i>	rara						rara			
<i>Citronella paniculata</i>						rara			rara	rara
<i>Clethra scabra</i>	rara	sub					rara	rara	rara	
<i>Cordia americana</i>									rara	
<i>Cordia trichotoma</i>								rara		rara
<i>Cordyline spectabilis</i>		rara								
<i>Coussarea contracta</i>							dom	dom		
<i>Coutarea hexandra</i>									rara	rara
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	sub	rara		sub	rara		rara	sub		
<i>Cupania vernalis</i>	sub	sub	rara	dom	dom	dom	dom	sub	sub	dom
<i>Dalbergia frutescens</i>	rara	rara								

<i>Drimys brasiliensis</i>	sub	sub								
<i>Erythrina falcata</i>			rara						rara	
<i>Erythroxylum deciduum</i>		dom				rara	rara			
<i>Erythroxylum myrsinites</i>	rara									
<i>Eugenia involucrata</i>					rara					rara
<i>Eugenia pluriflora</i>	rara									
<i>Eugenia pyriformis</i>	rara	rara	rara	rara		rara		rara		
<i>Eugenia ramboi</i>			sub	sub	sub	sub	sub	rara		
<i>Eugenia uniflora</i>			rara		rara	sub	sub			rara
<i>Eugenia uruguayensis</i>	sub									rara
<i>Feijoa sellowiana</i>	rara	sub								
<i>Ficus cf. luschnathiana</i>		rara						rara		
<i>Guettarda uruguensis</i>				sub			rara			
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	dom	dom	dom	dom	dom	sub	sub	rara	rara	sub

<i>Helietta apiculata</i>							rara			
<i>Hennecartia omphalandra</i>										rara
<i>Hovenia dulcis</i>										exótica
<i>Ilex cf. microdonta</i>		rara				rara	rara			rara
<i>Ilex paraguariensis</i>		rara								rara
<i>Inga vera</i>		rara	rara	sub	sub			rara	sub	sub
<i>Jacaranda micrantha</i>	dom	rara	rara	rara	rara			dom	rara	
<i>Lamanonia ternata</i>	sub	sub		rara		sub	rara			
<i>Lithraea brasiliensis</i>	rara						rara		rara	rara
<i>Luehea divaricata</i>	sub	rara		sub	sub	sub	sub	sub	sub	sub
<i>Machaerium paraguariense</i>			rara	sub			rara			rara
<i>Machaerium stipitatum</i>						rara	rara	sub	dom	sub
<i>Machaonia brasiliensis</i>		rara								
<i>Matayba elaeagnoides</i>	dom	sub	rara	sub	sub	sub	dom	dom	rara	sub

<i>Mimosa scabrella</i>			sub		rara					
<i>Monteverdia ilicifolia</i>						rara	sub		rara	rara
<i>Muelleria campestris</i>	rara	rara		sub	sub	rara	sub	sub	sub	sub
<i>Myrceugenia miersiana</i>	sub			sub						
<i>Myrcia glomerata</i>	sub			sub						
<i>Myrcia hatschbachii</i>	rara		sub	sub						
<i>Myrcia oblongata</i>	rara	sub							rara	rara
<i>Myrcia palustris</i>	rara	rara	rara	rara						
<i>Myrcia sp</i>		rara								
<i>Myrcia splendens</i>	sub	rara								
<i>Myrcianthes gigantea</i>	rara	rara								
<i>Myrciaria floribunda</i>	rara									
<i>Myrciaria tenella</i>				dom						
<i>Myrocarpus frondosus</i>						sub			rara	sub

<i>Myrsine coriacea</i>	rara		sub	rara		rara	sub			
<i>Myrsine gardneriana</i>	rara	rara							rara	
<i>Myrsine loefgrenii</i>									sub	sub
<i>Myrsine umbellata</i>					sub		sub	sub	rara	sub
<i>Myrtaceae apiculada</i>			sub	sub						
<i>Nectandra lanceolata</i>	rara	sub		rara	sub	rara	sub	sub	rara	sub
<i>Nectandra megapotamica</i>	sub	sub	rara	rara	dom	dom	sub	sub	dom	dom
<i>Ocotea cf. dispersa</i>	rara					rara				
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	sub	sub	rara	sub	dom	sub	sub	sub	rara	
<i>Ocotea porosa</i>	sub									
<i>Ocotea puberula</i>	rara	rara	rara	sub	rara	rara	sub	rara	dom	dom
<i>Ocotea pulchella</i>	sub	rara	rara		rara	sub	sub			
<i>Oreopanax fulvum</i>		rara								
<i>Ouratea parviflora</i>										rara
<i>Parapiptadenia rigida</i>			sub	dom	rara		sub	rara	sub	sub

<i>Phytolacca dioica</i>					rara		rara		rara	
<i>Picrasma crenata</i>	rara								rara	rara
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	rara	sub		rara	rara	rara	sub	rara		
<i>Piptocarpha sellowii</i>				rara						
<i>Plinia peruviana</i>							rara		rara	
<i>Podocarpus lambertii</i>	sub	sub	dom		rara					
<i>Prunus myrtifolia</i>				rara	sub	rara	rara	sub		rara
<i>Randia armata</i>					rara	rara	rara	rara		
<i>Randia ferox</i>					rara	rara				
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	rara					rara				
<i>Ruprechtia laxiflora</i>						rara			rara	
<i>Sapium glandulosum</i>	rara	sub	sub	sub	rara	sub	rara		sub	rara
<i>Schaefferia argentinensis</i>		rara								
<i>Schinus terebinthifolia</i>	sub	rara	sub		rara		rara			rara

<i>Scutia buxifolia</i>		rara								
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	dom	dom		sub	rara	sub	rara		sub	rara
<i>Sebastiania ramosissima</i>									sub	
<i>Seguiera aculeata</i>					rara				rara	
<i>Sloanea hirsuta</i>			rara							
<i>Solanum pseudoquina</i>					rara					
<i>Solanum sanctae catharinae</i>	sub		rara		rara		sub	sub		
<i>Strychnos brasiliensis</i>	dom	sub				rara	rara	sub	sub	rara
<i>Styrax leprosus</i>	rara	rara		rara	sub	dom				
<i>Syagrus romanzoffiana</i>					sub	rara				
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>								rara		
<i>Trema micrantha</i>				rara						
<i>Trichilia clauseni</i>							sub	sub	dom	dom

<i>Trichilia elegans</i>		sub						sub	sub	
<i>Urera baccifera</i>								rara	sub	sub
<i>Vernonanthura discolor</i>		rara		rara				rara		
<i>Xylosma ciliatifolia</i>		rara							rara	
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>		rara								
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	rara	sub								
<i>Zanthoxylum petiolare</i>						rara			rara	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	sub	dom	rara	rara	rara	rara	sub			sub