

LUCAS DE SIQUEIRA CARDINELLI

**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL NO ENTORNO DE
RESERVATÓRIOS DE GERAÇÃO DE ENERGIA HIDRELÉTRICA, NA
REGIÃO SERRANA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

C267p
2016
Cardinelli, Lucas de Siqueira, 1990-
Potencial de regeneração natural no entorno de
reservatórios de geração de energia hidrelétrica, na região
serrana do Estado do Rio de Janeiro / Lucas de Siqueira
Cardinelli. - Viçosa, MG, 2016.
xi, 90f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador : Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento. 2. Regeneração florestal. 3. Áreas
protegidas. 4. Conservação da natureza. 5. Sementes.
6. Usinas hidrelétricas - Aspectos ambientais.

I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Florestal. Programa de Pós-graduação em
Botânica. II. Título.

CDD 22. ed. 634.956

LUCAS DE SIQUEIRA CARDINELLI

**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL NO ENTORNO DE
RESERVATÓRIOS DE GERAÇÃO DE ENERGIA HIDRELÉTRICA, NA
REGIÃO SERRANA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de Magister Scientiae.

APROVADA: 29 de fevereiro de 2016

Prof.: Aurino Miranda Neto

Prof.: José Marinaldo Gleriani

(Co-orientador)

Prof.: Sebastião Venâncio Martins

(Orientador)

*Dedico essa etapa a minha mãe Juliana,
representando todos professores e professoras do
Brasil.*

“... É mister, pois, que ao deixarmos esta Escola, continuemos a nossa trajetória, rumo ao campo, que só espera pela alavanca poderosa dos nossos braços para soerguer o edifício da Pátria ao nível de cultura de outros povos, menos aquinhoados do que nós. Façamos pois, como os nativos de outros tempos, isto é, encostemos a cabeça ao sólo e ouçamos a VOZ DA TERRA.”

trecho de A VOZ DA TERRA (texto de entrada do convite de formatura da turma de 1940 de Técnicos Agrícolas da Escola Superior de Agricultura e Veterinária de Viçosa, MG).

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Viçosa, meu orgulho, por ter me acolhido mais uma vez e me dado condições adequadas de estudo e trabalho.

Às empresas Energisa Geração e Brookfield Renewable Energy, pelo financiamento do projeto através de convênio com o LARF – Laboratório de Restauração Florestal da UFV.

Ao Administrador Gabriel Artur Reis Tavares (Brookfield) pela atenção e importante apoio em todas as fases do projeto.

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado.

Agradeço aos meus pais Domingos e Juliana, pela educação, amor e porto seguro.

Aos meus irmãos Franciane, Camila e Thierre, pela amizade e exemplo, desde sempre.

Aos meus sobrinhos Caio Lucca e Francisco, pelo carinho, inocência e por me deixarem voltar a ser criança por algumas horas de brincadeira.

À Estrela, a cadela mais cativante da família Cardinelli, por nos adotar.

À tia Marina in memoriam, por todo amor e zelo.

À vó Ary, pela presença.

Aos tios e tias, em especial Teixeira, Flávia, Arise, Wanildo in memoriam, Vânia, Walter, Sueli, Nilza, Gilberto in memoriam, Dadinha, pelo carinho, cuidado e boa companhia nas reuniões de família.

Aos amigos Nosso Sonho, pela “insanidade” e amizade.

Aos amigos Quebra Pau, pelas risadas, mesmo na atual distância, e por viverem comigo uma das melhores fases da minha vida.

Aos amigos da Engenharia Florestal, com quem convivi 5 anos incríveis.

Aos amigos que ficaram, em especial ao Breno, um dos melhores que Viçosa me deu.

Ao Thiago, pelo carinho, confiança, por saber ouvir e aconselhar e por estar sempre presente, apesar da distância.

Ao Wemerson, Taynan e Igor, pela boa e fácil convivência na república

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, pela confiança e orientação nos últimos 5 anos.

Ao professor José Marinaldo Gleriani, pela coorientação e enorme contribuição para minha dissertação.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Botânica da UFV, em especial Aristéa Alves Azevedo (Anatomia), Carlos Ernesto G. R. Schaefer (Pedogeomorfologia) e João Augusto Meira Neto (Ecologia), por ministrarem suas disciplinas com respeito, sabedoria e excelência, contribuindo muito para minha formação.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas (LEEP), pelos valiosos conselhos e por compartilharem a mesma paixão pela botânica/ecologia, em especial à Nayara, Carol, Prímula, Júnia, Fábio, Gustavo, Luís, Mariana, Pedro, Juan, Fernando, Gláucia, Alex, Daniel, Rúbia, Dani.

Ao Grupo Embaúba, pela facilitação e mutualismo de saberes, contribuindo muito para o meu crescimento profissional e pessoal, tanto no horário do expediente quanto fora dele.

Ao Celso, pelo bom humor e café diários.

Ao Ângelo, pela praticidade e eficiência em resolver os problemas dos alunos da Pós em Botânica.

Ao Programa Segundo Tempo de Basquete e ao Shivam Yoga, por me ajudarem manter a saúde física e mental.

Ao Luizinho, pela contribuição na coleta de solos em campo.

A todos estagiários do Laboratório de Restauração Florestal (LARF) que ajudaram nas avaliações feitas no viveiro.

Ao Sydnei, pelo auxílio na confecção dos mapas e nas análises espaciais no ArcGIS.

Aos especialistas e taxonomistas, pelo auxílio na identificação das espécies: José Floriano Pastore (*Asemeia monninoidea*, *Hyptis* sp.), Nelma Souza, Silviane Cocco Pesamosca e Ana Odete Santos Vieira (*Ludwigia*), Carlos Eduardo de Siqueira (*Spigelia scabra*), Maria Ana Farinaccio (*Oxypetalum banksii*), Ludovic Kollmann (*Begonia hirtella*), André Vito Scatigna (*Bacopa stricta*), Ricarda Riina (*Acalypha arvensis*), Caetano Troncoso Oliveira (*Mikania cordifolia*), Maria Alves (*Acmella ciliata*), Aluisio Fernandes Júnior (*Sidastrum multiflorum*, *Malvastrum coromandelianum*, *Triumfetta semitriloba*, *Sida urens*), Valéria Sampaio (*Solanum torvum*), Eduardo Oliveira e Luís Bernacci (*Passiflora suberosa*), Otávio Marques (*Croton lundianus*), Christian Silva (*Eragrostis* sp.), Lívia Constancio de Siqueira (*Calopogonium mucunoides*, *Indigofera suffruticosa*).

Ao grupo DetWeb do Facebook, por facilitar a comunicação entre botânicos agrônomos, engenheiros florestais e outros pesquisadores interessados na identificação de espécies de plantas da flora do Brasil.

À Viçosa, minha segunda casa, onde morei os últimos e melhores 8 anos da minha vida, por tudo.

BIOGRAFIA

LUCAS DE SIQUEIRA CARDINELLI, filho de Domingos Cardinelli e Juliana de Siqueira Cardinelli, nasceu no dia 27 de fevereiro de 1990 na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais.

Concluiu o ensino médio no Colégio São José, no município de Bicas, MG, em dezembro de 2007.

Graduou no curso de Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa, no município de Viçosa, MG, em setembro de 2013, recebendo o título de Engenheiro Florestal.

Iniciou o Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal de Viçosa, no município de Viçosa, MG, em março de 2014.

RESUMO

CARDINELLI, Lucas de Siqueira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Potencial de regeneração natural no entorno de reservatórios de geração de energia hidrelétrica, na região serrana do estado do Rio de Janeiro.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Coorientador: José Marinaldo Gleriani.

A bacia do rio Grande, no estado do Rio de Janeiro, apresenta 29% de cobertura florestal, entretanto seus remanescente podem não ser suficientes para cumprir as funções ecológicas desejadas. Dessa forma, tem-se investido cada vez mais na restauração ecológica de paisagens alteradas pela fragmentação. O baixo custo da regeneração natural em relação a outras técnicas disponíveis, associado ao ganho ambiental do restabelecimento dos serviços ecossistêmicos, têm chamado atenção de empresas privadas interessadas em mitigar seus impactos ambientais. O objetivo desse estudo foi avaliar o potencial de regeneração natural no entorno de reservatórios de geração de energia hidrelétrica, na região serrana do Rio de Janeiro, através da análise de indicadores em duas escalas diferentes. A primeira, em escala de paisagem, avaliou a evolução da cobertura vegetal na microbacia e na Área de Preservação Permanente (APP) dos reservatórios em um intervalo de 10 anos (2003-2013). A segunda, em escala local, avaliou a composição, estrutura, abundância e diversidade do banco de sementes do solo (BSS) em 3 ambientes em diferentes estágios sucessionais, com dois níveis de inundação em cada ambiente, buscando compreender como essas variáveis ambientais influenciam o banco. Os principais resultados observados foram o predomínio de pastagem na microbacia, estabilização da fragmentação florestal, ao longo dos 10 anos de avaliação, e aumento da cobertura florestal na APP dos reservatórios, após 4 anos de cercamento da sua margem. Os fatores que favoreceram a regeneração natural nessa APP foram a proximidade de fragmentos-fonte de diásporos de espécies florestais, o alto teor de nutrientes do solo, o isolamento dos fatores de degradação e o reflorestamento com espécies nativas. Em todos os ambientes amostrados, o BSS era composto majoritariamente por espécies ruderais, e algumas espécies arbóreas. Entretanto, mesmo com baixa riqueza de espécies dessa forma de vida, as sementes de árvores apresentam potencial de colonização das áreas, iniciando um processo de sucessão. A ausência de espécies invasoras nos bancos de sementes amostrados é outro ponto positivo observado. Conclui-se, portanto, que as áreas apresentam alto potencial de regeneração natural.

ABSTRACT

CARDINELLI, Lucas de Siqueira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Potential of natural regeneration in the area surrounding hydroelectric plants reservoirs, in the mountainous region of the Rio de Janeiro state.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Co-adviser: José Marinaldo Gleriani.

The Grande river watershed, in the Rio de Janeiro state, has 29% forest cover, though their remaining may not be sufficient to achieve the desired ecological functions. Thus, it has increasingly invested in ecological restoration of landscapes altered by forest fragmentation. The low cost of natural regeneration over other available techniques, associated with environmental gain restoration of ecosystem services, have called attention of private companies interested in mitigating their environmental impact. The aim of this study was to evaluate the potential for natural regeneration in the area surrounding hydroelectric plants reservoirs, in the mountainous region of the Rio de Janeiro state, through the analysis of indicators in two different scales. The first, on a landscape-scale, evaluated the changes in vegetation cover in the watershed and in Permanent Preservation Areas (APP) of two reservoirs, in a 10-year period (2003-2013). The second, on a local scale, evaluated the composition, structure, abundance and diversity of soil seed bank (BSS) in three environment in different successional stages, with two flood levels in each one, trying to understand how these environmental variables influence the bank. The main results observed were predominantly grazing in the watershed, stabilization of forest fragmentation, over the 10 years of evaluation, and increasing forest cover in the reservoir APP, after 4 years of fencing of its margin. Factors that favor the natural regeneration of this APP was the proximity from source fragments of forest species diaspores, the high soil nutrient content, isolation of degradation factors and reforestation with native species. In all study sites, the BSS was mostly comprised of ruderal species, with few tree species. However, even with low species richness of this form of life, the tree seeds have potential for colonization of the areas by starting a succession process. The absence of invasive species in BSS's sampled is another positive point noted. We conclude therefore that the areas have a high potential for natural regeneration.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO GERAL..... | 1 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 3 |
| CAPÍTULO 1: DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA, AO LONGO DE 10 ANOS (2003-2013), NO ENTORNO DE DOIS RESERVATÓRIOS HÍDRICOS, NA REGIÃO SERRANA DO RIO DE JANEIRO | 5 |
| RESUMO..... | 6 |
| ABSTRACT..... | 8 |
| 1. INTRODUÇÃO | 10 |
| 2. OBJETIVOS | 11 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 11 |
| 3.1. Área de estudo..... | 11 |
| 3.2. Processamento das imagens | 13 |
| 3.3. Fotointerpretação | 13 |
| 3.4. Estrutura da Paisagem..... | 14 |
| 3.5. Análises espaciais | 17 |
| 4. RESULTADOS..... | 17 |
| 4.1. Estrutura da paisagem..... | 17 |
| 4.2. Análises Espaciais..... | 26 |
| 5. DISCUSSÃO | 28 |
| 5.1. Paisagem | 28 |
| 5.2. Área de Preservação Permanente..... | 32 |
| 6. CONCLUSÕES | 34 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 35 |

| | |
|--|----|
| CAPÍTULO 2: EFEITOS DO ESTÁGIO DE SUCESSÃO E DA INUNDAÇÃO NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DA MARGEM DE UM RESERVATÓRIO HÍDRICO, NA REGIÃO SERRANA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO | 40 |
| RESUMO | 41 |
| ABSTRACT | 43 |
| 1. INTRODUÇÃO | 45 |
| 2. OBJETIVO | 47 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 47 |
| 3.1. Área de estudo..... | 47 |
| 3.2. Amostragem..... | 49 |
| 3.3. Análise de dados | 51 |
| 3.3.1. Rarefação | 51 |
| 3.3.2. Riqueza, Abundância e Diversidade | 51 |
| 3.3.3. Análise Multivariada..... | 52 |
| 3.3.4. Atributos funcionais..... | 53 |
| 3.3.5. Diversidade funcional | 54 |
| 4. RESULTADOS..... | 55 |
| 4.1. Rarefação | 55 |
| 4.2. Riqueza, Abundância e Diversidade | 56 |
| 4.3. Análise Multivariada..... | 59 |
| 4.4. Atributos funcionais..... | 61 |
| 4.5. Diversidade funcional | 69 |
| 5. DISCUSSÃO | 71 |
| 5.1. Estágio de sucessão..... | 71 |
| 5.2. Inundação..... | 76 |
| 6. CONCLUSÕES | 77 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 78 |
| APÊNDICE..... | 85 |
| CONCLUSÕES GERAIS | 90 |

INTRODUÇÃO GERAL

A modificação dos ecossistemas naturais por atividade antrópica provoca sérios impactos negativos à biodiversidade, como perda de habitat e invasões biológicas por espécies exóticas introduzidas. Observando como essa perda de biodiversidade afeta direta e indiretamente os interesses humanos, passou-se a investir na restauração ecológica de ecossistemas alterados como estratégia de reverter ou mitigar os impactos ambientais advindos dessas atividades. Dessa forma, estudos foram conduzidos buscando compreender como um ecossistema degradado poderia retornar ao seu estado original. Concluíram que, dependendo do grau de degradação, muitos ambientes perturbados apresentavam resiliência, ou seja, capacidade de regeneração após um distúrbio (NORDEN et al., 2009; TAMBOSI et al., 2014; THOMPSON et al., 2011). O mecanismo natural que permite que um ambiente degradado retome os seus processos ecológicos e recupere sua biodiversidade por meio da colonização gradual de espécies nativas é chamada sucessão ecológica (MAGNAGO et al., 2015a).

Segundo revisão feita por Martins et al. (2012), a sucessão ecológica vem sendo estudada desde a década de 1890. Desde então, algumas teorias foram desenvolvidas para explicar o mecanismo que rege a colonização e substituição de espécies ao longo da sucessão. O paradigma clássico de Clements (1916, 1936) conhecido como Teoria Holística da Sucessão propõe um modelo de sucessão unidirecional que converge invariavelmente para um único clímax possível para determinada vegetação, desconsiderando os efeitos estocásticos de distúrbios naturais e antrópicos (CHAZDON, 2008). Apesar de ter sido criticado diversas vezes (GLEASON, 1917, 1926; TANSLEY, 1935; WHITAKER, 1953), a teoria clássica de Clements foi dominante, tanto no meio científico, até a década de 1960, como no meio político, até meados da década de 1990 no Brasil (MARTINS et al., 2012).

Um equívoco comum de muitos projetos de restauração baseados no paradigma clássico da sucessão foi não considerar os distúrbios, o histórico da área e demais eventos estocásticos que podem afetar a comunidade. Logo, em muitos casos, o simples isolamento dos fatores de degradação, como o cercamento da área em restauração, não foi suficiente para permitir a regeneração natural das espécies que compunham a comunidade original, pois não consideraram a paisagem nem o grau de isolamento, tamanho e estágio de sucessão dos fragmentos-fonte de diásporos (MARTINS et al., 2012). Além disso, o reflorestamento de espécies nativas como técnica de recuperação baseada em um ecossistema de referência, sem focar no processo sucessional nem na

escolha das espécies mais adequadas para cada fase da sucessão, foi também responsável pelo fracasso de muitos projetos, ou formação de ecossistemas pouco sustentáveis, com elevado custo de manutenção (RODRIGUES et al., 2009).

Em meados da década de 1970, novas teorias foram elaboradas, como alternativas àquelas que haviam sido criadas anteriormente. A principal delas foi proposta por Connell e Slatyer (1977) e inclui três modelos: Facilitação, Tolerância e Inibição, sendo que qualquer um desses modelos pode operar simultaneamente durante a sucessão (PETERSON; CARSON, 2008; PICKETT; COLLINS; ARMESTO, 1987).

Com a evolução da restauração ecológica como ciência na última década, os projetos de restauração passaram a ser menos determinísticos e mais preocupados com a recuperação da integridade, da resiliência e da sustentabilidade dos ecossistemas e, principalmente, com a sua integração em escala de paisagem (MARTINS et al., 2012). Joly, Metzger e Tabarelli (2014) destacam a necessidade crescente de desenvolver programas de restauração em larga escala, usando a ecologia da paisagem como ferramenta de planejamento. Essa mudança no paradigma contemporâneo foi concretizada no conjunto de atributos recomendados para se considerar um ecossistema restaurado, elaborado pela Society for Ecological Restoration International (SER, 2004).

Dentre as recomendações da SER, destaca-se a importância de mensurar uma série de indicadores ambientais, como regeneração natural, banco de sementes do solo, chuva de sementes, abertura de dossel, produção e decomposição de serapilheira (MARTINS et al., 2008; MIRANDA NETO et al., 2014a, 2014b; RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010), bem como alguns indicadores em nível de paisagem, como conectividade, isolamento, efeito de borda, forma e área de fragmentos (CALEGARI et al., 2010; JESUS et al., 2012; RODRIGUES et al., 2011) , que permitem avaliar a funcionalidade ecológica de um ecossistema restaurado ou em restauração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 385–408.
- CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **The Journal of Ecology**, v. 24, n. 1, p. 252–284, 1936.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, p. 1119–1144, 1977.
- GLEASON, H. A. The structure and development of the plant association. **Bulletin of Torrey Botanical Club**, v. 44, p. 463–481, 1917.
- GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 53, n. 1, p. 7–26, 1926.
- JESUS, F. M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126–1136, 2012.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**. v. 204, p. 459–473, 2014.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 69–100.
- MARTINS, S. V et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada pela mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Arvore**, v. 32, n. 6, p. 1081–1088, 2008.
- MARTINS, S. V et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V (Ed.). . **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 21–52.
- MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Arvore**, v. 38, n. 4, p. 609–620, 2014a.
- MIRANDA NETO, A. et al. Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. **Bosque (Valdivia)**, v. 35, n. 3, p. 377–389, 2014b.
- NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385–394, 2009.
- PETERSON, C. J.; CARSON, W. P. Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of

- succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical Forest Community Ecology**. Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 363–383.
- PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. Models, mechanisms, and pathways of succession. **Botanical Review**, v. 53, p. 335–371, 1987.
- RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 65–73, 2010.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.
- SER. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. 2004.
- TAMBOSI, L. R. et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.
- TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetation concepts and terms. **Ecology**, v. 16, p. 284–307, 1935.
- THOMPSON, I. D. et al. Forest Biodiversity and the Delivery of Ecosystem Goods and Services: Translating Science into Policy. **Bioscience**, v. 61, n. 12, p. 972–981, 2011.
- WHITAKER, R. J. A consideration of climax theory: the climax as a population and patterns. **Ecological Monographs**, v. 23, p. 41–78, 1953.

CAPÍTULO 1: DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA, AO LONGO DE 10 ANOS (2003-2013), NO ENTORNO DE DOIS RESERVATÓRIOS HÍDRICOS, NA REGIÃO SERRANA DO RIO DE JANEIRO

Lucas de Siqueira Cardinelli

José Marinaldo Gleriani

Sebastião Venâncio Martins

RESUMO

Cardinelli, Lucas de Siqueira. M.Sc, Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Dinâmica do uso e cobertura da terra, ao longo de 10 anos (2003-2013), no entorno de dois reservatórios hídricos, na região serrana do Rio de Janeiro.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Coorientador: José Marinaldo Gleriani.

A ecologia da paisagem pode servir como ferramenta para avaliar a evolução da cobertura florestal da bacia do rio Grande, auxiliando a elaboração de projetos de restauração de matas ciliares. O objetivo desse capítulo foi avaliar a dinâmica de uso e cobertura da terra no entorno de duas usinas hidrelétricas no rio Grande, em uma série histórica de 10 anos. Para tal, foi feita a fotointerpretação de imagens da microbacia de contribuição dos reservatórios das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, para os anos de 2003, 2009 e 2013. Em seguida, os mapas temáticos gerados foram utilizados para calcular as métricas de paisagem da microbacia e para realizar análises espaciais das APP's. Foi identificado um predomínio da classe pasto limpo, ocupando mais da metade da microbacia, em todos os anos, fruto da principal atividade econômica da região, a pecuária extensiva. A área total de floresta em estágio médio de sucessão se manteve em torno de 17% da área da paisagem, sem alteração, inclusive, da área do maior fragmento dessa classe. A classe floresta estágio médio apresentou maiores valores das métricas, área de fragmento, área core, índice de proximidade e comprimento de bordas, comparado com a floresta inicial. Entretanto, essas métricas não sofreram diferença entre os anos, sugerindo que a fragmentação florestal da região, que ocorreu até o ano 2000, permaneceu estável nos últimos anos. 70% dos fragmentos eram menores que 10ha, e mais de 80% distam menos de 50m do vizinho mais próximo. Apesar do efeito de borda que a maioria dos fragmentos estão submetidos, devido ao seu reduzido tamanho, a proximidade em que eles se encontram pode ser uma oportunidade para investir na restauração de corredores ecológicos, a fim de conectá-los e criar fragmentos maiores e mais conservados. Da área total alagada após a construção do reservatório, 81% era de pasto limpo, sem perda significativa de biodiversidade. Em relação as áreas protegidas dentro da APP, houve redução da cobertura florestal de 2003-2009, período anterior à construção do reservatório. Por outro lado, de 2009 a 2013, houve um aumento de 30% na cobertura de floresta estágio médio e de 200% na área de pasto sujo da APP. Esse aumento considerável da regeneração natural na margem do reservatório está associado diretamente com a proximidade de fragmentos florestais em estágio inicial e médio de sucessão, os quais podem funcionar como fonte de sementes, alto teor de nutrientes no solo e o isolamento dos fatores de degradação

pelo cercamento das áreas. Logo, a condução da regeneração natural tem sido uma técnica adequada para restauração ecológica da área.

ABSTRACT

Cardinelli, Lucas de Siqueira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Dynamics of land use and land cover, over 10 years (2003-2013), in the area surrounding two reservoirs, in the mountainous region of Rio de Janeiro state.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Co-adviser: José Marinaldo Gleriani.

The Grande river watershed, in the state of Rio de Janeiro, has 29% forest cover, though their remaining may not be sufficient to ensure the desired ecological functions. Thus, it has increasingly invested in ecological restoration of landscapes altered by forest fragmentation. The landscape ecology can serve as a tool to assess the evolution of the forest cover in the region and to assist the development of restoration projects. The aim of this chapter is to assess the dynamics of land use and land cover in the area surrounding hydropower plants on the Grande River, in a period of 10 years. To do this, we made the photointerpretation of the small watershed of PCH's Cajú and São Sebastião do Alto reservoirs for the years 2003, 2009 and 2013. Then, we use the thematic maps generated to calculate landscape metrics and to perform spatial analyzes for APP's. We identified predominance of pasture, occupying more than half of the landscape, relative to the main economic activity in the region, extensive livestock farming. The total area of forest in middle stage remained around 17% of the landscape, without changing around the years, even the largest patch of this class. The forest in middle stage of succession had higher values than the forest in initial stage for the metrics patch area, core area, proximity index and total edge. However, those metrics showed no difference between years, suggesting that forest fragmentation of the region, which took place until 2000, remained stable in recent years. 70% of the patches were shorter than 10ha, and more than 80% of the patches were at less than 50m distant from the closest neighbor. Despite the edge effect of the most patches, due to its small size, the proximity in which they are could be an opportunity to invest in the restoration of ecological corridors in order to connect them and to create larger and more preserved patches. 81% of the total area flooded after reservoir construction was pasture, without significant biodiversity loss. Regarding the protected areas within the APP, there had been a reduction of forest cover in the period of 2003-2009, before the reservoir construction. On the other hand, from 2009 to 2013, the forest middle stage had have increased 30% and the abandoned pasture with some shrubs and trees had have increased 200% in APP area. This considerable increase in natural regeneration is directly associated with the proximity of forest patches in the early and middle stage of

succession, which can act as a source of seeds; the high nutrient content in the soil and the insulation of degradation factors by fencing. Thus, the conduct of natural regeneration has been a proper technique for ecological restoration of the area.

1. INTRODUÇÃO

Nas duas últimas décadas, os projetos de restauração florestal têm ampliado sua área de atuação, passando de escala local para paisagem (METZGER; BRANCALION, 2013; THOMPSON, 2011), permitindo maior integração da produção agrícola com a preservação dos recursos naturais (HARVEY et al., 2014). A restauração em escala de paisagem visa mais que a recuperação focal de áreas protegidas por lei, como as Áreas de Preservação Permanente (APP's) (TABARELLI et al., 2005). Seu objetivo é muito mais a readequação do uso da terra, com incentivo a práticas mais sustentáveis, como produção em sistemas agroflorestais (SAF's), do que simplesmente a revegetação de topos de morro e margens de rios (PARDINI et al., 2009; PARROTTA; WILDBURGER; MANSOURIAN, 2012). Os SAF's são áreas produtivas mais permeáveis a passagem de animais entre os fragmentos florestais adjacentes, do que pastagens e monoculturas (HAHABUDDIN; EDDELER; ICHAEEL, 2004). Logo, sua presença na paisagem poderia potencializar o fluxo gênico e o status de conservação desses fragmentos (HARVEY et al., 2014).

Joly, Metzger e Tabarelli (2014) destacam a necessidade crescente de desenvolver programas de restauração em larga escala, usando a ecologia da paisagem como ferramenta de planejamento. A ecologia da paisagem estuda os efeitos dos padrões espaciais sobre processos ecológicos, abordando temas como conectividade, isolamento e cobertura florestal da paisagem, os quais afetam significativamente a efetividade dos esforços despendidos com restauração (LEITE et al., 2013; TAMBOSI et al., 2014). De acordo com Tambosi et al. (2014), paisagens em situação intermediária de resiliência e cobertura florestal são prioritárias para restauração ecológica, pois apresentam a maior expectativa de sucesso e melhor relação custo/benefício.

Alguns trabalhos demonstram a existência de um limiar da fragmentação, acima do qual a perda de biodiversidade é acentuada (MAGNAGO et al., 2015b; MARTENSEN et al., 2012). No caso, o valor estabelecido por esses trabalhos, é algo em torno de 30% de cobertura florestal da paisagem. Abaixo desse valor, o declínio de espécies se dá de forma mais pronunciada, podendo variar entre grupos taxonômicos (plantas, aves, mamíferos, etc.) e grau de sensibilidade das espécies (MARTENSEN et al., 2012). Outro ponto relevante, segundo esses autores, é a conectividade dos fragmentos remanescentes, cuja importância para conservação é maior em paisagens com cobertura intermediária/alta de vegetação nativa.

A bacia do rio Grande, pertencente à bacia do rio Paraíba do Sul, no estado do Rio de Janeiro, apresenta cerca de 29% de cobertura florestal e encontra-se em condição de fragilidade ambiental, apresentando risco de erosão, devido aos impactos da ocupação humana sobre os solos, segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico do município de Santa Maria Madalena, RJ (SEA, 2012). Com objetivo de aproveitamento do potencial hidrelétrico da região, iniciou-se, em 2009, a construção simultânea de três Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's) ao longo do rio Grande. O empreendimento provocou mudanças na paisagem, seja pelo barramento do rio Grande para construção dos reservatórios hídricos, seja pela infraestrutura associada a eles. Dentre os principais impactos das PCH's, destaca-se a elevação do nível da água, aumento da área alagada e realocação da APP de mata ciliar. Como medida compensatória desses impactos, a empresa responsável pelo empreendimento iniciou, em 2011, um projeto para restauração florestal do entorno dos reservatórios hídricos, contemplando uma área total de 400 ha (ENERGISA GERAÇÃO, 2016).

A presença de remanescentes florestais na bacia do rio Grande, ocupa parte significativa do território de Santa Maria Madalena, entretanto as florestas presentes podem não ser suficientes para proteger o solo, a qualidade da água, ou mesmo, manter a diversidade da fauna e flora locais (SEA, 2012). Estudos de ecologia da paisagem, a partir de imagens de satélite, podem servir como ferramentas para avaliar a evolução da cobertura florestal na região. Esse conhecimento da dinâmica de uso e cobertura da terra permite diagnosticar o potencial de resiliência da paisagem, bem como ajuda estabelecer estratégias sustentáveis para mitigar os impactos das atividades econômicas.

2. OBJETIVOS

Avaliar a dinâmica de uso e cobertura da terra na microbacia hidrográfica e na Área de Preservação Permanente (APP) dos reservatórios das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, no rio Grande, em um intervalo de 10 anos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Este estudo faz parte de um convênio firmado inicialmente entre a empresa Energisa Geração S/A e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV), através de interveniência da Sociedade de Investigações

Florestais (SIF-UFV), e posteriormente entre a empresa Brookfield Renewable Energy e o LARF-UFV, também via SIF-UFV.

O estudo foi realizado na microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, no rio Grande, um dos principais afluentes da margem direita do rio Paraíba do Sul (Figura 1). O conjunto de reservatórios em questão localiza-se entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, na Região Norte Serrana Fluminense, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. A PCH Santo Antônio, localizada também no rio Grande, não foi incluída nesse estudo, pois encontra-se mais afastada das outras duas PCH's, no município de Bom Jardim, RJ.

A região está inserida na Serra do Mar, na transição entre a Planície Aluvial do rio Paraíba do Sul e as colinas adjacentes à Serra dos Órgãos, dentro do domínio morfoclimático da Mata Atlântica. O relevo é acidentado a forte ondulado e a altitude média do município de São Sebastião do Alto é de 250 metros (ALVARES et al., 2013). Segundo a classificação de Köppen, o clima é Aw (Tropical, com inverno seco), com temperatura média anual de 21,5°C e pluviosidade total de 1328 mm por ano (ALVARES et al., 2013).

As classes de solo que predominam na região são o Argissolo Vermelho e o Argissolo Vermelho-Amarelo, ambos eutróficos (boa fertilidade química), com argila de baixa atividade e horizonte A moderado (RADAMBRASIL, 1983). A área de estudo está localizada na transição entre duas grandes formações florestais do domínio Mata Atlântica, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual (RADAMBRASIL, 1983).

A partir de 2011 a empresa Energisa Geração iniciou um amplo programa de restauração florestal da APP dos reservatórios, através do reflorestamento com espécies nativas regionais e do isolamento dos fatores de degradação, como fogo e entrada de gado bovino. Tal programa vem tendo continuidade na administração das PCHs pela Brookfield Renewable Energy, contando com o apoio do Laboratório de Restauração Florestal da UFV (LARF-UFV), através de convênio via Sociedade de Investigações Florestais (SIF-UFV).

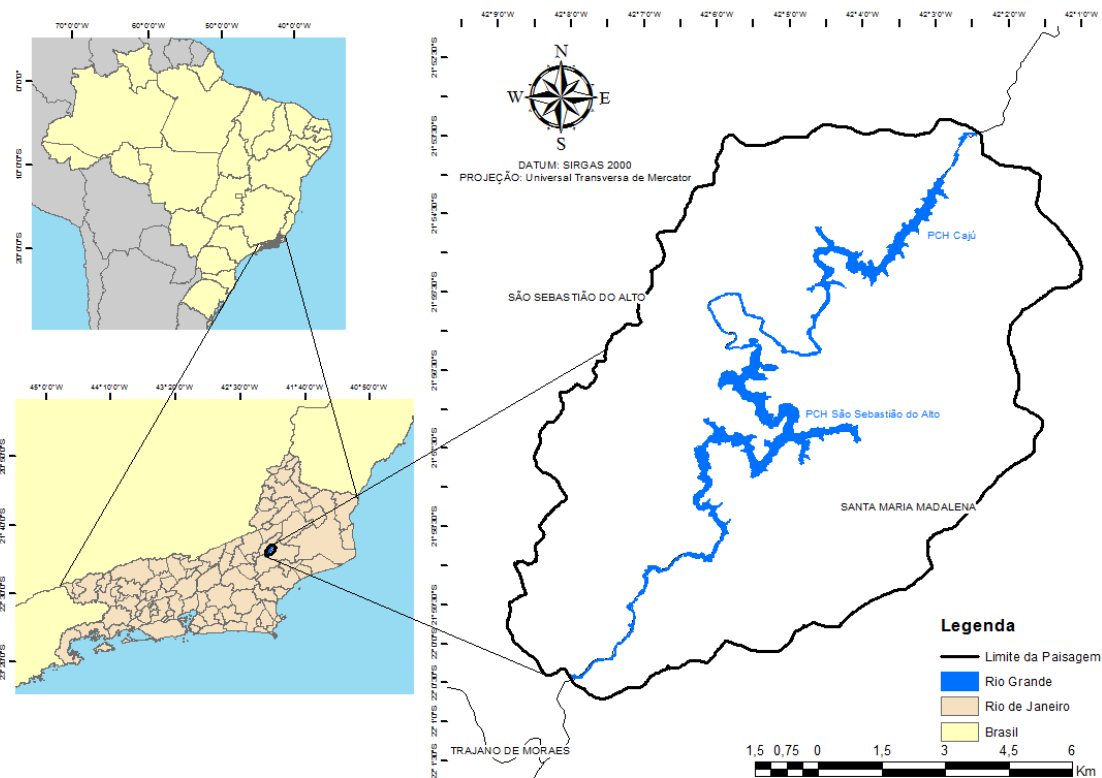


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

3.2. Processamento das imagens

Foram utilizadas imagens disponibilizadas pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) dos sensores ETM+/LANDSAT 7 da órbita/ponto 216/75 (2003), CCD/CBERS-2B da órbita/ponto 150/124 (22 de dezembro de 2009) e RAPIDEYE (2013), do Portal do IBAMA. Para o ano de 2003, foram utilizadas duas cenas (13 de fevereiro e 18 de abril de 2003), uma vez que, com a alternância de ambas, foi possível interpretar toda a área sem nuvens. Para o ano de 2013, foi feito um mosaico com duas cenas do sensor RAPIDEYE (22 de julho de 2013 e 6 de abril de 2014) a fim de cobrir toda área de estudo. As cenas ETM+/LANDSAT 7 (30m) foram fusionadas com o canal Pancromático (15m) IHS-RGB, posteriormente foi realizada a composição 3B4G5R. Para o sensor CCD/CBERS-2B foi feita a composição 2B3R4G e para o sensor RAPIDEYE, a composição 3R4B5G. A área interpretada, foi delimitada em função da microbacia de contribuição dos dois reservatórios hídricos de interesse, com auxílio da carta 1:50.000 SF-23-X-D-VI-4.

3.3. Fotointerpretação

Utilizou-se o software Spring 5.3 para segmentar e fazer a fotointerpretação das cenas para cada ano (2003, 2009 e 2013). Não foi executada a classificação digital, uma

vez que essa não mostrou-se eficaz, principalmente em virtude do sombreamento resultante do relevo e da presença de nuvens. Realizou-se, portanto, a interpretação visual, utilizando-se o editor de classe temática do software Spring 5.3. Foram consideradas as seguintes classes temáticas: Floresta em estágio médio (FM), Floresta em estágio inicial (FI), Pasto sujo (PS), Pasto limpo (PL), Afloramento rochoso (AR), Cidade (C) e Água (AG). A classificação foi feita baseando-se principalmente nos elementos cor e rugosidade das feições, com auxílio dos trabalhos de reambulação. Para facilitar a fotointerpretação, gerou-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (ROUSE et al., 1973). O NDVI é um indicador sensível, tanto qualitativo quanto quantitativo, da cobertura vegetal, auxiliando a interpretação das imagens. Esse índice é importante devido a sua capacidade de reduzir muitas formas de ruídos, relativas a diferença de iluminação solar, sombra de nuvens, algumas atenuações atmosféricas e variações topográficas, as quais podem estar presentes em múltiplas bandas de imagens de datas diferentes (JENSEN, 2009). Todas as cenas foram georreferenciadas para a projeção UTM/SIRGAS2000.

Os mapas temáticos finais, gerados após associação das classes, foram reamostrados para 20 m, uma vez que algumas métricas de paisagem são dependentes da resolução espacial do sensor (BHARATH et al., 2012; BUYANTUYEV; WU, 2007; FROHN, 1997; ROCHINI, 2005). Em seguida, a imagem matricial com 20 m de resolução foi exportada no formato ASCII (American Standard Code for Information Interchange), um dos formatos reconhecidos pelo software Fragstats 4.2.1, para calcular as métricas de paisagem. Além disso, as mesmas imagens foram exportadas também no formato shapefile, sendo então aplicadas para confecção de mapas e para análises espaciais, utilizando um Sistema de Informações Geográficas (SIG), o software ArcGIS 10.3.

3.4. Estrutura da Paisagem

Foi feita a caracterização da estrutura da paisagem, relativa ao uso e à cobertura da terra na microbacia hidrográfica delimitada, em uma série histórica (2003, 2009 e 2013), a partir do cálculo de métricas, em nível de fragmento, classe e paisagem, utilizando o software Fragstats 4.2.1 (Tabela 1) (MC GARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012). Os resultados gerados pelo Fragstats foram organizados em um banco de dados no software Excel para posterior análise dos dados.

Para cálculo das métricas, considerou-se um valor de 4 pixels como regra de vizinhança. Para aquelas que avaliam o efeito de borda dos fragmentos (número e área

core), foi definida uma largura de 60m de borda, valor igual ao estabelecido por Calegari et al. (2010).

O índice de proximidade (IP) foi calculado com um raio de busca de 80m. De acordo com Peterson e Carson (2008), o movimento de aves dispersoras ocorre tipicamente até o limite de 80m da borda da floresta. Logo, esse valor estabelecido, pode ser interessante para avaliar a conectividade de fragmentos florestais, bem como sua funcionalidade como corredor ecológico, no qual espera-se que haja fluxo gênico entre fragmentos. O IP leva em conta que, a distância entre um fragmento qualquer e um fragmento com 1000 ha é mais importante de se considerar que a distância entre esse mesmo fragmento e um outro com 100 ha, ao contrário da distância do fragmento mais próximo (DFMP), que desconsidera as áreas dos fragmentos.

Para as métricas em nível de fragmento, foram considerados apenas os fragmentos florestais de FM e FI com área maior ou igual a 1ha. Os valores obtidos foram distribuídos por frequência, entre classes definidas por intervalos de área dos fragmentos (AF) e intervalos de distância entre fragmentos (DFMP).

Foi testada a hipótese nula de igualdade entre os anos, para os valores das métricas área, comprimento de borda, índice de forma, índice de dimensão fractal, distância do vizinho mais próximo e índice de proximidade por fragmento de FM e FI, a 5% de significância. As hipóteses foram testadas pela análise Kruskal-Wallis, uma análise não paramétrica, alternativa à ANOVA, para dados que não seguem distribuição normal, a qual foi confirmada previamente pelo teste de normalidade Shapiro-Wilk. Para as métricas em que foram identificadas diferenças significativas entre os anos, procedeu-se, ainda, o teste a posteriori par-a-par de Mann-Whitney. Além disso, foi testada também a hipótese de igualdade entre as duas classes de floresta (FM e FI) para os valores das métricas área, área core, comprimento de borda, distância do vizinho mais próximo e índice de proximidade para cada ano, a 5% de significância, através do teste de Mann-Whitney para duas amostras. As análises foram feitas no software R (R CORE TEAM, 2015) utilizando as funções “shapiro.test”, “kruskal.test” e “wilcox.test”.

Tabela 1: Lista das métricas de paisagem calculadas para uma sequência histórica (2003, 2009 e 2013), a partir de imagens de satélite da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. FM = Floresta em estágio médio, FI = Floresta em estágio inicial.

| Métricas | Nível | Intervalo (unidade) | Observação |
|---|----------------------------|------------------------------------|---|
| Número de fragmentos | Fragmento (FM e FI) | $NF \geq 0$ | Número de fragmentos por classe de tamanho e de proximidade e por tipo de floresta |
| Área dos fragmentos | Fragmento (FM e FI) | $AF \geq 0$ (ha) | Área total dos fragmentos por classe de tamanho e de proximidade e por tipo de floresta |
| Número de áreas core dos fragmentos | Fragmento (FM e FI) | $NC \geq 0$ | Número de áreas core dentro dos fragmentos, considerando a borda com 60m de largura, por classe de tamanho e por tipo de floresta |
| Área core dos fragmentos | Fragmento (FM e FI) | $AC \geq 0$ (ha) | Área core dos fragmentos, considerando a borda com 60m de largura, por classe de tamanho e por tipo de floresta |
| Proporção do interior dos fragmentos | Fragmento (FM e FI) | $0 \leq AI \leq 100$ (%) | $AI (\%) = (AI/AF)*100$ |
| Área total | Classe (Todas) Paisagem | $A \geq 0$ (ha) | |
| Proporção da área total de uma classe em relação à paisagem | Classe (Todas) | $0 \leq A \leq 100$ (%) | $A_{classe} (\%) = (A_{classe}/A_{paisagem})*100$ |
| Índice do maior fragmento | Classe (FM e FI) | $0 \leq IMF \leq 100$ (%) | Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento |
| Índice de forma | Fragmento Classe (FM e FI) | $IF \geq 1$ (adimensional) | Valor 1 para formas simples, crescendo infinitamente para formas mais complexas |
| Índice de dimensão fractal | Fragmento Classe (FM e FI) | $1 \leq IDF \leq 2$ (adimensional) | Valor 1 para formas simples e 2 para formas complexas |
| Comprimento total de bordas | Fragmento Classe (FM e FI) | $CB \geq 0$ (m) | Somatório dos perímetros de todos os fragmentos |
| Distância do fragmento mais próximo | Fragmento Classe (FM e FI) | $DFMP \geq 0$ (m) | Distância da borda de cada fragmento até a borda do fragmento mais próximo a ele |
| Índice de proximidade | Fragmento Classe (FM e FI) | $IP \geq 0$ (adimensional) | Considera a área e a proximidade dos fragmentos vizinhos, dentro de um raio de busca de 80m. quanto maior o IP, maior é a área dos fragmentos próximos e menor é a distância deles até o fragmento-foco |

3.5. Análises espaciais

Foram feitas análises espaciais no SIG ArcGIS 10.2.2 (ESRI, 2014), utilizando os shapefiles criados a partir das matrizes de classe obtidas após interpretação das imagens de satélite de 2003, 2009 e 2013. A principal funcionalidade das análises espaciais é cruzar informações espaciais georreferenciadas, gerando novas informações de interesse. Dessa forma, buscou-se, com essa ferramenta, extrair informações a respeito do uso e cobertura da terra na Área de Preservação Permanente (APP) da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto.

Utilizando operadores de sobreposição (Clip) e proximidade (Buffer) do pacote de Análises Espaciais do ArcGIS, calcularam-se as áreas por classe de uso e cobertura das APP's delimitadas em cada ano. Para os anos de 2003 e 2009, considerou-se a APP de margem de rios entre 10 e 50m de largura, que equivale a uma área protegida de 50 m de largura, a partir do leito maior, segundo o Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965). Para o ano de 2013, considerou-se a APP de reservatórios hídricos para geração de energia elétrica, que equivale a uma área protegida de, no mínimo, 30 m de largura, a partir do nível máximo normal de operação do reservatório, segundo o Novo Código Florestal de 2012 (BRASIL, 2012).

O conflito de uso das APP's, ao longo da série histórica, foi avaliada pelas diferenças entre as áreas das APP's de 2009 e 2003 e entre as áreas das APP's de 2013 e 2003 para cada classe de cobertura da terra. Para avaliar o conflito de uso das APP's dos reservatórios, especificadamente, foi calculada a diferença entre as áreas de cada classe de cobertura da terra de 2013 e 2009, dentro da APP delimitada para 2013. Além disso, foram calculadas, também, as áreas de cada classe de cobertura da terra para ano de 2009 que foram inundadas dentro da zona de alagamento do reservatório, a qual foi obtida pelo corte (Erase) da área com água do ano de 2013 pela área com água do ano de 2009.

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura da paisagem

Os resultados da interpretação das classes de cobertura da terra, na série histórica avaliada, foram representados nos mapas da Figura 2. A área total da bacia hidrográfica foi de aproximadamente 11645,92 ha, valor obtido a partir da média das três imagens (Tabela1).

A classe que predominou nos três anos foi o pasto limpo, ocupando mais de 50% da paisagem. Já a classe pasto sujo, teve uma grande variação ao longo dos anos, com redução da sua cobertura em 2009, e considerável aumento em 2013. Após a construção dos reservatórios hídricos, a cobertura de água, no ano de 2013, aumentou mais de 3 vezes, em relação ao ano de 2003. As classes cidade e afloramento rochoso não tiveram alteração nesse intervalo de 10 anos.

O ano de 2009 foi o que apresentou maior cobertura florestal total (3288,8 ha), tendo ocorrido uma redução dessa área no ano subsequente, sobretudo da FI, a qual variou mais ao longo dos anos, comparado com a outra classe de floresta. Apesar dessa variação, não foi encontrada diferença significativa entre as medianas das áreas dos fragmentos de FI de cada ano ($H=1,149$, $g.l=2$, $p=0,563$). Por outro lado, as áreas dos fragmentos de FM foram significativamente maiores que as da FI, em todos os anos (2003: $W=7373$, $p=0,001$; 2009: $W=9247,5$, $p=0,042$; 2013: $W=8543$, $p=0,019$) (Figura 3).

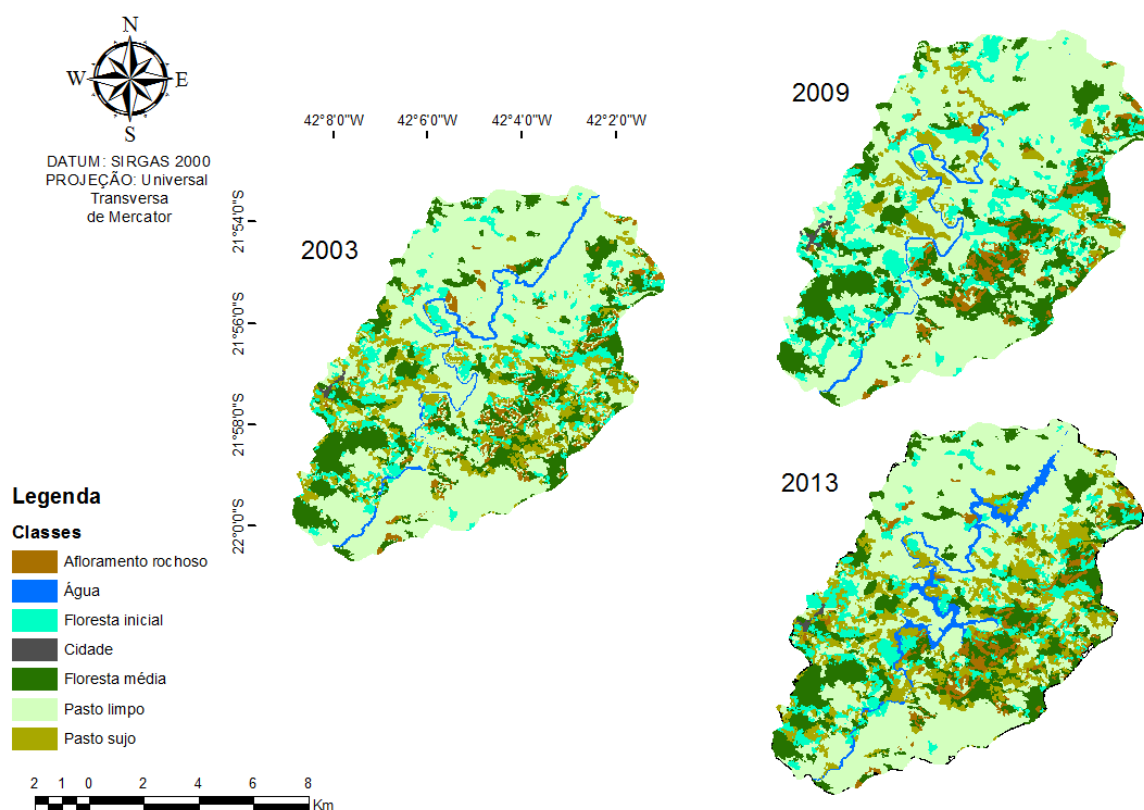


Figura 2: Mapas de uso e cobertura da terra da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, em uma série histórica (2003, 2009 e 2013).

Tabela 2: Área total de cada classe (A) e sua proporção (%) em relação a área total da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, para os anos de 2003, 2009 e 2013. FM: Floresta em estágio médio, PL: Pasto limpo, AR: Afloramento rochoso, FI: Floresta em estágio inicial, AG: Água, PS: Pasto sujo, C: Cidade.

| Classe | 2003 | | 2009 | | 2013 | |
|--------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|
| | A (ha) | A (%) | A (ha) | A (%) | A (ha) | A (%) |
| FM | 2029,16 | 17,42 | 2004,40 | 17,20 | 2010,44 | 17,28 |
| PL | 6998,56 | 60,07 | 7328,24 | 62,89 | 6008,24 | 51,64 |
| AR | 431,16 | 3,70 | 444,00 | 3,81 | 445,84 | 3,83 |
| FI | 926,20 | 7,95 | 1284,40 | 11,02 | 1085,36 | 9,33 |
| AG | 161,32 | 1,38 | 116,20 | 1,00 | 459,52 | 3,95 |
| PS | 1082,08 | 9,29 | 452,52 | 3,88 | 1602,32 | 13,77 |
| C | 22,44 | 0,19 | 22,84 | 0,20 | 22,52 | 0,19 |
| Total | 11650,92 | 100 | 11652,60 | 100 | 11634,24 | 100 |

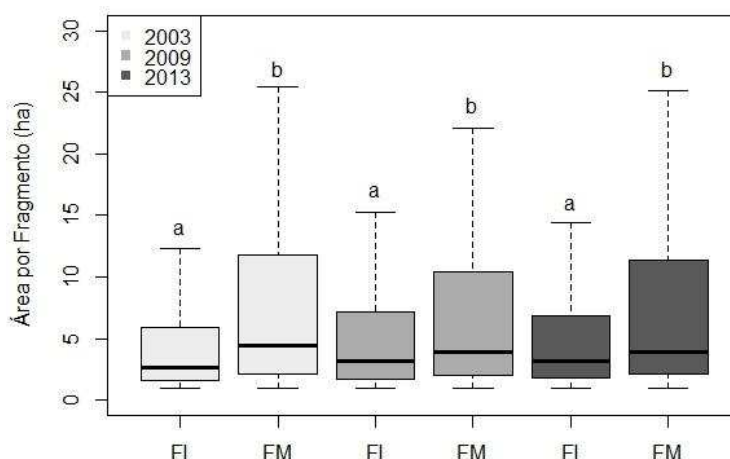


Figura 3: Boxplots da área dos fragmentos por tipo de floresta (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial) e por ano, considerando apenas os fragmentos com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes representam diferença significativa entre as medianas das áreas dos fragmentos de FM e FI, a 5% de significância.

A cobertura de FM na paisagem sofreu pequena alteração, mantendo-se com pouco mais de 17% da área total da microbacia, ao longo de todo período avaliado. Logo, não houve diferença significativa entre as áreas dos fragmentos nos três anos ($H=0,2467$, $g.l=2$, $p=0,884$). O maior fragmento de FM apresentava uma área de 369,08 ha em 2003 (IMF=3,17%) (Tabela 3), permanecendo com, praticamente, a mesma área, em 2013 (IMF=3,13%). De forma geral, os fragmentos da microbacia apresentaram formas simples e arredondadas (valores de IF e IDF próximos de 1), sem diferenças

significativas entre os anos (IF/FM: $H=0,3911$, $gl=2$, $p=0,822$; IF/FI: $H=2,324$, $gl=2$, $p=0,313$; IDF/FM: $H=0,3634$, $gl=2$, $p=0,834$; IDF/FI: $H=2,38$, $gl=2$, $p=0,3042$).

O comprimento total de bordas da FM reduziu cerca de 3.5 km, em 10 anos, entretanto, não houve diferença significativa entre os perímetros dos fragmentos de cada ano ($H=0,3078$, $gl=2$, $p=0,857$). Já os fragmentos de FI, apresentaram um ganho de mais de 40km de extensão de borda, no mesmo período, mas, igualmente, não houve diferença significativa para as medianas do perímetro dos fragmentos dessa classe entre os três anos ($H=1,44$, $gl=2$, $p=0,4866$). Por outro lado, a mediana do comprimento de borda da FM foi significativamente maior que a da FI em 2003 e 2013 (2003: $W=7481,5$, $p=0,002$; 2009: $W=9346,5$, $p=0,057$; 2013: $W=8792,5$, $p=0,046$) (Figura 4).

As médias para DFMP da FM foi de menos de 50 m em todos os anos, não havendo, também, nenhuma diferença significativa entre as medianas dessa métrica ($H=0,6866$, $gl=2$, $p=0,524$). Por outro lado, os fragmentos de FI apresentaram uma redução de 16m na média da DFMP para o ano de 2013, em relação a 2003, sendo, inclusive, detectada diferença para as medianas dessa métrica entre os 3 anos ($H=4,071$, $gl=2$, $p=0,037$), com o valor para 2013 diferindo significativamente dos demais (Figura 5). Não houve diferença significativa da DFMP entre os tipos de floresta, para nenhum dos anos avaliados (2003: $W=10426$, $p=0,113$; 2009: $W=11438$, $p=0,219$; 2013: $W=10366$, $p=0,714$).

O valores de IP da FM foram mais de 10 vezes maiores que os da FI. Esse fato foi corroborado pela significância das diferenças entre as medianas do IP da FM e da FI de todo os anos (2003: $W=7032,5$, $p=0,0001$; 2009: $W=8263$, $p=0,0007$; 2013: $W=7337$, $p<0,0001$) (Figura 6). Entretanto, de 2003 para 2013, houve um aumento na média desse índice para a FI e um decréscimo para FM, mas sem diferenças significativas entre as medianas desse índice nos três anos, para ambas as classes (FM: $H=0,4747$, $gl=2$, $p=0,789$; FI: $H=2,431$, $gl=2$, $p=0,296$).

Tabela 3: Métricas de área, borda, forma e isolamento/proximidade dos fragmentos florestais com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, para os anos de 2003, 2009 e 2013. IMF: índice do maior fragmento (%), CB: comprimento total de bordas (m), IF: média do índice de forma (adimensional), IDF: média do índice de dimensão fractal (adimensional), DFMP: média da distância do vizinho mais próximo (m), IP: média do índice de proximidade (adimensional), considerando um raio de busca de 80m. FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial.

| Ano | FM | | | | | | FI | | | | | |
|------|------|--------|------|------|-------|--------|------|--------|------|------|-------|-------|
| | IMF | CB | IF | IDF | DFMP | IP | IMF | CB | IF | IDF | DFMP | IP |
| 2003 | 3,17 | 447760 | 2,35 | 1,14 | 49,65 | 189,15 | 0,42 | 299240 | 2,04 | 1,13 | 61,40 | 16,41 |
| 2009 | 3,12 | 436840 | 2,27 | 1,14 | 47,30 | 146,41 | 0,55 | 353360 | 2,06 | 1,13 | 54,58 | 33,54 |
| 2013 | 3,13 | 444240 | 2,31 | 1,14 | 45,37 | 172,74 | 0,80 | 339960 | 2,13 | 1,14 | 45,30 | 29,29 |

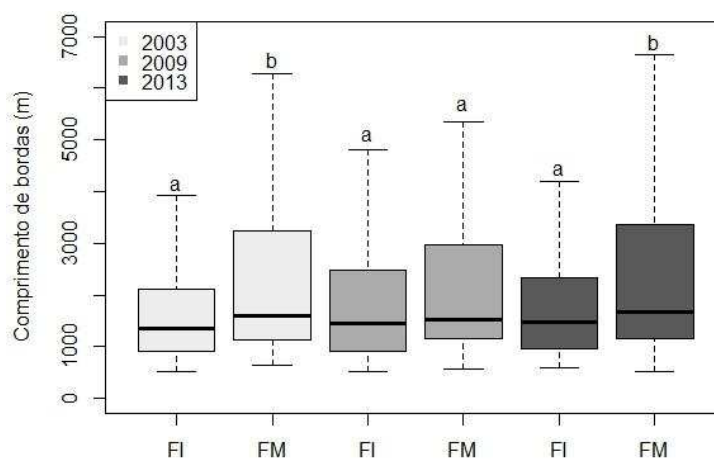


Figura 4: Boxplots do comprimento de borda dos fragmentos por tipo de floresta (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial) e por ano, considerando apenas os fragmentos com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes representam diferença significativa entre as medianas dos perímetros dos fragmentos de FM e FI, a 5% de significância.

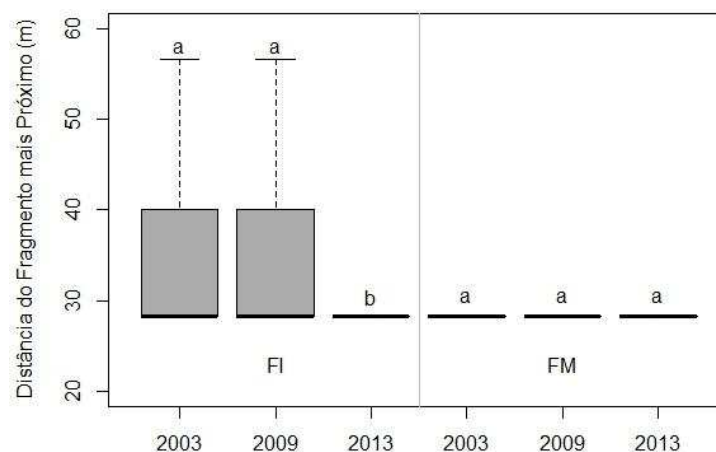


Figura 5: Boxplots da distância do fragmento mais próximo (DFMP) por ano e por tipo de floresta (FI: Floresta em estágio inicial, FM: Floresta em estágio médio), considerando apenas os fragmentos com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes representam diferença significativa entre as medianas da DFMP nos anos de 2003, 2009 e 2013, a 5% de significância.

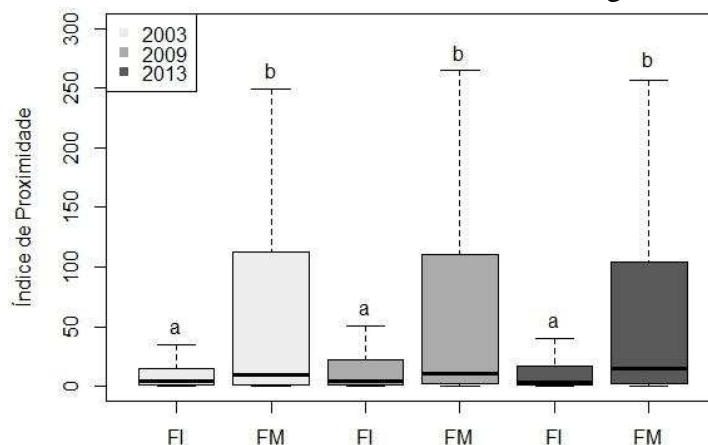


Figura 6: Boxplots do índice de proximidade dos fragmentos por tipo de floresta (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial) e por ano, considerando apenas os fragmentos com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes representam diferença significativa entre as medianas do índice de proximidade dos fragmentos de FM e FI, a 5% de significância

Aproximadamente 70% dos fragmentos de FM remanescentes da paisagem apresentaram menos de 10 ha de área, correspondendo, juntos, a menos de 2% da cobertura de FM da microbacia (Tabela 4). Esses fragmentos, pelo seu reduzido tamanho, apresentaram apenas cerca de 7% de área core (Tabela 5).

Entre 25 e 35% da cobertura total da FM foi representada por, no máximo, 4 fragmentos (2 em 2003) com mais de 100 ha cada. Pouco mais de 50% da área desses fragmentos foi considerada área core. Para o total de fragmentos da FM, apenas 36% de sua área é core.

Não houve nenhum fragmento de FI maior que 100 ha. Mais de 80% dos fragmentos desse tipo, medem menos de 10 ha. Entre 15 e 25% da área total da FI correspondeu à área core. Além disso, as medianas das áreas core de FM foram significativamente maiores que as de FI, em todos os anos (2003: $W=7529$, $p=0,0008$; 2009: $W=9093,5$, $p=0,0149$; 2013: $W=8510,5$, $p=0,0102$) (Figura 7).

Com relação a proximidade, mais de 80% de todos os fragmentos florestais distam menos de 50 m do fragmento mais próximo (Tabela 6). Apenas um fragmento de FM, com cerca de 3 ha, localiza-se a mais de 550 m de distância do seu vizinho mais próximo. Entretanto, apesar do isolamento, o mesmo permaneceu na paisagem sem perda de área durante os 10 anos. Com relação às FI's, houve um declínio dos fragmentos mais distantes. Em 2003, haviam 2 fragmentos com mais de 550 m de isolamento, um com quase 6ha e o outro com 1,2 ha, entretanto, nenhum deles se mantiveram em 2013.

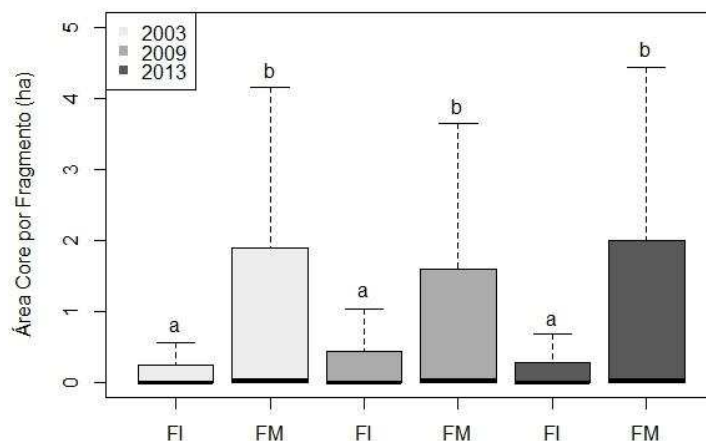


Figura 7: Boxplots das áreas core dos fragmentos por tipo de floresta (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial) e por ano, considerando apenas os fragmentos com mais de 1ha da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes representam diferença significativa entre as áreas core dos fragmentos de FM e FI, a 5% de significância.

Tabela 4: Distribuição do número e da área total dos fragmentos florestais, por intervalo de tamanho dos fragmentos (AF), da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, para os anos de 2003, 2009 e 2013. NF: número de fragmentos, AF: área dos fragmentos (ha), AF (%): proporção da área dos fragmentos por intervalo em relação ao total dos fragmentos. FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial.

| Intervalo (AF) | 2003 | | | | | | 2009 | | | | | | 2013 | | | | | |
|-------------------|------|-------|-------|-----|-------|-------|------|-------|-------|-----|-------|-------|------|-------|-------|-----|-------|-------|
| | FM | | | FI | | | FM | | | FI | | | FM | | | FI | | |
| | NF | AF | AF(%) | NF | AF | AF(%) | NF | AF | AF(%) | NF | AF | AF(%) | NF | AF | AF(%) | NF | AF | AF(%) |
| 1-9,9ha | 86 | 310,2 | 15,62 | 136 | 422,9 | 49,25 | 94 | 334,8 | 17,16 | 137 | 431,7 | 35,29 | 91 | 324,1 | 16,55 | 133 | 430 | 41,68 |
| 10-19,9ha | 10 | 129,1 | 6,50 | 20 | 275,5 | 32,08 | 13 | 169,3 | 8,68 | 17 | 219,1 | 17,91 | 14 | 196,2 | 10,02 | 24 | 332,8 | 32,26 |
| 20-29,9ha | 6 | 151,9 | 7,65 | 3 | 76,36 | 8,89 | 5 | 123,3 | 6,32 | 5 | 115,2 | 9,41 | 4 | 105,2 | 5,37 | 2 | 41,64 | 4,04 |
| 30-39,9ha | 3 | 107,8 | 5,43 | 1 | 34,8 | 4,05 | 3 | 112 | 5,74 | 3 | 101,8 | 8,33 | 2 | 73,12 | 3,73 | 1 | 30,36 | 2,94 |
| 40-49,9ha | 3 | 139,7 | 7,04 | 1 | 49,12 | 5,72 | 3 | 139,8 | 7,17 | 4 | 186,5 | 15,24 | 5 | 232,2 | 11,86 | 0 | 0 | 0,00 |
| 50-59,9ha | 2 | 109,5 | 5,52 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 105,1 | 8,59 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 103,4 | 10,02 |
| 60-69,9ha | 1 | 63,04 | 3,18 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 133,8 | 6,86 | 1 | 63,88 | 5,22 | 2 | 134,2 | 6,85 | 0 | 0 | 0,00 |
| 70-79,9ha | 4 | 288,9 | 14,55 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 145,4 | 7,45 | 0 | 0 | 0,00 | 3 | 220,7 | 11,27 | 0 | 0 | 0,00 |
| 80-89,9ha | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 |
| 90-99,9ha | 2 | 190,8 | 9,61 | 0 | 0 | 0,00 | 1 | 93,32 | 4,78 | 0 | 0 | 0,00 | 1 | 91,68 | 4,68 | 1 | 93,6 | 9,07 |
| >100ha | 2 | 494,4 | 24,90 | 0 | 0 | 0,00 | 4 | 699,2 | 35,84 | 0 | 0 | 0,00 | 3 | 581 | 29,67 | 0 | 0 | 0,00 |
| Total | 119 | 1985 | 100 | 161 | 858,7 | 100 | 127 | 1951 | 100 | 169 | 1223 | 100 | 125 | 1958 | 100 | 163 | 1032 | 100 |

Tabela 5: Distribuição do número e da área total do interior dos fragmentos florestais, por intervalo de área dos fragmentos (AF), da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, para os anos de 2003, 2009 e 2013. NC: número total de áreas core dos fragmentos, AC: área core total dos fragmentos (ha), excluindo a borda com 60 m de largura, AC (%): proporção da área core em relação à área dos fragmentos. FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial.

| Intervalo (AF) | 2003 | | | | | | 2009 | | | | | | 2013 | | | | | |
|-------------------|------|------|-------|-----|------|-------|------|------|-------|-----|------|-------|------|------|-------|-----|------|-------|
| | FM | | FI | | FI | | FM | | FI | | FI | | FM | | FI | | | |
| | NC | AC | AC(%) | NC | AC | AC(%) | NC | AC | AC(%) | NC | AC | AC(%) | NC | AC | AC(%) | NC | AC | AC(%) |
| 1-9,9ha | 86 | 21,2 | 6,83 | 136 | 14,7 | 3,47 | 94 | 23,2 | 6,92 | 137 | 18,4 | 4,26 | 91 | 22,9 | 7,07 | 133 | 16,9 | 3,93 |
| 10-19,9ha | 10 | 28,7 | 22,25 | 20 | 49,2 | 17,86 | 13 | 38 | 22,47 | 17 | 38,7 | 17,65 | 14 | 38 | 19,38 | 24 | 58,6 | 17,59 |
| 20-29,9ha | 6 | 41,2 | 27,12 | 3 | 23,6 | 30,85 | 5 | 31 | 25,18 | 5 | 34,2 | 29,66 | 4 | 28 | 26,59 | 2 | 8,6 | 20,65 |
| 30-39,9ha | 3 | 32,6 | 30,24 | 1 | 14 | 40,34 | 3 | 37,7 | 33,63 | 3 | 36,1 | 35,43 | 2 | 19,5 | 26,64 | 1 | 9,44 | 31,09 |
| 40-49,9ha | 3 | 41,7 | 29,83 | 1 | 18,2 | 37,05 | 3 | 59,5 | 42,55 | 4 | 82,4 | 44,21 | 5 | 91,8 | 39,53 | 0 | 0 | 0,00 |
| 50-59,9ha | 2 | 42,5 | 38,82 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 59,9 | 57,02 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 51 | 49,36 |
| 60-69,9ha | 1 | 31,7 | 50,25 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 53,7 | 40,12 | 1 | 25,8 | 40,33 | 2 | 33 | 24,58 | 0 | 0 | 0,00 |
| 70-79,9ha | 4 | 111 | 38,58 | 0 | 0 | 0,00 | 2 | 76,1 | 52,31 | 0 | 0 | 0,00 | 3 | 109 | 49,48 | 0 | 0 | 0,00 |
| 80-89,9ha | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 |
| 90-99,9ha | 2 | 88,6 | 46,47 | 0 | 0 | 0,00 | 1 | 52,1 | 55,81 | 0 | 0 | 0,00 | 1 | 53,1 | 57,90 | 1 | 42,3 | 45,17 |
| >100ha | 2 | 277 | 56,03 | 0 | 0 | 0,00 | 4 | 345 | 49,32 | 0 | 0 | 0,00 | 3 | 314 | 54,12 | 0 | 0 | 0,00 |
| Total | 119 | 717 | 36,10 | 161 | 120 | 13,94 | 127 | 716 | 36,70 | 169 | 295 | 24,15 | 125 | 710 | 36,25 | 163 | 187 | 18,11 |

Tabela 6: Distribuição do número e da área total dos fragmentos florestais, por intervalo de distância do fragmento mais próximo (DFMP), da microbacia hidrográfica dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, para os anos de 2003, 2009 e 2013. DFMP: distância do fragmento mais próximo. NF: número de fragmentos, AF: área total dos fragmentos por classe de distância (ha). FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial.

| Intervalo (DFMP) | 2003 | | | | 2009 | | | | 2013 | | | |
|---------------------|------------|-------------|------------|--------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| | FM | | FI | | FM | | FI | | FM | | FI | |
| | NF | AF | NF | AF | NF | AF | NF | AF | NF | AF | NF | AF |
| <50m | 100 | 1890 | 127 | 739,1 | 113 | 1876 | 139 | 1105 | 113 | 1858 | 142 | 969 |
| 50,1-100m | 9 | 38 | 11 | 26,04 | 7 | 30,68 | 10 | 26,48 | 5 | 15,68 | 6 | 10,6 |
| 100,1-150m | 2 | 5,92 | 7 | 13,12 | 0 | 0 | 6 | 54,72 | 1 | 49,56 | 7 | 33,4 |
| 150,1-200m | 4 | 21,24 | 6 | 47,28 | 3 | 17,4 | 4 | 10,24 | 2 | 5,76 | 3 | 6,64 |
| 200,1-250m | 2 | 18,92 | 3 | 15,48 | 1 | 3,36 | 4 | 12,64 | 2 | 18,4 | 0 | 0 |
| 250,1-300m | 0 | 0 | 3 | 5,68 | 1 | 12,64 | 4 | 6,76 | 0 | 0 | 4 | 10,7 |
| 300,1-350m | 1 | 8,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 350,1-400m | 0 | 0 | 2 | 4,88 | 0 | 0 | 1 | 1,56 | 0 | 0 | 1 | 1,52 |
| 400,1-450m | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 450,1-500m | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8,24 | 0 | 0 |
| 500,1-550m | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| >550,1m | 1 | 2,8 | 2 | 7,12 | 1 | 3 | 1 | 6,16 | 1 | 2,92 | 0 | 0 |
| Total | 119 | 1985 | 161 | 858,7 | 127 | 1951 | 169 | 1223 | 125 | 1958 | 163 | 1032 |

4.2. Análises Espaciais

O barramento do rio Grande para construção dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto alagou uma área de 368,77 ha (Tabela 7), sendo 81% de pasto limpo.

Tabela 7: Área (A) e proporção (A%) das classes de uso e ocupação da terra que foram alagadas pela construção dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro. AR: Afloramento rochoso, FI: Floresta em estágio inicial, FM: Floresta em estágio médio, PL: Pasto limpo, PS: Pasto sujo.

| Classe | A (ha) | A (%) |
|--------------|---------------|------------|
| AR | 0,38 | 0,10 |
| FI | 22,73 | 6,16 |
| FM | 0,60 | 0,16 |
| PL | 301,88 | 81,86 |
| PS | 43,19 | 11,71 |
| Total | 368,77 | 100 |

A proporção de florestas que foram protegidas legalmente dentro das APP's, em relação a área total dessas florestas na paisagem, foi muito baixa, sendo menos de 1% para FM e entre 1 e 3% para FI (Tabela 8). A área total da APP dos reservatórios, dentro da microbacia avaliada, foi de 254,5 ha (Tabela 9). Ao longo de 4 anos (2009-2013), a área de FM aumentou 30% e a de PS, praticamente, dobrou em extensão.

Tabela 8: Proporção (%) das áreas de Floresta em estágio inicial (FI) e Floresta em estágio médio (FM) da microbacia dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, que foram protegidas dentro de APP's, em cada ano.

| Classe | 2003 | 2009 | 2013 |
|--------|------|------|------|
| FI | 2,14 | 1,17 | 2,73 |
| FM | 0,37 | 0,23 | 0,45 |

Tabela 9: Dinâmica da área (A) e proporção (A%) das classes de uso e ocupação da terra no interior da área delimitada como APP dos reservatórios hídricos das PCH's Caju e São Sebastião do Alto, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, entre os anos de 2009 e 2013. AR: Afloramento rochoso, AG: Água, FI: Floresta em estágio inicial, FM: Floresta em estágio médio, PL: Pasto limpo, PS: Pasto sujo. Δ : diferença entre as áreas de 2013 e 2009, Δ (%): proporção da Δ em relação à área de 2009.

| Classe | 2009 | | 2013 | | (2013-2009) | |
|--------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|--------------|
| | A (ha) | A (%) | A (ha) | A (%) | Δ (ha) | Δ (%) |
| AR | 3,41 | 1,33 | 4,08 | 1,60 | 0,68 | 19,83 |
| AG | 21,75 | 8,52 | - | - | - | - |
| FI | 29,35 | 11,50 | 29,58 | 11,63 | 0,23 | 0,80 |
| FM | 6,90 | 2,70 | 8,99 | 3,53 | 2,08 | 30,21 |
| PL | 171,17 | 67,05 | 162,05 | 63,68 | -9,12 | -5,33 |
| PS | 22,72 | 8,90 | 49,75 | 19,55 | 27,03 | 118,99 |
| Total | 255,31 | 100 | 254,46 | 100 | - | - |

Comparando as APP's de 2003 e 2009, observa-se que houve elevada redução da cobertura florestal nesse intervalo de tempo (Tabela 10). A única classe que teve um aumento de área, durante esse período, foi o PS. No intervalo de 10 anos (2003-2013) de avaliação do presente trabalho, a área de FI cresceu 49%, a FM expandiu sua área em quase 20%, 40% do PL foi abandonado para regeneração natural e a área de PS aumentou quase 300%.

Tabela 10: Áreas (A) e proporções (A%) por classe de uso e ocupação da terra das respectivas APP's de 2003, 2009 e 2013. Δ : diferença entre as áreas do maior ano pelo menor ano, Δ (%): proporção da Δ em relação ao menor ano. AR: Afloramento rochoso, FI: Floresta em estágio inicial, FM: Floresta em estágio médio, PL: Pasto limpo, PS: Pasto sujo.

| Classe | 2003 | | 2009 | | 2013 | | (2009-2003) | | (2013-2003) | |
|--------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
| | A(ha) | A(%) | A(ha) | A(%) | A(ha) | A(%) | Δ (ha) | Δ (%) | Δ (ha) | Δ (%) |
| AR | 3,20 | 0,98 | 2,50 | 0,75 | 4,08 | 1,60 | -0,70 | -22,0 | 0,88 | 27,63 |
| FI | 19,85 | 6,09 | 15,06 | 4,51 | 29,58 | 11,63 | -4,80 | -24,2 | 9,73 | 49,02 |
| FM | 7,50 | 2,30 | 4,65 | 1,39 | 8,99 | 3,53 | -2,86 | -38,1 | 1,48 | 19,78 |
| PL | 282,6 | 86,68 | 291 | 87,20 | 162 | 63,68 | 8,43 | 2,98 | -120,6 | -42,7 |
| PS | 12,89 | 3,95 | 20,50 | 6,14 | 49,75 | 19,55 | 7,62 | 59,11 | 36,87 | 286,1 |
| Total | 326,1 | 100 | 333,7 | 100 | 254,5 | 100 | 7,69 | 2,36 | -71,60 | -22,0 |

5. DISCUSSÃO

5.1. Paisagem

A microbacia hidrográfica dos reservatórios das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto é coberta, predominantemente, por pastagem, com fragmentos pequenos de floresta secundária em estágios inicial e médio de regeneração. O predomínio de pasto limpo na paisagem reflete a principal atividade econômica da região, a pecuária extensiva. As regiões norte e noroeste fluminense são as áreas com situação de conservação mais críticas do estado do Rio de Janeiro, tendo havido grande perda de cobertura florestal para uso alternativo do solo, no período de 1995 a 2000 (SEA, 2012). De acordo com dados da Empresa de Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro, a vegetação original da região de Santa Maria Madalena encontra-se profundamente modificada pela ação antrópica, relativa à exploração agrícola e pecuária, atividades de longa data na região (SEA, 2012).

As áreas dos fragmentos de FM foram significativamente maiores que os de FI, nos três anos. Entretanto, seu tamanho não variou no tempo e a cobertura de FM permaneceu em torno de 17% da paisagem, em todo período de avaliação. Além disso, não foi identificado aumento da área do maior fragmento de FM da paisagem (IMF: 3,12-3,17%), mesmo após um intervalo de 10 anos. Cabe destacar que, frequentemente, esses remanescentes florestais são associados aos afloramentos rochosos e às encostas mais inclinadas dos morros (observação pessoal e leitura dos mapas). Esses ambientes apresentam baixíssima aptidão agrícola, razão principal para preservação das florestas na paisagem, sem alteração da área e nem da forma desses fragmentos ao longo dos anos. De forma geral, a fragmentação das florestas tropicais ocorre de forma altamente

seletiva e não aleatória, resultando em um mosaico formado por poucos remanescentes de floresta secundária localizados, predominantemente, sobre solos de baixa fertilidade, em terrenos inclinados, em meio a uma matriz alterada sobre os solos mais férteis da paisagem, em terrenos mais planos e mecanizáveis (ARROYO-MORA et al., 2005; SARCINELLI et al., 2012).

Avaliando a evolução da cobertura florestal do presente estudo, sugere-se que o estágio de sucessão dos fragmentos não corresponde, estritamente, à idade dos mesmos, visto que muitos fragmentos não apresentaram mudança da área e nem do estágio sucessional, no intervalo de 10 anos. As principais variáveis espaciais que influenciam a taxa de sucessão e a dinâmica da cobertura florestal incluem posição topográfica, inclinação do terreno, radiação solar, tipo de solo, histórico de uso e ocupação da terra, bem como proximidade de vegetação nativa, área urbana e estradas (ARROYO-MORA et al., 2005; REZENDE et al., 2015; SARCINELLI et al., 2012; TUCKER; BRONDIZIO; MORAN, 1998). No caso específico desse estudo, a proximidade de afloramentos rochosos e, indiretamente, a baixa aptidão agrícola, poderiam ser incluídos como fatores determinantes na dinâmica da cobertura florestal da paisagem.

Somando todos os fragmentos de FM e FI, a área total de floresta da microbacia foi entre 25-28%. Esse valor de cobertura florestal está muito próximo do que foi estabelecido como nível intermediário de resiliência de uma paisagem (30%), no qual os investimentos financeiros em restauração são otimizados (TAMBOSI et al., 2014). Essa situação prioritária para restauração de paisagens resilientes, considera os melhores resultados obtidos nesses ambientes, em função dos esforços gastos, comparado tanto com paisagens bem conservadas, onde o esforço para restauração é praticamente nulo, quanto com paisagens degradadas, onde o custo para restauração é muito elevado (TAMBOSI et al., 2014).

Aproximadamente 70% dos fragmentos de FM e mais de 80% dos fragmentos de FI remanescentes na paisagem apresentavam menos de 10 ha. O declínio da biodiversidade relacionado a redução da área dos fragmentos de vegetação nativa é frequentemente documentado por pesquisadores, respaldados pela clássica relação espécie-área (EWERS; DIDHAM, 2006), bem como pela teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) adaptada para ecossistemas terrestres (LAURANCE et al., 2007; MAGNAGO et al., 2015b; PARDINI et al., 2005; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006). Esses fragmentos, pelo seu reduzido tamanho, apresentaram, no máximo, 7% de área core. Não houve nenhum fragmento de FI maior que 100 ha, ao contrário da FM, em que mais de 25% da sua cobertura era composta por esses maciços

florestais. Os fragmentos de FI não são propriamente fragmentos florestais resultantes de desmatamentos, mas sim núcleos florestais resultantes da regeneração natural de pastagem abandonada, padrão constatado também no estado do Espírito Santo (MARTINS et al., 2014; SANTOS; ALMEIDA JUNIOR; EUGENIO, 2012). Cabe destacar que, estas pequenas manchas ou núcleos de florestas em estágio inicial tendem a se expandir com o tempo e aumentar a cobertura florestal da paisagem.

Os fragmentos de FM apresentaram maior comprimento de borda que os de FI, entretanto, não houve diferença significativa entre os anos, para ambas as classes. Tais resultados para comprimento de borda estão correlacionados com a área, a qual mostrou mesmo comportamento entre os anos e entre as classes de floresta. Logo, observa-se que a fragmentação florestal para expansão da agricultura e da pecuária extensiva na bacia do rio Grande, portanto anterior à construção das barragens, provocou mudanças drásticas na paisagem, mas estabilizou-se nos últimos anos, sem avanços consideráveis na criação de bordas e sem aumento do efeito de borda.

O efeito de borda é o nome genérico dado a um conjunto de impactos, bióticos e abióticos, causados pela fragmentação de grandes maciços de floresta tropical em remanescentes cada vez menores, sujeitos a um maior contato com a matriz alterada da paisagem desmatada (LAURANCE et al., 2007). O contato entre a floresta e a vegetação adjacente ocorre na borda dos fragmentos, que pode chegar a mais de 100m de largura (LAURANCE et al., 2007; ZHENG; CHEN, 2000), onde se observam mudanças drásticas no microclima e na estrutura das comunidades de plantas, aves, mamíferos, etc. (CARDOSO DA SILVA; TABARELLI, 2000; MAGNAGO et al., 2014, 2015c; SANTOS et al., 2010; STEVENS; HUSBAND, 1998; TABARELLI et al., 2010).

A fragmentação da Mata Atlântica tem levado a uma grande redução do número de espécies vegetais e animais, sobretudo aquelas ameaçadas de extinção (CARDOSO DA SILVA; TABARELLI, 2000; DIXO et al., 2009; LIMA et al., 2015; MAGNAGO et al., 2015b; MARTENSEN et al., 2012; METZGER et al., 2009). Muitos pesquisadores destacam a importância dos fragmentos pequenos para manutenção da biodiversidade em escala de paisagem, pois são esses fragmentos que compõe a maior parte das áreas remanescentes da Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2014), sendo, portanto, estratégicos do ponto de vista da restauração do bioma. Além disso, foi comprovado, diversas vezes, que esses fragmentos conservam elevada riqueza taxonômica e funcional (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2009; GORRESEN; WILLIG,

2004; JESUS et al., 2012; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; MAGNAGO et al., 2014, 2015b; METZGER et al., 2009).

Ewers e Didham (2006) organizaram as principais respostas das espécies à fragmentação, que tenham sido documentadas pela ciência, considerando que certos atributos funcionais das espécies poderiam afetar a magnitude dessas respostas. Esse conhecimento permite a predição dos impactos da fragmentação à biodiversidade local, bem como auxilia a elaboração de ações prioritárias para mitigar esses impactos, sobretudo nas espécies mais ameaçadas. O aumento do risco de extinção local de espécies, em relação à redução da área dos fragmentos, é maior para predadores de grande porte, especialistas de ecossistemas florestais e que ocorrem naturalmente em pequenas populações na natureza (BELLO et al., 2015; EWERS; DIDHAM, 2006; LAURANCE et al., 2007; TSCHARNTKE et al., 2012). Com relação à alteração da cobertura da terra da paisagem, pela conversão de floresta em pastagem, por exemplo, o impacto na biodiversidade será maior nas espécies especialistas de ecossistemas florestais do que nas generalistas, devido à perda de habitat e recursos (BETTS; HADLEY; KRESS, 2015; EWERS; DIDHAM, 2006; MARTENSEN et al., 2012; PARDINI et al., 2005). Por fim, mudanças na composição e riqueza de espécies, em relação à proporção de borda dos fragmentos, são bastante variáveis, sendo que, normalmente, espécies que necessitam de um amplo espaço para deslocamento são as mais impactadas (BETTS; HADLEY; KRESS, 2015; EWERS; DIDHAM, 2006; GORRESEN; WILLIG, 2004; STEVENS; HUSBAND, 1998).

A DFMP para a classe FI apresentou diferença entre os anos, com redução significativa em 2013, indicando um aumento da proximidade dos fragmentos dessa classe. Apesar dessa redução do isolamento dos fragmentos de FI no último ano, os valores de IP foram maiores para a FM em todos os anos consecutivos. Considerando que a DFMP para FM não variou entre os anos, os resultados do IP estão diretamente relacionados à diferença encontrada na área dos fragmentos por classe de floresta. Assim, pode-se concluir que, os fragmentos de FM são maiores e menos isolados que os fragmentos de FI, sugerindo, portanto, que o grau de conservação das florestas em estágio médio da paisagem é maior que das florestas iniciais. Como foi dito anteriormente, as áreas de FI são, na realidade, núcleos recentes de regeneração florestal, que estão se formando após o cercamento das APP's dos reservatórios e tendem a se expandir com o tempo e aumentar a conectividade florestal na paisagem.

Mais de 80% de todos os fragmentos florestais distam menos de 50 m do fragmento mais próximo, padrão que pode funcionar como stepping stone ou

“trampolim ecológico”, facilitando o fluxo gênico entre os fragmentos mais distantes, pelo aumento do trânsito de animais polinizadores e dispersores, diminuindo os efeitos negativos do isolamento (JESUS et al., 2012; PETERSON; CARSON, 2008). Apenas um fragmento de FM localiza-se a mais de 550 m de distância do seu vizinho mais próximo. Entretanto, apesar do isolamento, o mesmo permaneceu na paisagem sem perda de área durante os 10 anos avaliados.

Os efeitos do estágio sucessional na estabilidade e resiliência de ecossistemas florestais explicam as diferenças encontradas entre FM e FI para as métricas de paisagem relacionadas ao efeito de borda e ao isolamento/proximidade dos fragmentos. O aumento da riqueza de espécies, ao longo da sucessão natural, leva a um aumento da provisão de serviços ecossistêmicos, como estocagem de carbono, polinização e dispersão, influenciando diretamente a capacidade de sustentação dos fragmentos sujeitos à pressão antrópica (NORDEN et al., 2009; THOMPSON et al., 2011).

5.2. Área de Preservação Permanente

O impacto da construção do reservatório hídrico na paisagem foi mínimo, visto que mais de 80% da área alagada era pasto limpo, não havendo, portanto, perda de biodiversidade. Dessa forma, tal empreendimento pode ser considerado ambientalmente positivo. O maior impacto ambiental na região foi a fragmentação florestal, anterior à construção das PCH's, resultante da conversão da vegetação nativa para uso intensivo do solo, sendo hoje coberta extensivamente por pastagem.

Houve elevada redução da cobertura florestal e aumento da área de ocupação de pasto sujo na APP, entre 2003 e 2009, antes da construção das PCH's e do represamento do rio Grande. Esses resultados, sugerem que a legislação florestal da época não foi cumprida, pois as Áreas de Preservação Permanente delimitadas não estavam protegidas com matas ciliares. Pelo contrário, os poucos fragmentos ripários existentes em 2003 desapareceram em 2009, fruto da expansão agropecuária da região, portanto, sem nenhuma relação com o represamento do rio Grande para geração de energia.

No intervalo total de 10 anos de avaliação, a área de FI cresceu 49%, a FM expandiu sua área em quase 20% e a área de PS aumentou quase 300%. Apesar da redução da área total de APP em 2013 (-22% da APP de 2009), a efetividade da proteção dessa área foi bem maior que em 2009. Entretanto, a proporção de floresta protegida nas APP's, em relação à área total de floresta na paisagem, é ainda muito baixa, em todos os anos. A conservação a longo prazo dos fragmentos florestais da APP do reservatório depende da conectividade desses com o restante da cobertura florestal da

paisagem. Dessa forma, para alcançar os objetivos de restaurar as matas ciliares da margem do reservatório, é necessário integrar o projeto de restauração florestal da APP com a paisagem.

O incentivo à restauração florestal na paisagem iniciou em 2011, pela empresa Energisa Geração, sendo mantida, posteriormente, pela empresa Brookfield Renewable Energy. O projeto de restauração em execução foca na recomposição da Área de Preservação Permanente do entorno dos reservatórios. Houveram avanços significativos nos últimos anos, com aumento da cobertura florestal na APP, via regeneração natural das antigas áreas produtivas de pastagem. A regeneração de florestas secundárias tem sido observada em outros municípios da região norte serrana do Rio de Janeiro, como é o caso de Trajano de Moraes, cuja cobertura florestal cresceu 15% em 40 anos (REZENDE et al., 2015). Segundo os autores, as principais causas desse expressivo aumento foram o êxodo rural e o abandono do uso da terra. Tais fatores são frequentemente associados ao aumento da cobertura florestal em diversas outras regiões do Brasil (MARTINS et al., 2014; METZGER et al., 2009; RODRIGUES et al., 2009; SANTOS; ALMEIDA JUNIOR; EUGENIO, 2012) e, também, em outros países da América Latina (ARROYO-MORA et al., 2005; HOLL et al., 2000).

O resultado obtido na APP do presente estudo pode ser atribuído a uma série de fatores favoráveis à regeneração natural da microbacia, como a presença de maciços florestais próximos, os quais podem servir como fonte de sementes para as áreas em restauração. Além disso, os solos da região são eutróficos, sobretudo nas baixadas próximas aos reservatórios (APP's), ou seja, apresentam altos teores de nutrientes para crescimento das plantas, situação pouco comum na maioria dos solos do Brasil (SCHAEFER, 2013). Finalmente, a proximidade do corpo d'água, que favorece a chegada de propágulos por hidrocoria ou zoocoria e cria um ambiente com maior umidade do solo, é mais um fator que facilita o processo de restauração da APP dos reservatórios hídricos das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto.

Cabe destacar que as iniciativas das empresas Energisa e Brookfield de reflorestamento em área total das APP's com espécies nativas regionais e o isolamento do impacto do gado pelo cercamento da área, tem favorecido a restauração florestal, seja pelo crescimento das mudas plantadas, seja pela regeneração natural. Embora o processo de regeneração natural venha ocorrendo ao longo de toda APP, devido ao isolamento da área, em muitos trechos o reflorestamento com espécies nativas tem contribuído com o aumento da cobertura florestal e com o estímulo da regeneração.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo abordou a dinâmica de uso e cobertura da terra em duas escalas: a escala de microbacia hidrográfica e a escala de APP, o que permitiu identificar diferentes padrões de mudança da cobertura florestal em um intervalo de 10 anos.

A dinâmica da cobertura vegetal na microbacia hidrográfica dos reservatórios das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto indica paralização da fragmentação, sem avanços no processo de desmatamento, o qual ocorreu até o ano 2000 para expansão da pecuária. Entretanto, após a construção dos reservatórios, houve aumento da cobertura florestal na APP via regeneração natural das antigas áreas produtivas de pastagem da margem dos reservatórios. Esse avanço significativo na restauração florestal da APP está associado à presença de fragmentos-fonte de sementes próximos, à fertilidade dos solos, ao isolamento do gado pelo cercamento das áreas, à proximidade de corpo d'água e ao reflorestamento com espécies nativas pelas empresas geradoras de energia.

As ações de reflorestamento heterogêneo com espécies nativas, que já vem sendo adotadas atualmente pela empresa Brookfield Renewable Energy, devem ser mantidas. Entretanto, essas ações devem ser direcionadas apenas para as áreas com baixo potencial de regeneração, como trechos de pasto limpo distantes dos fragmentos de florestas em estágio médio, uma vez que, em muitas glebas da APP, a regeneração natural tem sido suficiente para garantir a restauração florestal a um custo muito baixo. Para áreas de pasto limpo, a adesão de técnicas alternativas, como instalação de poleiros, transposição de galharias e de banco de sementes (top soil e serapilheira), são indicadas também como formas de reduzir custos da restauração e tornar o processo mais ecológico.

Para maximizar o estado de conservação das florestas secundárias, recomenda-se a ampliação do projeto, por meio da integração com as propriedades rurais vizinhas ao reservatório. Pensando na restauração em escala de paisagem, deve-se priorizar a criação de corredores ecológicos, através da condução da regeneração e reflorestamento dos trechos que conectam as matas ciliares com os demais fragmentos da microbacia.

Como medida a médio-longo prazo, recomenda-se também, estimular a adoção, pela população local, de um sistema de produção agrícola mais diversificado e sustentável que o vigente, como o sistema agroflorestal (SAF), o qual integra lavoura, pecuária e floresta e, ou o reflorestamento para produção de madeiras nobres. Essa transição poderia ser feita por meio de fomento, via recurso financeiro de empresas

privadas da região, por exemplo, ou via políticas públicas de incentivo, como o Pagamento por Serviços Ecosistêmicos. A transição almejada de um sistema de produção tradicional de pecuária extensiva para sistemas agroflorestais, ou florestas de produção traria benefícios múltiplos, incluindo melhoria da qualidade ambiental da região, aumento do potencial de regeneração natural de áreas degradadas e, conseqüentemente, redução de custos com restauração ativa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ARROYO-MORA, J. P. et al. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 106, p. 27–39, 2005.

ARROYO-RODRIGUEZ, V. et al. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729–739, 2009.

BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v.1, n.11, p. 1–11, 2015.

BETTS, M. G.; HADLEY, A. S.; KRESS, W. J. Pollinator recognition by a keystone tropical plant. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 11, p. 3433–3438, mar. 2015.

BHARATH, H. A. et al. Empirical patterns of the influence of Spatial Resolution of Remote Sensing Data on Landscape Metrics. **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 2, n. 3, p. 767–775, 2012.

BRASIL. **Lei n. 4771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal, 1965.**

BRASIL. **Lei n. 12651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, 2012.**

BUYANTUYEV, A.; WU, J. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 7–13, 2007.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.

CARDOSO DA SILVA, J. M.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000.

DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p.

1560–1569, 2009.

ENERGISA GERAÇÃO. **Compromisso Ambiental**. Disponível em: <<http://geracao.grupoenergisa.com.br/paginas/nossos-negocios/pch-rio-grande/compromisso-ambiental.aspx>>. Acesso em: 1 jan. 2016.

ESRI. **ArcGIS Professional GIS for the desktop**, 2014.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v. 81, p. 117–142, 2006.

FROHN, R. C. **Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems**. Cincinnati, Ohio: CRC Press LLC, 1997.

GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape Responses of Bats To Habitat Fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 4, p. 688–697, 2004.

HAHABUDDIN, S.; EDDELER, D. O. V; ICHAEEL, M. M. U. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems : comparing plants , birds , and insects. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1321–1333, 2004.

HARVEY, C. A. et al. Climate-Smart Landscapes : Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. **Conservation Letters**, v. 7, p. 77–90, 2014.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 339–349, 2000.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JESUS, F. M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126–1136, 2012.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**. v. 204, v.204, p. 459–473, 2014.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE**, v. 2, n. 10, 2007.

LEITE, M. S. et al. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.

LIMA, R. A. F. et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2135–2148, 2015.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v.

102, n. 2, p. 475–485, 2014.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity co-benefits under REDD+? **Global Change Biology**, v.21, n.9, p. 3455-3468, 2015a.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.24, p. 2305–2318, 2015b.

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

MARTINS, S. V. et al. **Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. Vitória: CEDAGRO - Centro de Desenvolvimento do Agronegócio, 2014.

MC GARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**, 2012.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and opportunities in applying a Landscape Ecology Perspective in Ecological Restoration: a Powerful Approach to Shape Neolandscapes. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 11, n. December, p. 103–107, 2013.

NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385–394, 2009.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, p. 254–266, 2005.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178–1190, 2009.

PARROTTA, J. A.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. **Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management and REDD+** v. 31. 2012.

PETERSON, C. J.; CARSON, W. P. Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 363–383.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena, Áustria. R Foundation for Statistical Computing, , 2015.

RADAMBRASIL, P. **Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro:

- Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral, , 1983. (Nota técnica).
- REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015.
- ROCHINI, D. Resolution Problems in Calculating Landscape Metrics. **Spatial Science**, v. 50, n. 2, p. 25–35, 2005.
- RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 63–74, 2006.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- ROUSE, J. W. et al. **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS** (S. C. Fraden, E. P. Marcanti, M. A. Becker, Eds.)Third ERTS-1 Symposium, 10-14 Dec. 1973. **Anais...**Washington D.C: NASA SP-351, 1973
- SANTOS, A. R.; ALMEIDA JUNIOR, H. C. DE; EUGENIO, F. C. Evolução da cobertura florestal no município de Santa Maria de Jetibá - ES. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 3, p. 5296–307, 2012.
- SANTOS, B. A. et al. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented brazilian atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. 1–7, 2010.
- SARCINELLI, T. S. et al. Representatividade fisiográfica e pedológica de fragmentos de floresta nativa em áreas de plantios homogêneos de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 499–509, 2012.
- SCHAEFER, C. E. G. R. Bases Físicas da Paisagem Brasileira: Estrutura Geológica, Relevo e Solos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 8, p. 221–278, 2013.
- SEA. **Diagnóstico Setorial do Plano Regional de Saneamento com Base Municipalizada nas Modalidade Água, Esgoto e Drenagem Urbana de Santa Maria Madalena-RJ**. Santa Maria Madalena, RJ. Secretaria de Estado do Ambiente, Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2012.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2012-2013**. São Paulo. SOS Mata Atlântica, 2014.
- STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: Evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, n. 1-2, p. 1–8, 1998.
- TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.
- TABARELLI, M. et al. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654–1663, 2010.
- TAMBOSI, L. R. et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

THOMPSON, B. A. Planning for Implementation: Landscape-Level Restoration Planning in an Agricultural Setting. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 5–13, 2011.

THOMPSON, I. D. et al. Forest Biodiversity and the Delivery of Ecosystem Goods and Services: Translating Science into Policy. **Bioscience**, v. 61, n. 12, p. 972–981, 2011.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661–685, 2012.

TUCKER, J. M.; BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F. Rates of forest regrowth in eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Para State, Brazil. **Interciencia**, v. 23, p. 64–73, 1998.

ZHENG, D.; CHEN, J. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-AEI). **Ecological Modelling**, v. 132, n. 3, p. 175–190, 2000.

**CAPÍTULO 2: EFEITOS DO ESTÁGIO DE SUCESSÃO E DA INUNDAÇÃO
NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DA MARGEM DE UM
RESERVATÓRIO HÍDRICO, NA REGIÃO SERRANA DO ESTADO DO RIO
DE JANEIRO**

Lucas de Siqueira Cardinelli

Sebastião Venâncio Martins

RESUMO

Cardinelli, Lucas de Siqueira. M.Sc, Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Efeitos do estágio de sucessão e da inundação no banco de sementes do solo do entorno de um reservatório hídrico, na região serrana do Rio de Janeiro.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

O baixo custo da regeneração natural, associado ao ganho ambiental da recuperação de ecossistemas alterados, como em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica, têm chamado atenção de empresas privadas. Dentre os mecanismos de regeneração natural, destaca-se a germinação do banco de sementes do solo (BSS), um componente importante dos ecossistemas terrestres, sendo altamente variável ao longo de diversos gradientes ambientais. O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito de duas variáveis ambientais (estágio de sucessão e inundação) na composição, estrutura e diversidade do BSS da margem do reservatório da PCH Cajú, na região serrana do Rio de Janeiro. Foram amostradas 60 parcelas distribuídas em 3 diferentes estágios de sucessão (floresta em estágio médio, floresta em estágio inicial e pasto sujo), os quais foram divididos em 2 níveis de inundação (inundável e não inundável) para cada ambiente. Os efeitos desses fatores na riqueza, abundância, diversidade α de Fisher, estrutura da comunidade (representado pelos eixos da NMDS) e diversidade funcional (riqueza e equabilidade) do BSS foram testados por meio de modelos lineares de efeito misto. O BSS amostrado apresentou elevada riqueza de espécies e heterogeneidade estrutural, relacionada a ambos gradientes ambientais avaliados, os quais foram fatores determinantes na distribuição de espécies. O eixo 1 da NMDS separou as parcelas da floresta em estágio médio dos demais ambientes e o eixo 2 separou as parcelas inundável da não inundável. O banco foi composto, predominantemente, por sementes de espécies ruderais, provenientes das áreas de pasto sujo da paisagem, destacando-se *Stemodia verticillata*, *Scleria gartnerii*, *Parthenium hysterophorus*, *Scoparia dulcis*, *Kyllinga brevifolia* e *Mecardonia procumbens*, as quais apresentam as seguintes características em comum: ervas, nativas, anuais, anemocóricas ou hidrocóricas, que propagam-se exclusivamente por sementes. A riqueza, diversidade e equabilidade funcional do BSS aumentaram em direção ao estágio mais avançado de sucessão. Por outro lado, a abundância de plântulas decresceu na mesma direção, com pico de indivíduos na floresta em estágio inicial de sucessão. Além disso, a inundação provocada pela elevação do nível da água, foi responsável pelo aumento do número de espécies e da abundância de espécies hidrocóricas na parte inundável da margem do reservatório. A elevada riqueza e densidade de espécies herbáceas no banco, que

iniciam o processo de sucessão, a existência de espécies arbóreas, ainda que em baixa densidade, presentes em todos os ambientes e a ausência de gramíneas agressivas, são indicadores de um alto potencial de regeneração natural. Para otimizar a dispersão de sementes dos fragmentos-fonte para a área a ser recuperada, recomenda-se conjugar a regeneração natural com técnicas de nucleação, como a transposição de galhadas e a instalação de poleiros artificiais.

ABSTRACT

Cardinelli, Lucas de Siqueira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Effects of stage of succession and flood in the soil seed bank surrounding a reservoir, in the mountainous region of Rio de Janeiro.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins.

The low cost of natural regeneration associated with the environmental gain from recovery of altered ecosystems, as fragmented landscapes of the Atlantic Forest, have called attention to private companies. Among the mechanisms of natural regeneration, there is the germination of soil seed bank (BSS), an important component of terrestrial ecosystems and highly variable across different environmental gradients. The aim of this study was to evaluate the effect of two environmental variables (stage of succession and flood) in the composition, structure and diversity of the BSS from the surrounding Cajú reservoir, in the mountainous region of Rio de Janeiro. They sampled 60 plots distributed in three different stages of succession (forest middle stage, forest initial stage and abandoned pasture with some shrubs and trees), which were divided into two flood levels (flooded and not flooded) for each environment. We tested the effects of the factors on the richness, abundance, diversity α Fisher, community structure (represented by the axes of NMDS) and functional diversity (richness and evenness) of the BSS by linear models mixed effect. BSS sampled showed high species richness and structural heterogeneity, related to both assessed environmental gradients, which were determining factors in the distribution of species. Axis 1 of NMDS separated the plots of forest middle stage from other environments and axis 2 separated the flooded portions of not flooded. The bank was quite altered, consisting predominantly of seeds of ruderal species from landscape pasture matrix, highlighting *Stemodia verticillata*, *Scleria gartnerii*, *Parthenium hysterophorus*, *Scoparia dulcis*, *Kyllinga brevifolia* and *Mecardonia procumbens*, which have the following characteristics in common: herbs, native, annual, anemochoric or hydrochoric, which propagate by seed only. The taxonomic and functional diversity of the BSS increased toward the more advanced stage of succession. On the other hand, the abundance of seedlings decreased in the same direction, with peak individuals in the forest in the early stages of succession. In addition, the flooding caused by rising water, was responsible for the increase in the number of species and abundance of hydrochoric species on the bank of the surrounding reservoir. Despite the predominance of annual grasses in the bank, the low density of trees, present in all environments, and the absence of invasive grasses are indicators of a

high potential for natural regeneration. To optimize the seed dispersal from fragments source to the area, we recommended combining the natural regeneration with nucleation techniques, such as the implementation of antlers and installing perches.

1. INTRODUÇÃO

A modificação dos ecossistemas naturais pela construção de reservatórios hídricos, com fins de utilização para abastecimento humano e geração de energia elétrica, pode provocar sérias consequências negativas ao meio ambiente e à biodiversidade, relacionadas à elevação do nível da água (LU et al., 2010; NEW; XIE, 2008; WILCOVE et al., 1998). Entretanto, em paisagens alteradas, como grande parte das áreas fragmentadas da Mata Atlântica brasileira, o impacto da construção de usinas hidrelétricas, sobretudo aquelas de pequeno porte, pode ser reduzido (Capítulo 1). Nesses casos, onde a maior parte da vegetação nativa foi substituída por pastagens, cultivos agrícola ou benfeitorias, a elevação do nível da água pela construção de um reservatório dificilmente atingiria áreas naturais, não causando, portanto, perda significativa de biodiversidade. Ainda assim, o conhecimento sobre a importância de matas ciliares na estabilidade física da margem de corpos d'água, na qualidade da água, bem como, na manutenção da fauna e flora (MARTINS, 2014a), juntamente com a crescente imposição legal estabelecida por políticas ambientais punitivas, têm incentivado o investimento na restauração ecológica de ecossistemas ripários, como estratégia de reverter ou mitigar os impactos ambientais da ação antrópica (ARONSON et al., 2011; DURIGAN; ENGEL, 2015).

As Áreas de Preservação Permanente (APP's) de zonas ripárias são definidas pelo Código Florestal Brasileiro, como áreas protegidas localizadas nas margens de rios, lagos e reservatórios e no entorno de nascentes, devendo ter a sua vegetação original preservada (BRASIL, 2012). Como delimitado pela lei, uma vez que haja conversão dessas áreas para o uso alternativo do solo, medidas a fim de recompor a vegetação deverão ser cumpridas, com o objetivo de recuperar a função ecológica da área (BRASIL, 2012). A condução da regeneração natural tem provado ser eficiente para recuperação de ecossistemas alterados, principalmente em paisagens que mantenham fragmentos florestais grandes como fonte de sementes (MARTINS et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2014b; NORDEN et al., 2009; REZENDE et al., 2015; RODRIGUES; MARTINS; BARROS, 2004; RODRIGUES et al., 2009; SILVA JÚNIOR et al., 2004; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Tal método de restauração ecológica, ocorre por meio de quatro diferentes formas, simultaneamente: crescimento de plântulas (banco de plântulas) e de indivíduos remanescentes; germinação de sementes do banco de sementes do solo; rebrota de indivíduos a partir de raízes e rizomas e chuva de sementes, via dispersão de diásporos (MARTINS, 2009; MARTINS et al., 2012). O

baixo custo em relação a outras técnicas disponíveis, associado ao ganho ambiental do restabelecimento dos serviços ecossistêmicos, têm chamado atenção de produtores rurais, empresas privadas e instituições públicas (MARTINS, 2014b).

O banco de sementes do solo (BSS) é responsável pela regeneração e manutenção da estrutura e diversidade da vegetação após distúrbios naturais e antrópicos (CALEGARI et al., 2013; GARWOOD, 1989; MARTINS et al., 2012), sendo composto por um conjunto de sementes dormentes, enterradas na camada superficial do solo (MARTINS et al., 2012; VIANI; RODRIGUES, 2008). A composição e estrutura do BSS são influenciadas por fatores externos, relativos tanto às vias de entrada, através da chuva de sementes e dispersão dos diásporos, quanto às vias de saída, através da germinação, predação, doenças, perda de viabilidade, danos físicos e fogo, constituindo-se em um sistema dinâmico e aberto (ALMEIDA-CORTEZ, 2004). O estudo desses fatores auxiliam na compreensão das variações observadas na diversidade (taxonômica e funcional), abundância e composição do BSS ao longo de gradientes ambientais, como vegetações em diferentes estágios sucessionais (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; MIRANDA-NETO et al., 2010; ROOVERS et al., 2006; WILLIAMS et al., 2008), bem como gradientes hidrológicos, com diferentes níveis de inundação (BAO et al., 2014; CAPON; BROCK, 2006; GURNELL et al., 2007; HANLON; WILLIAMS; MORIARITY, 1998; LU et al., 2010; SMITH et al., 2002; STROMBERG; BOUDELL; HAZELTON, 2008; WILLIAMS et al., 2008).

De acordo com Van der Valk (1981), a flora potencial de um dado ecossistema constitui todas as espécies pré-estabelecidas no ambiente, juntamente com aquelas representadas no banco de sementes. A avaliação do BSS é empregada como uma importante ferramenta diagnóstica do potencial de regeneração natural (CALEGARI et al., 2013; MARTINS, 2009; MARTINS et al., 2008; MIRANDA NETO et al., 2014b; RODRIGUES; MARTINS; BARROS, 2004). A partir da composição atual do BSS, em termos de espécies e grupos funcionais, é possível projetar o destino da vegetação para os próximos anos e identificar possíveis ameaças à biodiversidade, como a presença de espécies invasoras (KALESNIK; SIROLI; COLLANTES, 2013; THOMPSON et al., 2013). Assim, conhecer a heterogeneidade espacial e temporal do BSS na paisagem, permite definir os fatores que influenciam a sua variação e, em última instância, auxilia a elaboração de metodologias para acelerar o processo de sucessão natural e recomposição da vegetação com espécies nativas da flora regional.

2. OBJETIVO

Os objetivos do presente estudo foram avaliar os efeitos do estágio de sucessão e da inundação na composição, estrutura e diversidade (taxonômica e funcional) do banco de sementes do solo, bem como, avaliar o potencial de regeneração natural e propor estratégias de facilitação dos processos de sucessão natural, para promover a restauração florestal na margem do reservatório hídrico de uma usina hidrelétrica, na região serrana do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Este estudo faz parte de um convênio firmado inicialmente entre a empresa Energisa Geração S/A e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV) através de interveniência da Sociedade de Investigações Florestais (SIF-UFV), e posteriormente entre a empresa Brookfield Renewable Energy e o LARF-UFV também via SIF-UFV.

O estudo foi realizado na APP da margem do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Cajú, no rio Grande, um dos principais afluentes da margem direita do rio Paraíba do Sul (Figura 1). O reservatório em questão localiza-se entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, na Região Norte Serrana Fluminense, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. As regiões Norte e Noroeste fluminense são as áreas com situação de conservação mais críticas do estado, com grande perda de cobertura florestal no período de 1995 a 2000, alto grau de degradação e manchas de erosão (SEA, 2012).

A região está inserida na Serra do Mar, na transição entre a Planície Aluvial do rio Paraíba do Sul e as colinas adjacentes à Serra dos Órgãos, dentro do domínio morfoclimático da Mata Atlântica. O relevo é acidentado a forte ondulado e a altitude média do município de São Sebastião do Alto é de 250 metros (ALVARES et al., 2013). Segundo a classificação de Köppen, o clima é Aw (Tropical, com inverno seco), com temperatura média anual de 21,5°C e pluviosidade total de 1328 mm por ano (ALVARES et al., 2013).

As classes de solo que predominam na região são o Argissolo Vermelho e o Argissolo Vermelho-Amarelo, ambos eutróficos (boa fertilidade química), com argila de baixa atividade e horizonte A moderado (RADAMBRASIL, 1983). A área de estudo está localizada na transição entre duas grandes formações florestais do domínio Mata

Atlântica, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual (RADAMBRASIL, 1983).

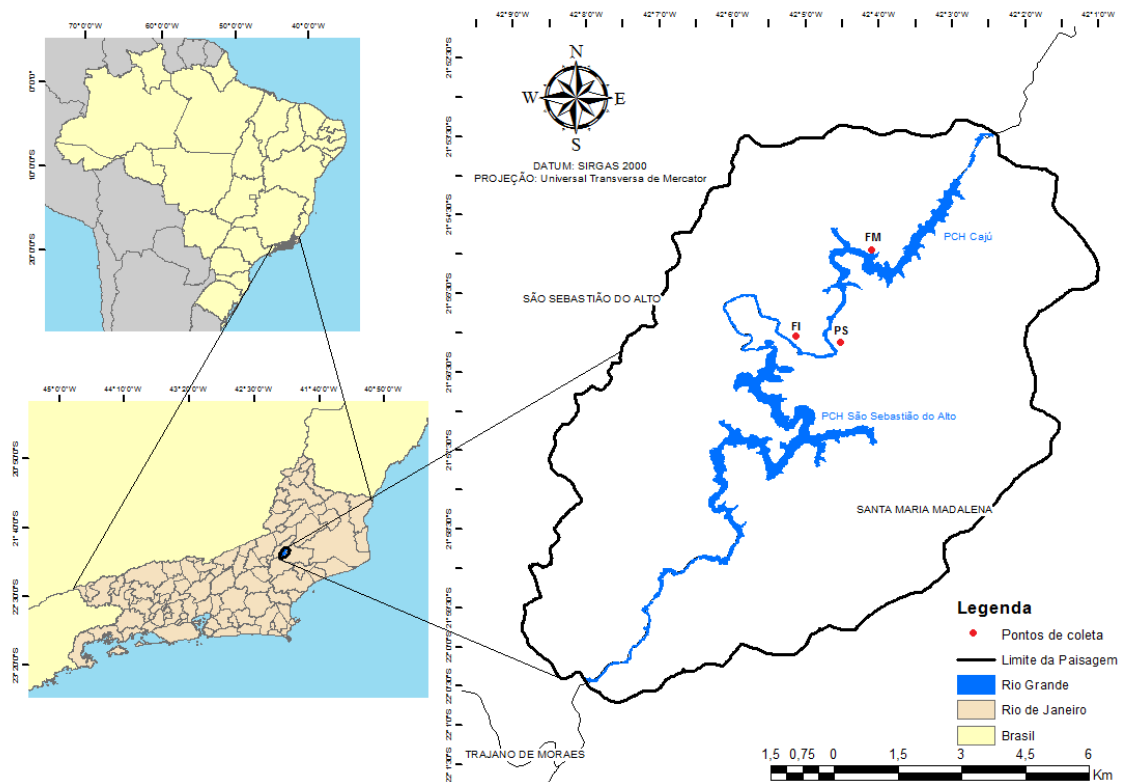


Figura 1: Mapas de localização da área de estudo e dos pontos de coleta. FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo.

De acordo com dados da Empresa de Extensão Rural do estado do Rio de Janeiro, a vegetação original da região encontra-se profundamente modificada pela ação antrópica, através da exploração agrícola e pecuária, atividades de longa data na região (SEA, 2012). A cobertura do solo no entorno do reservatório é predominantemente de pastagem com vários fragmentos pequenos e isolados de floresta secundária em estágios inicial e médio de regeneração, sendo as principais fontes de diásporos de espécies florestais para as áreas em sucessão secundária. Cabe destacar que, frequentemente, os fragmentos florestais da região estão associados aos afloramentos de granito e às encostas mais inclinadas dos morros, os quais são ambientes com baixíssima aptidão agrícola, razão principal para sua preservação na paisagem.

O estudo foi realizado em três ambientes, em diferentes estágios sucessionais, ao longo da margem do reservatório (Tabela 1).

Tabela 1: Caracterização das áreas de estudo.

| Ambiente | Coordenada | Cota (m) | Descrição |
|----------------------------------|--------------|----------|--|
| Floresta em estágio médio (FM) | 21°54'54,2"S | 151 | Floresta em estágio médio de sucessão com dominância de <i>Trichilia pallida</i> , regeneração de <i>Cupania vernalis</i> e presença de bromélias epífitas |
| | 42°04'05,7"W | | |
| Floresta em estágio inicial (FI) | 21°56'04,1"S | 160 | Floresta em estágio inicial de sucessão com dominância de <i>Senna alata</i> e infestação de cipós |
| | 42°05'08,1"W | | |
| Pasto sujo (PS) | 21°56'11,6"S | 150 | Pasto abandonado colonizado por poucos indivíduos arbustivo-arbóreos |
| | 42°04'47,9"W | | |

3.2. Amostragem

Foram amostradas 20 parcelas de 2 x 2 m (4m²) em cada um dos ambientes definidos: Floresta em estágio médio (FM), Floresta em estágio inicial (FI) e Pasto sujo (PS), totalizando 60 parcelas. Em cada ambiente, as parcelas foram alocadas de forma sistemática, com espaçamento de 2 m, e divididas em dois transectos paralelos à margem do reservatório. Um transecto foi alocado próximo à borda do reservatório, abaixo do nível de elevação máxima da água, permanecendo inundado durante o período de cheia (transecto Inundável - I) e o outro foi alocado mais distante da borda e acima do nível de elevação máxima da água do reservatório (transecto Não Inundável - NI).

No centro de cada parcela foi excluída a camada de serapilheira não decomposta e coletada uma amostra de solo de 0,30 x 0,30 m de área e 5 cm de profundidade. A coleta foi realizado no mês de novembro de 2014 e as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas para a casa de sombra do Viveiro do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, campus Viçosa, MG. No viveiro, as amostras de solo foram dispostas em uma bancada dentro de bandejas de plástico com cinco furos para drenagem e identificadas com o código do tratamento. A casa de sombra é coberta com tela de náilon tipo sombrite, que impede a entrada de propágulos externos e filtra 50% da luz solar. Embora o ambiente do experimento seja protegido, foram colocadas, entre as amostras do solo, bandejas com areia esterilizada,

como amostra controle, no intuito de identificar possíveis contaminações com sementes externas. O sistema de irrigação da casa de vegetação foi programado para molhar as bandejas durante 3 minutos de 3 em 3 horas, diariamente.

A avaliação do BSS foi realizada pelo método de emergência de plântulas, considerando que o número de plântulas detectadas por esse método é relativamente igual o número de sementes viáveis no banco (BASKIN; BASKIN, 1998). Além disso, a identificação das plântulas é consideravelmente mais precisa que a identificação direta de sementes (FOURIE, 2008).

A partir do primeiro mês, foram feitas avaliações quinzenais, durante 9 meses. Em cada avaliação foi realizada a contagem e o desbaste de todos os indivíduos identificados. As espécies foram identificadas in situ ou por meio de comparações com materiais depositados no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa ou por meio de consultas a taxonomistas e à literatura. A classificação taxonômica das espécies seguiu o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group III (APG, 2009) e, para confirmação dos autores e nomes científicos das espécies, foram consultadas a Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2015).

As espécies foram classificadas quanto à origem e o grau de naturalização em nativa, naturalizada ou exótica casual. Foi realizada também uma classificação quanto à forma de vida de cada espécie, sendo consideradas 5 categorias, árvore, arbusto, erva, subarbusto e liana/trepadeira/volúvel. Ambas classificações foram baseadas na Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2015).

As espécies foram agrupadas em grupos funcionais de acordo com a síndrome de dispersão em endozoocóricas (espécies adaptadas à atração de animais frugívoros envolvendo a passagem do diásporo pelo sistema digestivo do dispersor), epizoocórica (espécies adaptadas a dispersão pela pele de animais, por meio de estruturas que se prendem em pêlos, penas e até mesmo em roupas), hidrocóricas (espécies adaptadas à dispersão pela água), anemocóricas (espécies adaptadas à dispersão pelo vento) e autocórica (espécies adaptadas à dispersão por mecanismos próprios como deiscência explosiva do fruto) (VAN DER PIJL, 1982); de acordo com a duração do ciclo de vida em anual ou perene; de acordo com o tipo de propagação utilizada pela espécie em sementeira (reproduz exclusivamente por propagação sexuada via produção e dispersão de sementes) ou rebrotadeira (reproduz tanto por propagação sexuada quanto por propagação assexuada via rebrota de bulbo, raiz, rizoma, etc.).

3.3. Análise de dados

3.3.1. Rarefação

Foram criadas curvas de rarefação a partir do cálculo do número de espécies e da diversidade α de Fisher esperadas por parcela em função do número de indivíduos. Os cálculos foram realizados no software EstimateS (COLWELL, 2013) baseado em uma amostra aleatória criada com 100 aleatorizações. O método mais simples de decidir se duas comunidades são diferentes na diversidade é verificar se a diversidade observada da menor comunidade está dentro do intervalo de confiança de 95% da curva de rarefação da comunidade maior (MAGURRAN, 2011).

O α de Fisher foi escolhido como índice de diversidade, por ser mais adequado que outros índices clássicos, como Shannon e Pielou, para comparar comunidades com diferentes números de indivíduos, podendo ser usado de forma similar à riqueza de espécies em uma curva de rarefação (MAGURRAN, 2011).

3.3.2. Riqueza, Abundância e Diversidade

Foram feitas Análises de Componentes da Variância (ACV's) (CRAWLEY, 2007) para as seguintes variáveis resposta, riqueza de espécies, abundância de plântulas e diversidade α de Fisher, considerando a estrutura hierárquica dos dados, com 10 parcelas amostradas em cada transecto dentro de cada ambiente. O objetivo das análises foi verificar a partição da variação total desses dados entre os fatores inundação e estágio de sucessão, e o resíduo, identificando qual fator contribui mais para a variância dos dados. Antes de proceder as análises, a diversidade α de Fisher foi calculada por meio da função "fisher.alpha" do pacote "vegan" (OKSANEN et al., 2015) no software R versão 3.2.1 (R CORE TEAM, 2015) e a abundância de plântulas foi logaritmizada, a fim de atender os pressupostos da distribuição Normal.

Cada análise foi feita a partir de um modelo contendo as duas variáveis explicativas, inundação e estágio de sucessão, considerando inicialmente apenas o efeito aleatório das mesmas, da menor escala (parcelas) para a maior escala espacial (ambientes). Portanto, as variáveis de efeito aleatório compreendem as subdivisões do delineamento (ambiente, transecto, parcela) e seu efeito é relativo à variância dos dados. O efeito do estágio de sucessão é dado pela variância entre ambientes, o efeito da inundação é dado pela variância entre os transectos aninhados dentro de cada ambiente e o resíduo é dado pela variância entre as parcelas aninhadas em cada transecto, dentro de cada ambiente.

O ajuste dos modelos foi através do método de Máxima Verossimilhança Restrita (REML) que fornece os valores da variância e do desvio padrão das variáveis aleatórias. Em seguida as variâncias foram convertidas em porcentagem. Os modelos contendo apenas as variáveis de efeito aleatório foram comparadas com Modelos Lineares de Efeito Misto (LMM's) contendo as variáveis de efeito aleatório e mais uma variável de efeito fixo que foi escolhida baseando-se no resultado das ACV's. As variáveis de efeito fixo compreendem as variáveis explicativas de interesse das análises (estágio de sucessão e inundação), considerando seu efeito sobre a média dos dados. Os modelos foram criados utilizando-se a função "lmer" do pacote "lme4" (BATES et al., 2015a, 2015b) no software R. A comparação dos modelos foi feita via Análise de Variância (ANOVA) (CRAWLEY, 2007).

Quando os modelos eram diferentes, a escolha do melhor modelo foi feita através do critério de Akaike (AIC), em que o menor valor representa o modelo mais adequado. O AIC é útil neste tipo de comparação, pois penaliza qualquer parâmetro desnecessário no modelo, sendo apropriado em etapas de simplificação de modelos estatísticos. Como os modelos comparados possuíam estruturas diferentes, o método de ajuste foi mudado de REML para Máxima Verossimilhança (ML) (CRAWLEY, 2007). Se o melhor modelo fosse aquele contendo a variável de efeito fixo, a significância desse efeito como explicativo da variação dos valores da variável resposta era avaliada a partir do resumo do modelo. Para as variáveis significativas, foi feito ainda, um teste de contraste de médias utilizando a função "diffsmeans" do pacote "lmerTest" (KUZNETSOVA; BROCKHOFF; CHRISTENSEN, 2015) no software R.

3.3.3. Análise Multivariada

Para avaliar a similaridade do BSS entre os diferentes estágios de sucessão e entre os transectos, foram construídos Diagramas de Venn representando o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada área. A partir da matriz de presença-ausência de espécies da comunidade, foi calculado o índice de Jaccard (J) como medida de similaridade florística para cada par de área avaliado (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974).

Para avaliar a similaridade estrutural do BSS entre as áreas amostradas, foi construído um Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) no software R usando a função "metaMDS" do pacote "vegan" a partir da matriz de abundância das espécies e Bray Curtis como índice de similaridade. Para avaliar se há diferença significativa na estrutura da comunidade, foram criados modelos com os escores do

primeiro e do segundo eixo da NMDS como variáveis resposta e os efeitos aleatórios das variáveis estágio de sucessão e inundação, considerando a estrutura hierárquica dos dados, da menor escala (parcela) para a maior escala (ambiente).

O modelo MLM foi criado a partir da função “lmer” e ajustado pelo método ML. A partir desse modelo, foi feita uma ACV para verificar a importância relativa de cada fator na variação dos escores da NMDS e, em seguida, esse modelo sem efeitos fixos foi comparado com um modelo contendo uma variável de efeito fixo selecionada de acordo com sua importância na variância total. Diferença significativa observada no resumo do modelo representa que a variável de efeito fixo adicionada no modelo explica parte da variação encontrada na composição e estrutura da comunidade. Para as variáveis significativas, foi feito ainda um teste de contraste de médias utilizando a função “diffsmeans”.

3.3.4. Atributos funcionais

Foram calculadas as proporções de indivíduos e de espécies para cada atributo funcional por ambiente e por transecto com o objetivo de evidenciar os efeitos gerais do estágio de sucessão e da inundação na distribuição desses grupos na comunidade do BSS e ainda verificar os padrões funcionais existentes na mesma. Além disso, os atributos funcionais foram representados também por meio de vetores na NMDS, a fim de evidenciar a relação entre cada atributo e a similaridade florístico-estrutural das parcelas da comunidade do BSS. Esses vetores foram criados utilizando a função “envfit” do pacote “vegan” no software R.

Foram feitas análises de Modelos Lineares Generalizados (GLM) para testar a relação entre liana/volúvel/trepadeira (LVT) e as formas de vida lenhosas, arbusto e árvore, os quais servem de suporte físico para sobrevivência e crescimento daquele grupo de plantas na comunidade. Os modelos foram construídos de duas maneiras diferentes, a partir dos valores de abundância de plântulas e a partir da riqueza de espécies de cada forma de vida por parcela. Para isso, utilizou-se a função “glm” e família de erros Poisson, indicada para dados de contagem. Quando verificada a sobre dispersão dos resíduos devido ao excesso de zeros nos dados, o modelo GLM foi modificado para um Modelo Poisson com Zeros Inflados (ZIP) utilizando a função “zeroinfl” do pacote “pscl” (JACKMAN, 2015; ZEILEIS; KLEIBER; JACKMAN, 2008), que calcula os parâmetros do modelo por um processo que separa os dados de contagem e os excessos de zero de forma independente. A seleção de modelos foi feita pela função “vuong” do pacote “pscl”. As estimativas dos parâmetros dos modelos e a

significância das variáveis explicativa foram verificadas pelo resumo dos modelos mais simples.

Além disso, foram feitas ACV's e seleção de modelos com ou sem efeito fixo para avaliar se há efeito significativo da inundação ou do estágio de sucessão na distribuição de espécies pelas síndromes de dispersão julgadas como importantes para estabelecer padrões ecológicos na comunidade do BSS. Dessa forma, a abundância de hidrocóricas e a abundância de endozoocóricas foram tratados como variáveis resposta para criar modelos com apenas os efeitos aleatórios das variáveis explicativas inundação e estágio de sucessão. Antes de proceder as análises, as variáveis resposta foram logaritmizadas a fim de atender os pressupostos da distribuição Normal. Os modelos foram criados utilizando a função "lmer" a fim de obter a porcentagem da variância total relativa para cada componente do modelo (ACV). Um segundo modelo para cada variável resposta foi criado com a adição de uma das variáveis explicativas, inundação e estágio de sucessão. Ambos foram comparados através da ANOVA que verifica se o modelo com adição de efeito fixo difere do modelo sem efeito fixo. Se há diferença, um teste de média é feito no modelo com efeito fixo para verificar a significância dessa variável adicionada.

3.3.5. Diversidade funcional

Como medidas de diversidade funcional, foram calculadas a riqueza funcional e a equabilidade funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A riqueza funcional representa o volume multidimensional do espaço funcional ocupado pela comunidade e a equabilidade funcional representa a regularidade da distribuição das abundâncias das espécies nesse volume (MAGNAGO et al., 2014; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Os índices foram calculados para cada parcela a partir da matriz de abundância de espécies e da matriz de espécie por atributos funcionais (origem, forma de vida, síndrome de dispersão, ciclo de vida e tipo de propagação). Espécies indeterminadas e as identificadas apenas a nível de família foram excluídas dessas análises pela imprecisão ou impossibilidade de classificá-las em todos os grupos funcionais selecionados.

Utilizou-se o pacote "vegan" e o método de gower como medida de distância para criar a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) que representa o ordenamento das espécies da comunidade por atributos funcionais e cujos eixos foram usados nos cálculos de diversidade funcional. Os índices de diversidade funcional foram calculados

utilizando o pacote “FD” no software R (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

As análises dos índices de diversidade funcional seguiram metodologia similar às análises dos modelos das outras variáveis resposta. Antes de proceder os testes estatísticos, a riqueza funcional foi logaritimizada a fim de atender os pressupostos da distribuição de erros Normal. Foi realizada a ACV, comparação de modelos com e sem variável de efeito fixo pelo método de AIC, teste de significância e contraste de médias. Os modelos foram criados utilizando-se a função “lmer”.

Além disso, para compreender melhor a relação entre as variáveis calculadas, criamos MLM's com a função “lmer” a fim de testar as relações entre a riqueza funcional e a riqueza de espécies e entre a equabilidade funcional e a abundância de plântulas. Foi realizada a comparação de modelos com e sem variável de efeito fixo pelo método de AIC e o teste de significância da variável explicativa.

4. RESULTADOS

Foram amostradas 9603 plântulas emergidas (1778,33 plântulas/m²), pertencentes a 124 espécies, das quais 101 foram identificadas até o nível de espécie, 10 a nível de gênero, 8 a nível de família e 5 indeterminadas (Apêndice A). As espécies identificadas foram classificadas em 36 famílias botânicas. As famílias mais ricas foram Asteraceae (29 espécies), Cyperaceae (8 espécies), Malvaceae, Fabaceae (7 espécies cada), Euphorbiaceae e Poaceae (6 espécies cada).

As espécies mais abundantes no BSS da FM foram *Stemodia verticillata* (Mill.) Hassl., *Scleria gaertneri* Raddi, Asteraceae 1, *Solanum americanum* Mill. e *Cardamine bonariensis* Pers., que correspondem a 56,28% do total de indivíduos do banco desse ambiente. As espécies mais abundantes no BSS da FI foram *Parthenium hysterophorus* L., *Scoparia dulcis* L., *Mecardonia procumbens* (Mill.) Small, *Solanum torvum* Sw. e *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop., as quais correspondem a 48,45% da abundância total dessa floresta. As espécies mais abundantes no BSS do PS foram *Kyllinga brevifolia* Rottb., *M. procumbens*, *D. sanguinalis*, *S. verticillata* e *Cyperus rotundus* L., que correspondem a 48,45% do número de indivíduos amostrados nesse ambiente.

4.1. Rarefação

Avaliando as curvas de rarefação de espécies do BSS (Figura 2A), a FM apresentou maior número de espécies e a FI apresentou o menor. A curva da FI se

encontra fora do intervalo de confiança da curva da FM. Entretanto, as curvas de rarefação da FI e do PS estão dentro do mesmo intervalo de confiança, indicando que não houve diferença significativa.

Avaliando as curvas de rarefação construídas com base na diversidade α de Fisher (Figura 2B), observam-se os mesmo padrões encontrados para as curvas baseadas na riqueza de espécies. A FM apresentou a maior diversidade, diferindo significativamente dos demais ambientes. A FI apresentou o menor valor de diversidade e os intervalos de confiança das três curvas não se cruzam, indicando diferenças significativas entre elas.

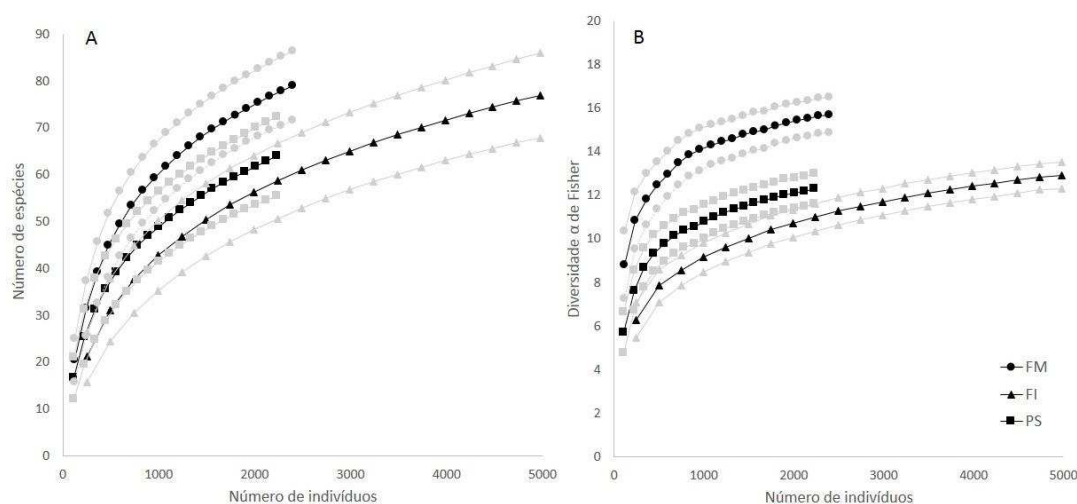


Figura 2: Curvas de rarefação para número de espécies (A) e diversidade α de Fisher (B) com base no número de indivíduos do banco de sementes do solo de cada ambiente amostrado no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo. Curvas pretas representam o valores médios e curvas cinzas representam os intervalos de confiança das médias.

4.2. Riqueza, Abundância e Diversidade

Para a riqueza de espécies, o efeito da inundação correspondeu a 40,65% da variância total, enquanto que o resíduo foi responsável por 57,78% (Figura 3). A proporção de explicação do fator estágio de sucessão foi de apenas 1,57% da variância dos dados. O MLM com a variável de efeito fixo inundação foi significativamente diferente do modelo sem efeito fixo (AIC=341,82; $p=0,0068$) (Tabela 2). Em média, o número de espécies nos transectos I foi maior que nos transectos NI ($t=4,74$; $p<0,001$) (Figura 4A). O MLM com a adição do estágio de sucessão como fator de efeito fixo não diferiu do modelo sem efeito fixo (AIC=347,91; $p=0,1994$) (Tabela 2).

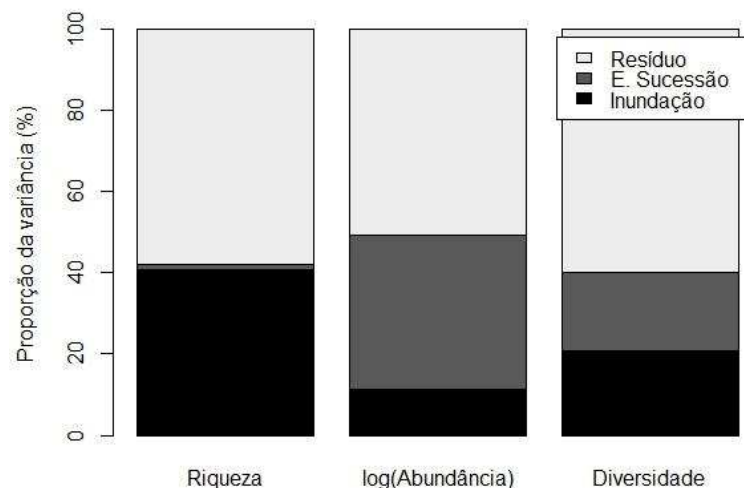


Figura 3: Análise de Componentes da Variância para as variáveis riqueza de espécies, logaritmo da abundância de plântulas e diversidade α de Fisher do banco de sementes do solo no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ em função dos fatores inundação, estágio de sucessão e resíduo.

Tabela 2: Análise de Variância dos modelos com e sem efeito fixo, para as variáveis resposta riqueza de espécies, logaritmo da abundância de plântulas e diversidade α de Fisher. GL: graus de liberdade, AIC: Critério de Inclusão de Akaike.

| Variável resposta | Modelo | | GL | AIC | Chi ² | p |
|--------------------------------|----------------------------|------------------|----|-------|------------------|---------|
| | Variáveis explicativas | | | | | |
| | Efeito aleatório | Efeito fixo | | | | |
| Riqueza de Espécies | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 347,1 | | |
| | | Inundação | 5 | 341,8 | 7,318 | 0,0068* |
| | | Estágio Sucessão | 6 | 347,9 | 3,225 | 0,1994 |
| Log (Abundância) | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 5,07 | | |
| | | Inundação | 5 | 6,73 | 0,345 | 0,5572 |
| | | Estágio Sucessão | 6 | 0,966 | 8,106 | 0,0174* |
| Diversidade α de Fisher | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 287,6 | | |
| | | Inundação | 5 | 285,7 | 3,885 | 0,0487* |
| | | Estágio Sucessão | 6 | 286 | 5,602 | 0,0608 |

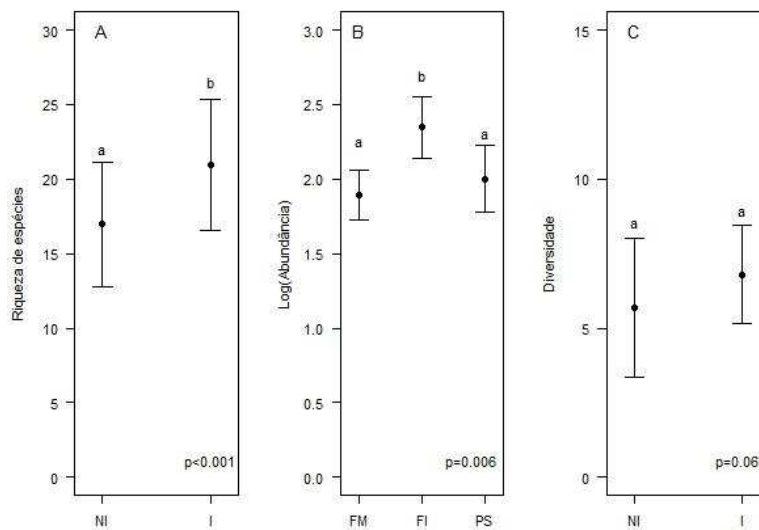


Figura 4: Gráficos de média dos modelos significativos para riqueza de espécies, abundância de plântulas e diversidade do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A) Riqueza de espécies em função da inundação (NI: Não Inundável, I: Inundável). B) Logaritmo da abundância de plântulas em função do estágio de sucessão (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo). C) Diversidade α de Fisher em função da inundação (NI: Não Inundável, I: Inundável). Barras de erro representam o desvio padrão da média. Letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa a 5% de significância. Letras iguais sobre as barras representam médias iguais a 5 % de significância.

Para a abundância de plântulas, o estágio de sucessão correspondeu a 37,92% da variância total dos dados, o efeito da inundação correspondeu a 11,45% e o resíduo representou 50,63% dessa variância (Figura 3). O modelo sem efeito fixo não diferiu do modelo com inundação (AIC=5,07; $p=0,5572$) (Tabela 2). Já o modelo com adição do estágio de sucessão diferiu do modelo sem efeito fixo (AIC=0,966; $p=0,0174$) (Tabela 2). Além disso, verificou-se que a média do logaritmo da abundância de plântulas na FI foi maior e diferiu dos demais ambientes ($t=-4,19$; $p=0,006$) (Figura 4B).

Para a diversidade α de Fisher, o efeito da inundação explicou 20,97% da variância dos dados, o estágio de sucessão correspondeu a 19,24% e o resíduo representou 59,79% da partição total da variância (Figura 3). O estágio de sucessão não teve efeito significativo no modelo (AIC=285,97; $p=0,0607$) (Tabela 2). Já a inclusão do fator inundação no modelo sem variáveis de efeito fixo causou diferença significativa (AIC=285,67; $p=0,0487$) (Tabela 2). Entretanto, não foi identificada diferença significativa nas médias de diversidade α de Fisher entre I e NI ($t=2,82$; $p=0,0667$) (Figura 4C).

4.3. Análise Multivariada

Os três ambientes compartilharam 32 espécies, pouco mais de 25% do total (Figura 5). A FM apresentou um total de 79 espécies, sendo 31 exclusivas desse ambiente. A FI apresentou 77 espécies, sendo apenas 15 exclusivas. O PS apresentou um total de 64 espécies e 14 exclusivas desse ambiente. Os dois ambientes com maior similaridade foram a FI e o PS ($J=0,52$), com 48 espécies em comum. Além disso, houve alta similaridade de espécies entre os transectos I e NI, para todos os ambientes (Figura 6).

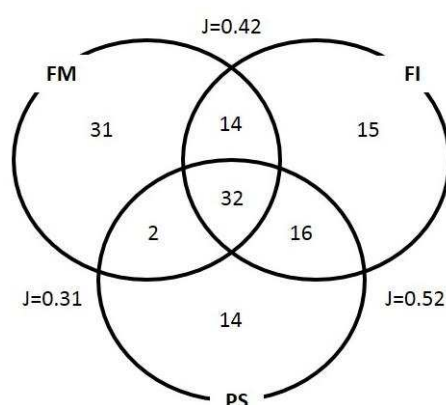


Figura 5: Diagrama de Venn do número de espécies do banco de sementes do solo da Floresta em estágio médio (FM), Floresta em estágio inicial (FI) e Pasto sujo (PS) amostrado no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. J = Índice de similaridade de Jaccard.

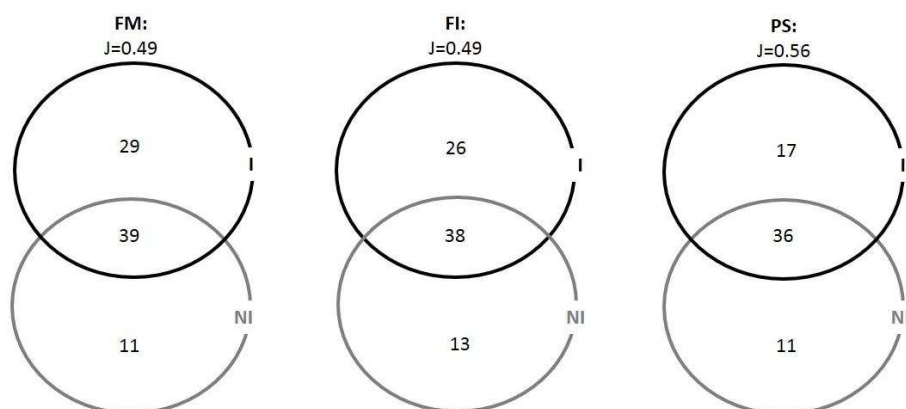


Figura 6: Diagramas de Venn do número de espécies do banco de sementes do solo dos transectos Inundável (I) e Não inundável (NI) em cada ambiente, Floresta em estágio médio (FM), Floresta em estágio inicial (FI) e Pasto sujo (PS), amostrado no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. J = Índice de similaridade de Jaccard.

O NMDS foi criado com um stress de 0,195. O fator de maior importância na variação dos escores do primeiro eixo da NMDS foi o estágio de sucessão, que contribuiu com 91% da variância total dos dados (Figura 7). A inclusão do estágio de sucessão no modelo foi significativa (AIC=-108,1; $p < 0,001$) (Tabela 3). Essa diferença se dá pelo agrupamento das parcelas da FM ($t = -16,51$; $p < 0,001$) (Figura 8A). Não há diferença na estrutura do BSS entre a FI e o PS ($t = -0,27$; $p = 0,8$). O fator inundação contribuiu com apenas 1,21% da variância total dos escores do primeiro eixo da NMDS (Figura 7). Logo, a inclusão desse fator não diferiu significativamente do modelo sem efeito fixo (AIC=-93,67; $p = 0,761$) (Tabela 3).

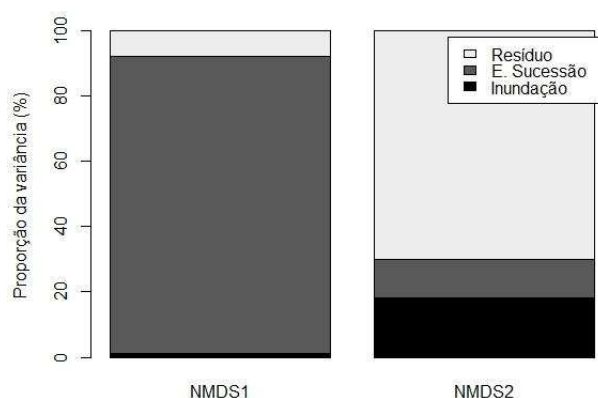


Figura 7: Análise de Componentes da Variância para os eixos 1 e 2 da NMDS do banco de sementes do solo no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ, em função dos fatores inundação, estágio de sucessão e resíduo.

Tabela 3: Análise de Variância dos modelos com e sem efeito fixo, para os eixos 1 e 2 da NMDS. GL: graus de liberdade, AIC: Critério de Inclusão de Akaike.

| Variável resposta | Modelo | | GL | AIC | Chi ² | p |
|-------------------|----------------------------|------------------|----|--------|------------------|----------|
| | Variáveis explicativas | | | | | |
| | Efeito aleatório | Efeito fixo | | | | |
| NMDS1 | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | -95,57 | | |
| | | Inundação | 5 | -93,66 | 0,086 | 0,7696 |
| | | Estágio Sucessão | 6 | -108,1 | 16,53 | 0,00026* |
| NMDS2 | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | -41,75 | | |
| | | Inundação | 5 | -44,47 | 4,725 | 0,0297* |
| | | Estágio Sucessão | 6 | -42,61 | 4,861 | 0,088 |

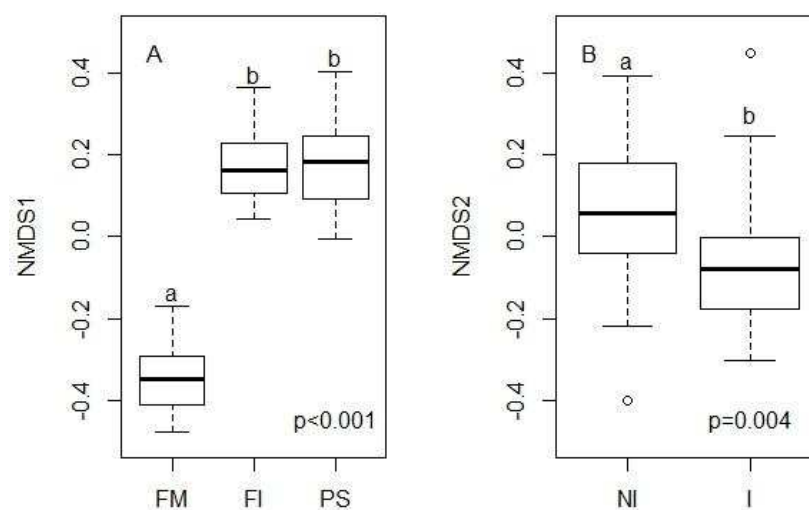


Figura 8: Boxplots dos modelos significativos para os eixos 1 e 2 da NMDS do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A) Eixo 1 da NMDS em função do estágio de sucessão (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo), B) Eixo 2 da NMDS em função da inundação (NI: Não Inundável, I: Inundável). Letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa a 5% de significância. Letras iguais sobre as barras representam médias iguais a 5 % de significância.

Para o segundo eixo da NMDS, a maior fonte de variação dos escores foi devido aos fatores não incluídos no modelo (resíduo), que contribuíram com 70,2% da variância (Figura 7). O fator inundação contribuiu com 18,33% e o estágio de sucessão com 11,49% da variância total. A inclusão do fator inundação no modelo foi significativa (AIC=-44,36; $p=0,029$) (Tabela 3), demonstrando que a inundação também pode afetar a composição e estrutura do BSS, o qual foi confirmado pelo teste de médias ($t=-2,97$; $p=0,004$) (Figura 8B). Por outro lado, a adição do estágio de sucessão não diferiu significativamente do modelo sem efeito fixo para o segundo eixo da NMDS (AIC=-42,51; $p=0,087$) (Tabela 3).

4.4. Atributos funcionais

De forma geral, a comunidade avaliada apresentou um predomínio de plântulas e de espécies nativas, anuais, anemocóricas, de porte herbáceo, que se propagam exclusivamente por sementes (Figuras 9 e 10).

As espécies exóticas casuais apresentaram tendência de se agrupar nas parcelas do PS (Figura 11A), entretanto essa correlação não foi significativa ($p=0,698$) devido à baixa abundância e riqueza desse grupo na comunidade.

A forma de vida liana/volúvel/trepadeira (LVT) foi exclusiva dos estágios florestais, estando ausente no PS (Figuras 9D e 10D). Os vetores das formas de vida LVT e árvore (Arv) foram significativos e correlacionados com as parcelas da FM (LVT: $p=0,001$; Arv: $p=0,031$) (Figura 11B).

Com relação às estratégias de reprodução, o vetor das espécies que propagam exclusivamente por sementes (S) foi significativo ($p=0,001$) e com tendência ao agrupamento nas parcelas da FI (Figura 11C). O vetor das espécies anuais (A) sobrepôs o vetor S, sendo também significativo ($p=0,001$) (Figura 11C).

As cinco síndromes de dispersão foram representadas em ambos transectos, nos três ambientes (Figuras 10I e 10J). Seus vetores foram significativos (Anemo: $p=0,001$; Auto: $p=0,005$; Endoz: $p=0,001$; Epiz: $p=0,006$; Hidro: $p=0,033$) e com tendência de agrupamento nas parcelas da FI (Figura 11D), pois esse foi o ambiente com maior abundância total observada. Além disso, os outros dois ambientes apresentaram, aparentemente, o mesmo padrão de distribuição das síndromes de dispersão, sem nenhum destaque que levasse ao desvio de algum dos vetores.

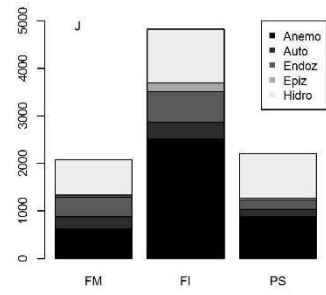
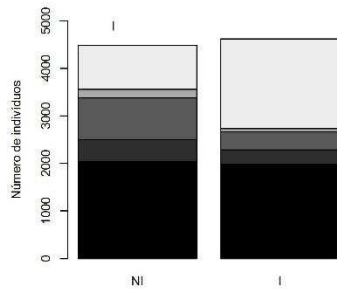
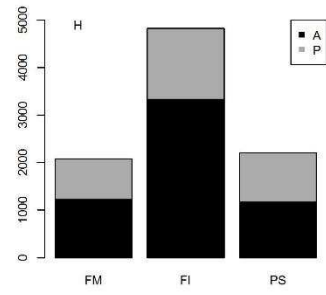
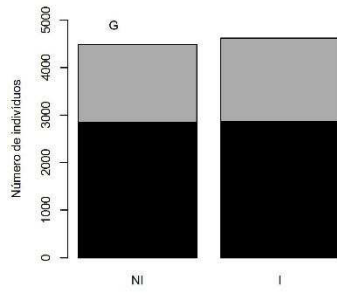
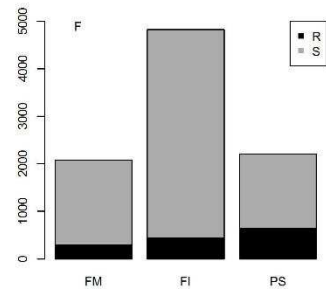
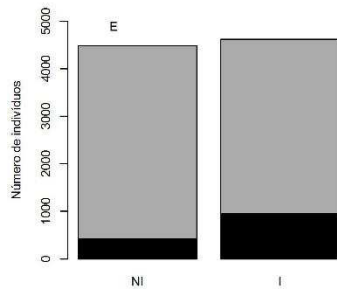
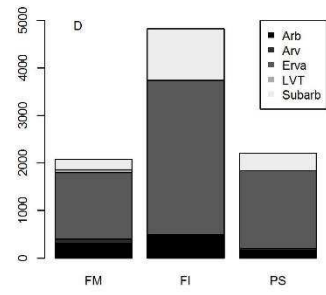
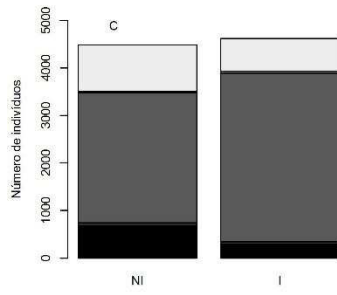
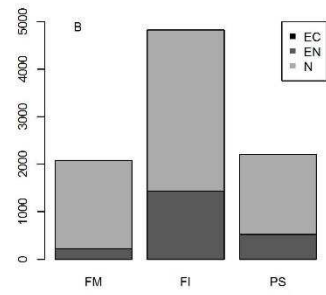
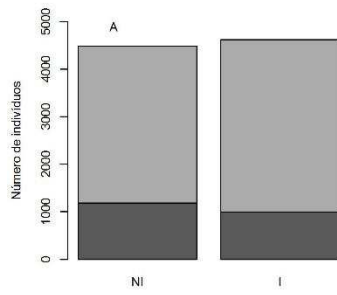


Figura 9: Distribuição dos atributos funcionais em número de indivíduos do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A, C, E, G e I) Distribuição por efeito da inundação (NI: Não inundável, I: Inundável). B, D, F, H e J) Distribuição por estágio de sucessão (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo). A e B) Distribuição do número de indivíduos por origem (EC: exótica casual, EN: exótica naturalizada, N: nativa). C e D) Distribuição do número de indivíduos por forma de vida (Arb: arbusto, Arv: árvore, Erva: erva, LVT: liana/volúvel/trepadeira, Subarb: subarbusto). E e F) Distribuição do número de indivíduos por tipo de propagação (R: rebrota, S: semente). G e H) Distribuição do número de indivíduos por duração do ciclo de vida (A: anual, P: perene). I e J) Distribuição do número de indivíduos por síndrome de dispersão (Anemo: anemocórica, Auto: autocórica, Endoz: endozoocórica, Epiz: epizoocórica, Hidro: hidrocórica).

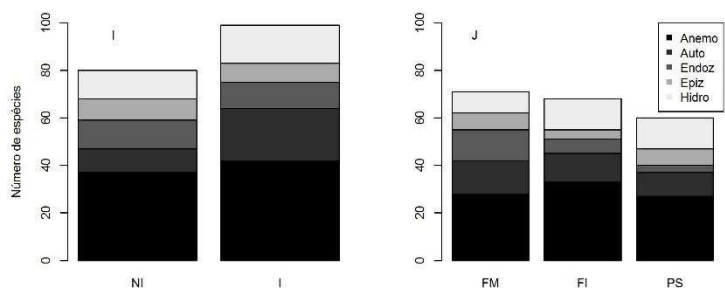
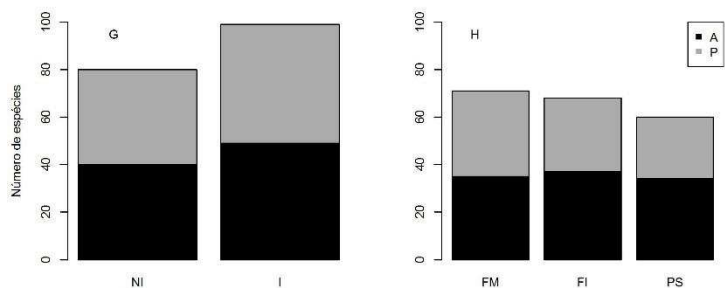
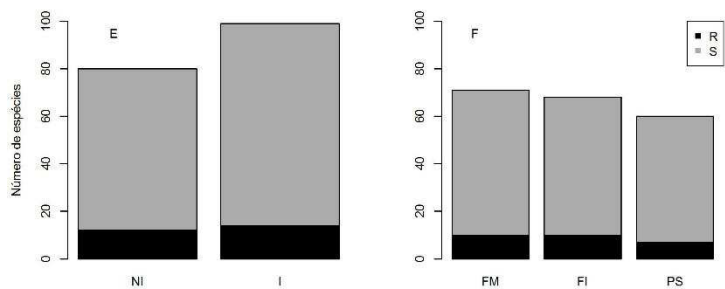
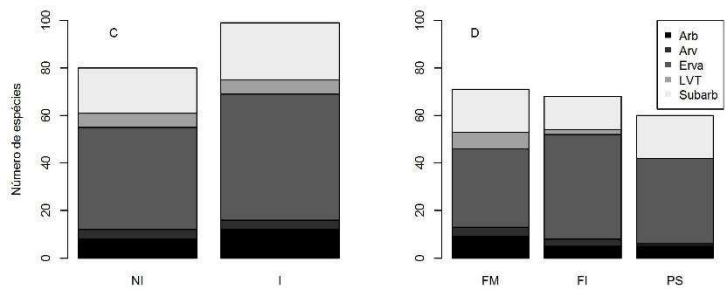
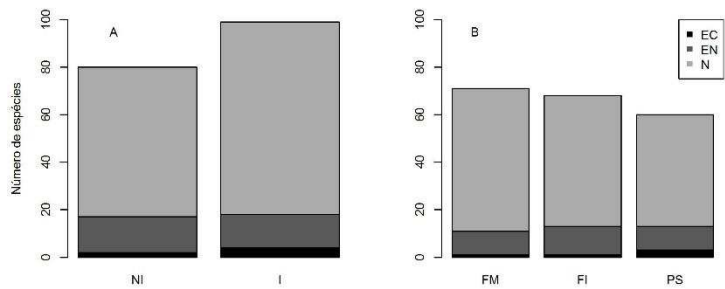


Figura 10: Distribuição dos atributos funcionais em número de espécies do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A, C, E, G e I) Distribuição por efeito da inundação (NI: Não inundável, I: Inundável). B, D, F, H e J) Distribuição por estágio de sucessão (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo). A e B) Distribuição do número de espécies por origem (EC: exótica casual, EN: exótica naturalizada, N: nativa). C e D) Distribuição do número de espécies por forma de vida (Arb: arbusto, Arv: árvore, Erva: erva, LVT: liana/volúvel/trepadeira, Subarb: subarbusto). E e F) Distribuição do número de espécies por tipo de propagação (R: rebrota, S: semente). G e H) Distribuição do número de espécies por duração do ciclo de vida (A: anual, P: perene). I e J) Distribuição do número de espécies por síndrome de dispersão (Anemo: anemocórica, Auto: autocórica, Endoz: endozoocórica, Epiz: epizoocórica, Hidro: hidrocórica).

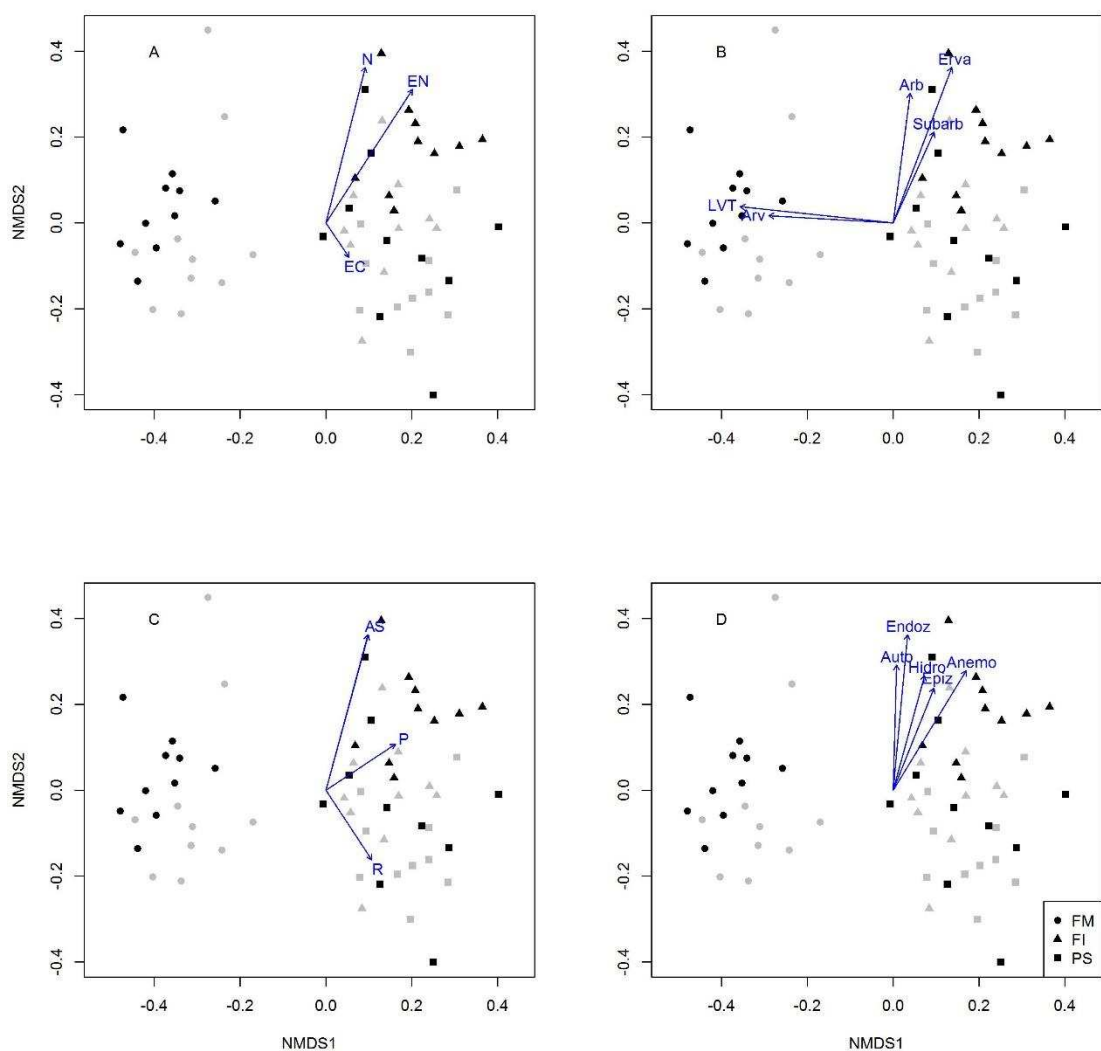


Figura 11: Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) das parcelas (n=60) do banco de sementes do solo amostradas no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ com os vetores dos atributos funcionais. A) NMDS com os vetores dos atributos por origem (EC: exótica casual, EN: exótica naturalizada, N: nativa). B) NMDS com os vetores dos

atributos por forma de vida (Arb: arbusto, Arv: árvore, Erva: erva, LVT: liana/volúvel/trepadeira, Subarb: subarbusto). C) NMDS com os vetores dos atributos por tipo de propagação (R: rebrota, S: semente) e por duração do ciclo de vida (A: anual, P: perene). D) NMDS com os vetores dos atributos por síndrome de dispersão (Anemo: anemocórica, Auto: autocórica, Endoz: endozoocórica, Epiz: epizoocórica, Hidro: hidrocórica). FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo. Pontos pretos representam as parcelas do transecto Não inundável. Pontos cinzas representam as parcelas do transecto Inundável.

A abundância de plântulas de LVT variou de forma crescente em função da abundância de árvores (ZIP: $z=2,57$; $p=0,01$) (Figura 12A). Já a variação no número de plântulas de arbustos não causou efeito significativo no modelo ($z=0,4149$; $p=0,3391$). Com relação ao número de espécies, o modelo mais simples foi o que incluía apenas a riqueza de árvores como variável explicativa, sem a riqueza de arbustos ($z=0,9716$; $p=0,1656$). O efeito do número de espécies de árvores na riqueza de LVT também foi positivo e significativo (GLM: $z=5,196$; $p<0,001$) (Figura 12B).

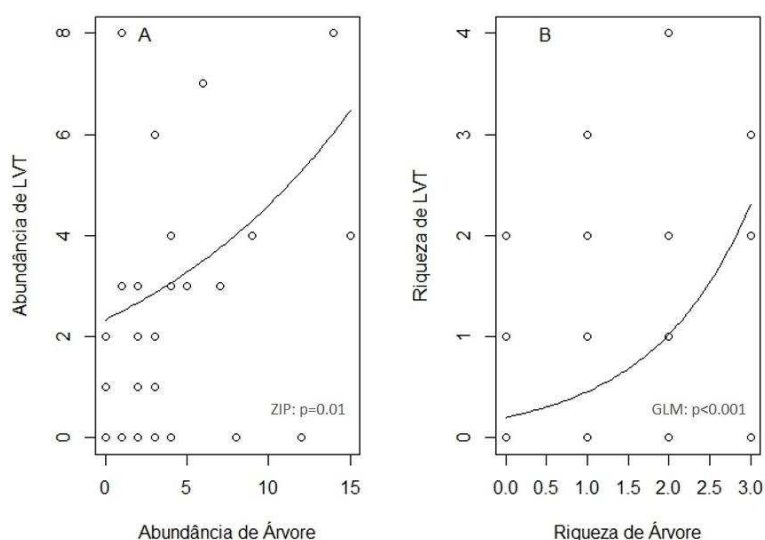


Figura 12: Modelos Lineares Generalizados (GLM) para o número de lianas/volúveis/trepadeiras (LVT) em função do número de árvores do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A) GLM com zeros inflados baseado nos valores de abundância das variáveis. B) GLM baseado no número de espécies das variáveis

A diferença entre os transectos dentro de cada ambiente contribuiu com 17,75% na variância do logaritmo da abundância de espécies hidrocóricas (Figura 13A). O fator inundação afetou significativamente o modelo (AIC=105,37; $p=0,026$) (Tabela 4). A média do logaritmo da abundância de hidrocóricas em I foi significativamente maior que no NI ($t=3,515$; $p=0,0009$) (Figura 13B).

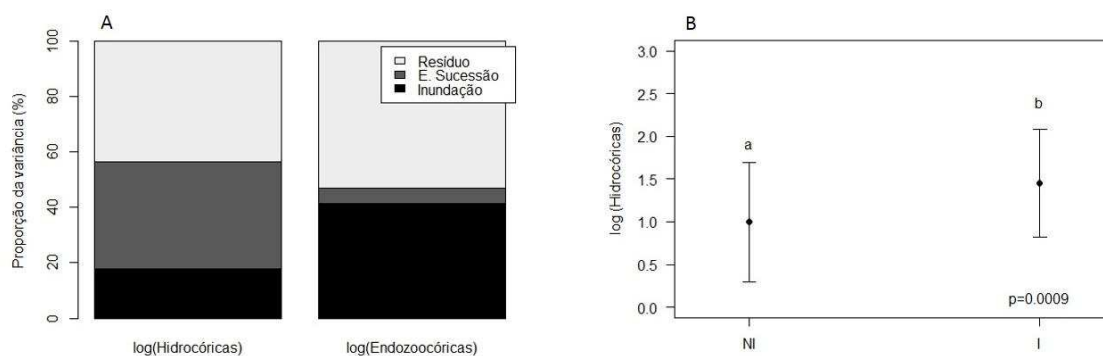


Figura 13: Análise de Componentes da Variância e Gráfico de média do modelo significativo das síndromes de dispersão do banco de sementes do solo do entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A) Proporção (%) de explicação dos fatores inundação, estágio de sucessão e resíduo na variação do logaritmo da abundância de hidrocóricas e do logaritmo da abundância de endozoocóricas. B) Gráfico de média do logaritmo da abundância de hidrocóricas em função do efeito da inundação. NI: Não Inundável, I: Inundável. Barras de erro representam o desvio padrão da média. Letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa a 5% de significância.

Tabela 4: Análise de Variância dos modelos com e sem efeito fixo, para as variáveis resposta logaritmo da abundância de hidrocóricas e logaritmo da abundância de endozoocóricas. GL: graus de liberdade, AIC: Critério de Inclusão de Akaike.

| Variável resposta | Modelo | | GL | AIC | Chi ² | p |
|----------------------|----------------------------|------------------|----|-------|------------------|--------|
| | Variáveis explicativas | | | | | |
| | Efeito aleatório | Efeito fixo | | | | |
| Log (Hidrocóricas) | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 108,3 | | |
| | | Inundação | 5 | 105,4 | 4,957 | 0,026* |
| Log (Endozoocóricas) | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 74,44 | | |
| | | Estágio Sucessão | 6 | 74,82 | 3,615 | 0,1641 |

A diferença entre os ambientes contribuiu com apenas 5,62% da variância do logaritmo da abundância de endozoocóricas (Figura 13A). Logo, a adição do estágio de sucessão no modelo sem efeito fixo não gerou diferença significativa no mesmo (AIC=74,822; p=0,1641) (Tabela 4).

4.5. Diversidade funcional

Para o logaritmo da riqueza funcional, o efeito da inundação correspondeu a 19,67% da variância dos dados, o estágio de sucessão representou 11,83%, e 68,5% da variância total foi devido ao resíduo (Figura 14A). A inclusão das variáveis de efeito fixo não diferiram significativamente do modelo sem efeito fixo, tanto para o estágio de sucessão (AIC=47,58; $p=0,088$) (Tabela 5) quanto para o efeito da inundação (AIC=49,37; $p=0,303$). Entretanto, a inclusão da variável riqueza de espécies no modelo sem efeito fixo foi significativo (AIC=26,02; $p<0,00001$) (Tabela 5). Houve relação positiva e significativa entre a riqueza funcional logaritmizada e a riqueza de espécies ($t=5,50$; $p<0,00001$) (Figura 14B).

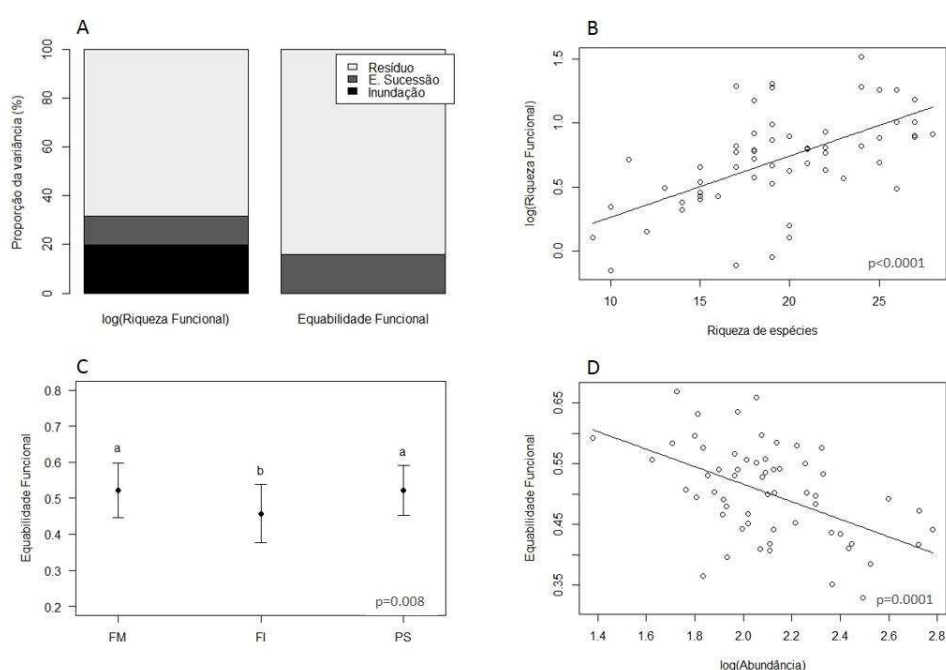


Figura 14: Análise de Componentes da Variância e modelos significativos para os índices de diversidade funcional do banco de sementes do solo amostrado no entorno do reservatório da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. A) Proporção (%) de explicação dos fatores Inundação e Estágio de sucessão e Resíduo na variação do logaritmo da riqueza funcional e da equabilidade funcional. B) Modelo linear do logaritmo da riqueza funcional em função da riqueza de espécies. C) Gráfico de média do modelo significativo para equabilidade funcional em função do estágio de sucessão (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo). Barras de erro representam o desvio padrão da média. Letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa a 5% de significância. D) Modelo linear da Equabilidade funcional em função do Log (Abundância).

Tabela 5: Análise de Variância dos modelos com e sem efeito fixo, para as variáveis resposta logaritmo da riqueza funcional e equabilidade funcional. GL: graus de liberdade, AIC: Critério de Inclusão de Akaike.

| Variável resposta | Modelo | | GL | AIC | Chi ² | p |
|-------------------------|----------------------------|---------------------|----|--------|------------------|----------|
| | Variáveis explicativas | | | | | |
| | Efeito aleatório | Efeito fixo | | | | |
| Log (Riqueza Funcional) | Ambiente/Transecto/Parcela | – | 4 | 48,43 | | |
| | | Inundação | 5 | 49,37 | 1,059 | 0,3034 |
| | | Estágio Sucessão | 6 | 47,58 | 4,855 | 0,0883 |
| | | Riqueza de espécies | 5 | 26,02 | 24,41 | <0,0001* |
| | | – | 4 | -128,4 | | |
| Equabilidade Funcional | Ambiente/Transecto/Parcela | Inundação | 5 | -126,5 | 0,101 | 0,7503 |
| | | Estágio Sucessão | 6 | -131 | 6,58 | 0,03725* |
| | | Log (Abundância) | 5 | -141,3 | 14,85 | 0,0001* |

Para a equabilidade funcional, 16,04% da variância foi devido ao estágio de sucessão e 83,96% devido ao resíduo (Figura 14A). O modelo com efeito da inundação não diferiu do modelo sem efeito fixo (AIC=-126,52; p=0,7503) (Tabela 5), entretanto a inclusão do estágio de sucessão como efeito fixo no modelo foi significativa (AIC=-130,99; p=0,037) (Tabela 5). Houve diferença no índice equabilidade funcional entre os estágios de sucessão, sendo que a média do índice para a FI foi significativamente menor que para os demais ambientes (t=2,76; p=0,008) (Figura 14C). Além disso, a inclusão da variável abundância de plântulas logaritmizada no modelo sem efeito fixo foi significativo (AIC=-141,26; p=0,00012) (Tabela 5). Houve relação negativa e significativa entre a equabilidade funcional e o logaritmo da abundância de plântulas (t=-4,05; p=0,00013) (Figura 14D).

5. DISCUSSÃO

O banco de sementes do solo (BSS) amostrado na APP do reservatório hídrico da PCH Cajú é composto, predominantemente, por sementes de espécies ruderais, provenientes da matriz de pastagem da paisagem. De acordo com Myers e Harms (2009), a riqueza e composição do BSS são fortemente influenciadas pelos filtros ambientais, tais como umidade do solo, inundação, fotoperíodo e intensidade luminosa. Logo, tanto o estágio de sucessão quanto a inundação, apresentaram efeitos significativos na composição e distribuição das espécies. A diversidade taxonômica e funcional do BSS aumentaram em direção ao estágio mais avançado de sucessão. Por outro lado, a abundância de plântulas decresceu na mesma direção, com pico de indivíduos na floresta em estágio inicial de sucessão. Além disso, a inundação provocada pela elevação do nível da água, foi responsável pelo aumento do número de espécies e da abundância de espécies hidrocóricas na margem do reservatório.

A densidade de plântulas emergidas do BSS (1778 plântulas/m²) pode ser considerada alta, baseando-se em uma revisão recente de Martins et al. (2015), que relacionaram valores inferiores a 500 plântulas/m² para a maioria dos estudos com banco de sementes em florestas tropicais brasileiras, com uma variação total de 32 a 2659 plântulas/m². A riqueza de espécies também foi alta, considerando novamente os estudos revisados por Martins et al. (2015), os quais encontraram valores variando de 14 a 101 espécies. De fato, o BSS amostrado apresentou elevada riqueza de espécies (124), sendo também superior ao encontrado em trabalhos recentes, em outros ecossistemas similares à área de estudo, tanto do Brasil (BRAGA et al., 2008; CALEGARI et al., 2013; CORREIA; MARTINS, 2015; FRANCO et al., 2012; GASPARINO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2014; MARTINS et al., 2008; MIRANDA NETO et al., 2014a; MONACO; MESQUITA; WILLIAMSON, 2003; MORESSI; PADOVAN; PEREIRA, 2014; PEREIRA; ALVARENGA; BOTELHO, 2010), como em outros países (DIAZ et al., 2004; HANLON; WILLIAMS; MORIARITY, 1998; KALESNIK; SIROLI; COLLANTES, 2013; LU et al., 2010; RICHTER; STROMBERG, 2005; ROOVERS et al., 2006).

5.1. Estágio de sucessão

Como observado nas curvas de rarefação, FM foi o ambiente com os maiores valores de riqueza e diversidade, diferindo significativamente dos demais, em estágios iniciais de sucessão. Esse resultado sugere uma tendência de aumento da diversidade de

espécies ao longo de um gradiente sucessional, hipótese comprovada na literatura (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; GOMES et al., 2013; RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2014). No caso específico do banco de sementes do solo, é esperado um aumento do número de espécies nos primeiros estágios de sucessão e uma redução nos estágios mais avançados.

Do total amostrado, o BSS da FM apresentou o maior número de espécies, entretanto, o MLM (Modelo Linear de Efeito Misto) para riqueza de espécies por parcela em função do estágio de sucessão não foi significativo, devido a maior importância do efeito da inundação e, principalmente, do resíduo, como fatores de explicação da variância desse dado. Os resultados da ACV, tanto para a riqueza de espécies, quanto para a diversidade α de Fisher, evidenciam que a variação encontrada nos dados é maior entre as parcelas do que entre os ambientes, ou entre os transectos.

As espécies que compõem o BSS são predominantemente ervas nativas anuais, que propagam-se por sementes dispersas pelo vento ou pela água. Esses atributos, em conjunto, são comuns em plantas ruderais (GRIME, 1977). Uma das principais características das plantas ruderais é a produção de uma grande quantidade de sementes pequenas e dormentes, que formam banco persistente no solo (MULLER-LANDAU, 2008). A capacidade de formar BSS, é uma estratégia que foi selecionada ao longo da evolução das plantas, em locais produtivos, sem estresse, e, frequentemente, submetidos a distúrbios (GRIME, 1977; STROMBERG; BOUDELL; HAZELTON, 2008).

Ao contrário de ervas agressivas, como as gramíneas exóticas *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (braquiária) e *Melinis minutiflora* P.Beauv. (capim-gordura), as ervas ruderais nativas amostradas são importantes para iniciar o processo de sucessão, transformando pasto limpo de braquiária em pasto sujo, ambiente mais favorável à regeneração de espécies arbóreas. O padrão geral é que, alta cobertura de gramíneas em pastos abandonados, retarda a colonização e sucessão de espécies arbustivo-arbóreas (PETERSON; CARSON, 2008). Mesmo quando o BSS é composto por sementes de árvores, a dominância de gramíneas agressivas, com elevada cobertura do solo, inibe a germinação dessas sementes, chegando a paralisar o processo de sucessão por anos, até que a espécie-problema seja controlada (SILVA JÚNIOR et al., 2004).

De acordo com Tschardt et al. (2012) e Romdal e Grytnes (2007), a riqueza local é correlacionada com a riqueza de espécies da paisagem. A mesma relação existe para composição florística, ou seja, a identidade das espécies ocorrentes em um determinado local, depende do pool de espécies estabelecidas na paisagem. Logo,

ambientes fragmentados, como a maior parte da Mata Atlântica atual, apresentam o BSS composto, predominantemente, por sementes de espécies ruderais (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; CALEGARI et al., 2013; GASPARINO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2014; LU et al., 2010; MORESSI; PADOVAN; PEREIRA, 2014; PEREIRA; ALVARENGA; BOTELHO, 2010; SOUZA et al., 2006), inclusive no interior de fragmentos pequenos e na borda de fragmentos maiores (CORREIA; MARTINS, 2015; KALESNIK; SIROLI; COLLANTES, 2013; ROOVERS et al., 2006). Na área de estudo, o histórico da paisagem pareceu afetar mais os atributos funcionais das espécies do BSS do que os diferentes estágios de sucessão das vegetações amostradas. De acordo com Lu et al (2010), o impacto do uso da terra e o efeito do estágio de sucessão no BSS em zonas ripárias são pouco documentados e deveriam ser considerados, quando avalia-se o potencial de regeneração natural.

De forma geral, ocorreu um pequeno número de espécies de árvores pioneiras em todos os ambientes amostrados no BSS, as quais são indicadores do potencial de regeneração florestal. Como observado, poucas sementes de espécies arbóreas permanecem no solo de áreas perturbadas (WALDHARDT; FUHR-BOSSDORF; OTTE, 2001), sendo raro que a sucessão inicie com o estabelecimento de árvores apenas via BSS (PETERSON; CARSON, 2008). Neste tipo de ambiente, a principal fonte de diásporos de espécies arbóreas nativas vem da chuva de sementes (MAGNAGO et al., 2015a). Logo, a proximidade de fragmentos conservados e a presença de agentes dispersores, são os fatores limitantes mais importantes para a colonização de árvores em áreas alteradas, como as do presente estudo (CHAZDON, 2008; MIRANDA NETO et al., 2014c; RODRIGUES; MARTINS; BARROS, 2004; VOLPATO et al., 2015). Além disso, a dispersão de sementes grandes de espécies zoocóricas, típicas de estágio avançado de sucessão, provenientes de fragmentos maiores de florestas maduras, é essencial para o avanço sucessional das florestas em estágio médio de sucessão (COSTA et al., 2012).

Provavelmente, o que sustenta a vegetação florestal nessa paisagem, além da chuva de sementes, é o banco de plântulas, estabelecido no interior das florestas em estágio médio de regeneração. O banco de plântulas é formado por indivíduos jovens de espécies arbóreas tolerantes a sombra, os quais produzem sementes grandes, recalcitrantes, que não formam BSS (MARTINS et al., 2012), como é o caso da espécie *Cupania vernalis* Cambess., presente no banco de plântulas da FM (observação pessoal).

Os ambientes amostrados compartilharam pouco mais de 25% do total de espécies, sendo considerados similares, de acordo com o critério de Müller-Dombois e Elleberg (1974). Tal similaridade, está relacionada provavelmente com a proximidade geográfica, que facilita a dispersão de sementes entre os ambientes, aumentando o número de espécies compartilhadas. Entretanto, houve agrupamento dos escores que representam a FM no primeiro eixo da NMDS, diferenciando-a dos demais ambientes pela distribuição das espécies. Por estar dentro de um fragmento de floresta em estágio médio de regeneração, o BSS da FM pode ter sofrido influência direta da vegetação local, recebendo diásporos via chuva de sementes do interior do fragmento, sobretudo de árvores e LVT's, as quais contribuíram para o elevado número de espécies exclusivas desse ambiente, que correspondem a 25% do total.

Alguns fatores ambientais que podem afetar a composição do BSS em um gradiente sucessional incluem a abertura de dossel e a intensidade luminosa que alcança o solo (WHITMORE et al., 1993), as quais decrescem com o avanço da sucessão (SILVA JÚNIOR et al., 2004). Figueiredo et al (2014) encontraram diferença significativa na composição de espécies de plântulas germinadas de um BSS sob diferentes intensidades luminosas. Logo, ambientes mais sombreados, como a FM, induzem a germinação de sementes de espécies tolerantes, afetando diretamente a composição do banco de semente que permanece dormente no solo.

A forma de vida LVT foi exclusiva dos estágios florestais, estando ausente no PS. A relação significativa entre LVT e árvore, tanto em nível de abundância, quanto de riqueza de espécies, sugere que aquela forma de vida só estabelece em áreas de pastagem abandonada após o estabelecimento de espécies arbóreas. As árvores funcionam como facilitadoras, provendo suporte e sustentação para o crescimento de lianas, volúveis e trepadeiras (GARBIN et al., 2014).

O BSS da FI apresentou um número de plântulas germinadas cerca de duas vezes maior que o encontrado nos demais ambientes, o que corresponde a mais de 2000 indivíduos de diferença. De forma geral, a densidade do BSS de florestas secundárias em estágio inicial tende a ser maior que de florestas maduras (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; GARWOOD, 1989), devido a maior quantidade, na primeira, de espécies pioneiras (r-estrategistas) produtoras de grande quantidade de sementes dormentes (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; MIRANDA-NETO et al., 2010). Além disso, florestas iniciais apresentam maior abertura de dossel comparado com florestas maduras (SILVA JÚNIOR et al., 2004), o que favorece a entrada de luz no sub-bosque e estimula a proliferação de gramíneas, lianas e outras competidoras

(MAGNAGO et al., 2015c), contribuindo ainda mais para o aumento da densidade de sementes no solo dessas florestas.

O tradeoff relacionado com a produção de grande quantidade de sementes pequenas (MULLER-LANDAU, 2008) é uma característica em comum na maioria das espécies ruderais, o que pode explicar a alta densidade do BSS, sobretudo na FI. Tal ambiente apresentou também o menor valor de equabilidade funcional, a qual é inversamente proporcional à abundância de plântulas. Logo, o menor valor desse índice de diversidade funcional na FI é devido à dominância de espécies com atributos funcionais similares, sendo em sua maioria ervas nativas anuais, anemocóricas, que se propagam exclusivamente por sementes.

Apesar da inclusão do estágio de sucessão e da inundação no modelo da riqueza funcional não ter sido significativa, observou-se uma relação positiva e significativa entre essa variável e a riqueza de espécies, corroborando uma série de outros estudos (BISWAS; MALLIK, 2010; MASON et al., 2013; TILMAN et al., 1997). O aumento do número de espécies ao longo dos primeiros estágios de sucessão, parece ocorrer pela colonização de espécies com atributos funcionais diferentes daquelas iniciais (LETCHER; CHAZDON, 2012; MAGNAGO et al., 2014; MASON et al., 2013). De forma geral, as parcelas amostradas na FM apresentam maior variedade de formas de vida e síndromes de dispersão que aquelas no PS. Praticamente todas as parcelas apresentam pelo menos uma espécie anemocórica, hidrocórica, herbácea e arbustiva, que são os atributos mais comuns na paisagem. Entretanto, na FM ocorrem, adicionalmente, espécies endozoocóricas, arbóreas e LVT's com maior frequência que no PS, o que aumenta o espaço funcional das comunidades das parcelas daquele ambiente.

O predomínio de sementes de espécies anemocóricas no solo concorda com Guimarães et al (2014), que destacam ainda que essa síndrome de dispersão é comum em espécies colonizadoras de áreas pós distúrbio, como aquelas convertidas para uso alternativo do solo. Por outro lado, sementes grandes de espécies zoocóricas são mais sensíveis ao distúrbio e por isso sua permanência viável no solo de áreas alteradas é mais restrita (GUIMARÃES et al., 2014). O MLM para abundância de endozoocóricas em função do ambiente não foi significativo, entretanto o número de espécies com essa síndrome de dispersão na FM foi cerca de 2 vezes maior que na FI, e mais de 3 vezes maior que no PS.

Segundo a Hipótese de Facilitação (CONNELL; SLATYER, 1977), a colonização de espécies lenhosas atrativas a fauna em um pasto abandonado pode ser

otimizada quando há indivíduos remanescentes de árvores, como nos ambientes florestais amostrados (FM e FI), devido ao aumento considerável na deposição de sementes zoocóricas (PETERSON; CARSON, 2008; VOLPATO; MARTINS, 2013; VOLPATO et al., 2015). De acordo com Holl et al (2000), o número de sementes depositadas por animais em uma capoeira, com árvores e arbustos regenerantes, pode chegar a ser duas vezes maior que em um pasto limpo, sem espécies lenhosas, as quais parecem servir de poleiro de pouso e descanso de aves e morcegos dispersores (MELO et al., 2015).

5.2. Inundação

A média do número de espécies e o número de espécies exclusivas de I (inundável) foram maiores que NI (não inundável), em todos os ambientes amostrados. Logo, a inundação contribuiu com o aumento do número de espécies do BSS na margem do reservatório. De acordo com Richter e Stromberg (2005), o alagamento do solo é um dos principais fatores de aumento da biodiversidade em ecossistemas ripários, pois cria heterogeneidade ambiental e mantém um elevado conjunto de espécies de diferentes grupos funcionais. Em matas ciliares, um dos principais fatores de manutenção do BSS é o regime sazonal de flutuação do nível da água dos corpos d'água associados a esses ecossistemas (HANLON; WILLIAMS; MORIARITY, 1998).

O efeito positivo e significativo da inundação sazonal na riqueza de espécies do BSS parece ser consistente também com a clássica Hipótese do Distúrbio e Estress Intermediários (CONNELL, 1978; HUSTON, 1979). Segundo essa hipótese, estresse em nível moderado, como a inundação temporária do solo, pode maximizar a riqueza e a diversidade de comunidades, tanto em nível de espécies quanto funcional (BISWAS; MALLIK, 2010; MASON et al., 2013).

Entretanto, nem sempre a inundação gera esse efeito na montagem da comunidade vegetal. Hanlon et al. (1998) identificaram nenhum efeito significativo da inundação na riqueza de espécies do BSS de uma floresta ripária, na Floresta Nacional de Allegheny (Pensilvânia, EUA). Segundo os mesmos autores, o efeito da elevação do nível da água na ecologia de ecossistemas ribeirinhos, é altamente influenciado por outros fatores, tais como topografia e relevo.

Para o segundo eixo da NMDS, houve diferença significativa nos valores dos escores entre I e NI. Além de aumentar a riqueza de espécies, como foi discutido anteriormente, a elevação do nível da água provocou mudança na composição de espécies da comunidade de sementes do solo. Bao et al. (2014) e Smith et al. (2002)

também observaram esse efeito da inundação sobre a distribuição de espécies do BSS, sugerindo que esse fator estivesse atuando como um filtro ambiental, selecionando espécies adaptadas e, secundariamente, prevenindo a invasão por espécies exóticas.

Das 16 espécies classificadas como hidrocóricas, apenas duas, *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltl. e *Pilea microphylla* (L.) Liebm., são exclusivamente dispersas pela água. As demais espécies hidrocóricas, apresentam também outras estratégias alternativas de dispersão de sementes, tais como a anemocoria e a autocoria, o que explicaria a importância dessa síndrome no BSS. Ainda assim, a inundação influenciou significativamente a abundância de hidrocóricas. Dessa forma, a elevação sazonal do nível da água, contribuiu com o aumento do número de sementes dispersas pela água, e com o aumento do número de espécies no BSS da margem do reservatório.

6. CONCLUSÕES

Ambos fatores, estágio de sucessão e inundação, afetaram significativamente o BSS da margem do reservatório hídrico avaliado. A ação conjunta desses filtros sobre o banco de sementes, foi responsável por criar heterogeneidade ambiental na paisagem, refletido na forma de um mosaico de vegetações com diferentes estágios sucessionais e composições florísticas.

A elevada riqueza e abundância de ervas anuais, demonstra que esse BSS herdou grande quantidade de sementes originadas das áreas de pasto sujo da paisagem, inclusive o banco da FM, que se encontra no interior de um fragmento florestal em estágio médio de regeneração.

Um ponto positivo a se observar no BSS amostrado é a composição de espécies da família Poaceae, a qual é formada por espécies majoritariamente nativas, sem ocorrência de gramíneas exóticas agressivas, como braquiária (*Urochloa decumbens*) e capim gordura (*Melinis minutiflora*). Dessa forma, os altos valores de riqueza e densidade do BSS, a presença de sementes de espécies arbóreas apesar da sua baixa densidade, comparado com as demais formas de vida, sugere um alto potencial de regeneração natural, sobretudo pela ausência de espécies invasoras e outras competidoras monodominantes. Apesar de ser um processo lento, comparado com métodos convencionais, a condução da regeneração natural pode ser extremamente viável para recomposição das matas ciliares.

Para acelerar o processo, é necessário integrar melhor o projeto de restauração com a paisagem. A matriz da paisagem é dominada por pastagem, mas mantém fragmentos florestais em estágios inicial e médio de sucessão, que funcionam como

fontes de sementes de árvores e outras espécies florestais, sobretudo aqueles fragmentos mais próximos ao reservatório, compostos por espécies mais adaptadas às condições ambientais da APP. Com objetivo de otimizar a dispersão de sementes dos fragmentos-fonte para as áreas a serem restauradas, recomenda-se conjugar a regeneração natural com técnicas de nucleação, como a transposição de galhadas, para criar micro-habitat para fauna local, a instalação de poleiros de madeira ou bambu, que funcionam como ponto de pouso e descanso para aves e morcegos dispersores, além da semeadura direta em determinados trechos da APP.

O reflorestamento com espécies nativas, que já vem sendo realizado, deve ser mantido, mas direcionado principalmente para as áreas com baixo potencial de regeneração, onde o BSS é muito pobre em espécies e de baixa densidade, devido ao isolamento de remanescentes florestais ou a degradação do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A. G.; BORGUETTI, F. (Eds.). . **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 226–235.

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

APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.

ARONSON, J. et al. What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in Sao Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35–44, 2001.

BAO, F. et al. Soil seed bank of floodable native and cultivated grassland in the Pantanal wetland: effects of flood gradient, season and species invasion. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, p. 239–250, 2014.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination**. San Diego: Academic Press, 1998.

BATES, D. et al. **lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package**, 2015a.

BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. **Journal of Statistical Software**, 2015b.

BISWAS, S. R.; MALLIK, A. U. Disturbance effects on species diversity and

- functional diversity in riparian and upland plant communities. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 28–35, 2010.
- BRAGA, A. J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1089–1098, 2008.
- BRASIL. **Lei n. 12651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, 2012.**
- CALEGARI, L. et al. Evaluation of soil seeds bank for forest restoration in Carandai, MG. **Revista Arvore**, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.
- CAPON, S. J.; BROCK, M. A. Flooding, soil seed bank dynamics and vegetation resilience of a hydrologically variable desert floodplain. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 2, p. 206–223, 2006.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 385–408.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples**, 2013.
- CONNELL, J. H. Diversity in rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302–1310, 1978.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, p. 1119–1144, 1977.
- CORREIA, G. G. DE S.; MARTINS, S. V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada , Reserva Natural Vale , ES. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79–87, 2015.
- COSTA, J. B. P. et al. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. **Acta Oecologica**, v. 39, p. 61–66, 2012.
- CRAWLEY, M. J. **The R Book**. Chichester, Inglaterra: John Wiley & Sons, 2007.
- DIAZ, S. et al. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 3, p. 295–304, 2004.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2^a. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 41–68.
- FIGUEIREDO, P. H. A. et al. Germinação ex-situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. **Revista Scientia Forestalis**, v. 42, n. 101, p. 69–80, 2014.
- FOURIE, S. Composition of the soil seed bank in alien-invaded grassy fynbos: Potential for recovery after clearing. **South African Journal of Botany**, v. 74, p. 445–453, 2008.

- FRANCO, B. K. S. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423–432, 2012.
- GARBIN, M. L. et al. Functional traits behind the association between climbers and subordinate woody species. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, p. 715–723, 2014.
- GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). . **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 149–209.
- GASPARINO, D. et al. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 1–9, 2006.
- GOMES, E. P. C. et al. A sucessão florestal em roças em pouso: a natureza está fora da lei? **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 99, p. 343–352, 2013.
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169–1194, 1977.
- GUIMARÃES, S. et al. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, 2014.
- GURNELL, A. et al. Three seedling emergence methods in soil seed bank studies: implications for interpretation of propagule deposition in riparian zones. **Seed Science Research**, v. 17, n. 03, p. 183–199, 2007.
- HANLON, T. J.; WILLIAMS, C. E.; MORIARITY, W. J. Torrey Botanical Society Species Composition of Soil Seed Banks of Allegheny Plateau Riparian Forests. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 125, n. 3, p. 199–215, 1998.
- HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 339–349, 2000.
- HUSTON, M. A. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist**, v. 113, p. 81–101, 1979.
- JACKMAN, S. **pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory, Stanford University** Stanford, California Department of Political Science, Stanford University, 2015.
- KALESNIK, F.; SIROLI, H.; COLLANTES, M. Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Parana River (Argentina). **Acta Botanica Brasílica**, v. 27, n. 1, p. 40–49, 2013.
- KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. **lmerTest: Tests in Linear Mixed Effects Models. R package**, 2015.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299–305, 2010.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package**, 2014.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Life History Traits of Lianas During Tropical

- Forest Succession. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 720–727, 2012.
- LU, Z. J. et al. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? **Plant Ecology**, v. 209, p. 153–165, 2010.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2^a. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015a. p. 69–100.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.24, p. 2305–2318, 2015b.
- MAGURRAN, A. E. **Medindo a Diversidade Biológica**. Tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Editora UFPR, 2011.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. 3^a. ed. [s.l.] Aprenda Fácil, 2014a.
- MARTINS, S. V. O estado da arte da restauração florestal no sudeste do Brasil. In: DORR, A. C. et al. (Eds.). . **Práticas & Saberes em Meio Ambiente**. Curitiba: Editora Appris, 2014b. v. 1, p. 283–302.
- MARTINS, S. V. et al. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: SEBASTIÃO VENÂNCIO MARTINS (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2^a. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 293–330.
- MARTINS, S. V et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada pela mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Arvore**, v. 32, n. 6, p. 1081–1088, 2008.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009.
- MARTINS, S. V et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: SEBASTIÃO VENÂNCIO MARTINS (Ed.). . **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 21–52.
- MASON, N. W. H. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.
- MELO, A. C. G. et al. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio homogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, 2015.
- MIRANDA NETO, A. et al. Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. **Bosque (Valdivia)**, v. 35, n. 3, p. 377–389, 2014b.
- MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Arvore**, v. 38, n. 4, p. 609–620, 2014a.

MIRANDA NETO, A. et al. Avanço da Floresta Estacional Semidecidual sobre pastagem no município de Viçosa, MG. **Global Science and Technology**, v. 07, n. 02, p. 37–47, 2014c.

MIRANDA-NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1035–1043, 2010.

MONACO, L. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. The seed bank of a secondary amazonian forest dominated by *Vismia*. **Acta Amazonica**, v. 1, n. 1, p. 41–52, 2003.

MORESSI, M.; PADOVAN, M. P.; PEREIRA, Z. V. Banco de sementes como indicador de restauração em Sistemas Agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1073–1083, 2014.

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Nova York: John Wiley & Sons, 1974.

MULLER-LANDAU, H. C. Colonization-related trade-offs in tropical forests and their role in the maintenance of plant species diversity. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 182–195.

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a analysis. **Ecology Letters**, v. 12, p. 1250–1260, 2009.

NEW, T.; XIE, Z. Q. Impacts of large dams on riparian vegetation: applying global experience to the case of China's Three Gorges Dam. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 3149–3163, 2008.

NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385–394, 2009.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package. R package**, 2015.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 721–730, 2010.

PETERSON, C. J.; CARSON, W. P. Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 363–383.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing** Viena, Áustria R Foundation for Statistical Computing, , 2015.

RADAMBRASIL, P. **Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral, , 1983. (Nota técnica).

REFLORA. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 1 jan. 2015.

RÉJOU-MÉCHAIN, M. et al. Tropical tree assembly depends on the interactions between successional and soil filtering processes. **Global Ecology and Biogeography**,

v. 23, p. 1440–1449, 2014.

REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015.

RICHTER, R.; STROMBERG, J. C. Soil seed banks of two montane riparian areas: Implications for restoration. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 4, p. 993–1016, 2005.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V; BARROS, L. C. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 2-3, p. 323–333, 2004.

ROMDAL, T. S.; GRYTNES, J. A. An indirect area effect on elevational species richness patterns. **Ecography**, v. 30, p. 440–448, 2007.

ROOVERS, P. et al. May seed banks contribute to vegetation restoration on paths in temperate deciduous forest? **Plant Ecology**, v. 187, p. 25–38, 2006.

SEA. **Diagnóstico Setorial do Plano Regional de Saneamento com Base Municipalizada nas Modalidade Água, Esgoto e Drenagem Urbana de Santa Maria Madalena-RJ**. Santa Maria Madalena, RJ. Secretaria de Estado do Ambiente, Governo do Estado do Rio de Janeiro, , 2012.

SILVA JÚNIOR, W. M. DA et al. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 169–179, 2004.

SMITH, S. M. et al. Constraints of Seed Bank Species Composition and Water Depth for Restoring Vegetation in the Florida. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 1, p. 138–145, 2002.

SOUZA, P. A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, v. 12, p. 56–67, 2006.

STROMBERG, J. C.; BOUDELL, J. A.; HAZELTON, A. F. Differences in seed mass between hydric and xeric plants influence seed bank dynamics in a dryland riparian ecosystem. **Functional Ecology**, v. 22, p. 205–212, 2008.

THOMPSON, I. D. et al. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology and Society**, v. 18, n. 2, 2013.

TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and compositional on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661–685, 2012.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3^a. ed. Berlin e New York: Springer-Verlag, 1982.

- VAN DER VALK, A. G. Succession in Wetlands: a Gleasonian Approach. **Ecology**, v. 62, n. 3, p. 688–696, 1981.
- VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Impact of seedling removal on regenerating community structure of a seasonal semideciduous forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 1015–1026, 2008.
- VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11–20, 2006.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- VOLPATO, G. H. et al. O papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2ª. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 191–211.
- VOLPATO, G. H.; MARTINS, S. V. The bird community in naturally regenerating Myracrodruon urundeuva (Anacardiaceae) forest in Southeastern Brazil. **Revista De Biologia Tropical**, v. 61, n. 4, p. 1585–1595, 2013.
- WALDHARDT, R.; FUHR-BOSSDORF, K.; OTTE, A. The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. **Web Ecology**, v. 2, p. 83–87, 2001.
- WHITMORE, T. C. et al. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 131–151, 1993.
- WILCOVE, D. S. et al. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. **BioScience**, v. 48, n. 8, p. 607–615, 1998.
- WILLIAMS, L. et al. Soil seed banks of degraded riparian zones in southeastern Australia and their potential contribution to the restoration of understorey vegetation. **River Research and Applications**, v. 24, p. 1002–1017, 2008.
- ZEILEIS, A.; KLEIBER, C.; JACKMAN, S. Regression Models for Count Data in R. **Journal of Statistical Software**, v. 27, n. 8, 2008.

APÊNDICE

Apêndice A - Lista de espécies do banco de sementes do solo do entorno da PCH Cajú, entre os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, RJ. Abundância das espécies por ambiente (FM: Floresta em estágio médio, FI: Floresta em estágio inicial, PS: Pasto sujo). O: origem, EC: exótica casual, EN: exótica naturalizada, N: nativa. FV: forma de vida, Arb: arbusto, Arv: árvore, Erva: erva, LVT: liana/volúvel/trepadeira, Subarb: subarbusto. CV: ciclo de vida, A: anual, P: perene. TP: tipo de propagação, R: rebrota, S: semente. SD: síndrome de dispersão, Anemo: anemocórica, Auto: autocórica, Endoz: endozoocórica, Epiz: epizoocórica, Hidro: hidrocórica.

| Família/Espécie | FM | FI | PS | O | FV | CV | TP | SD |
|--|-----|-----|----|----|--------|----|----|-------|
| Acanthaceae | | | | | | | | |
| <i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims | 13 | | | EN | LVT | P | R | Auto |
| Alismataceae | | | | | | | | |
| <i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltld. | | 3 | | N | Erva | P | R | Hidro |
| Amaranthaceae | | | | | | | | |
| <i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze | | | 5 | N | Subarb | P | S | Anemo |
| <i>Amaranthus</i> sp. | | 205 | 11 | N | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Amaranthus spinosus</i> L. | | 17 | 24 | EN | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants | 2 | 25 | 2 | EN | Subarb | A | S | Anemo |
| Apiaceae | | | | | | | | |
| <i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Britton P. Wilson | 1 | | | N | Erva | A | S | Auto |
| Apocynaceae | | | | | | | | |
| <i>Oxypetalum banksii</i> R.Br. ex Schult. | 4 | | | N | LVT | P | S | Anemo |
| Asteraceae | | | | | | | | |
| <i>Acmella ciliata</i> (Kunth) Cass. | | | 1 | N | Erva | P | S | Anemo |
| <i>Ageratum conyzoides</i> L. | 33 | 117 | 77 | N | Subarb | A | S | Anemo |
| Asteraceae 1 | 207 | 3 | 2 | | | | | |
| Asteraceae 2 | 56 | 54 | 7 | | | | | |
| Asteraceae 3 | 4 | 1 | 1 | | | | | |
| Asteraceae 4 | 1 | | | | | | | |
| Asteraceae 5 | | 2 | | | | | | |
| Asteraceae 6 | | 1 | | | | | | |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. | 2 | | | N | Arb | P | S | Anemo |
| <i>Blainvillea acmella</i> (L.) Philipson | | 1 | | N | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist | 42 | 6 | 16 | N | Subarb | A | S | Anemo |
| <i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob. | 16 | | | N | Subarb | P | S | Anemo |
| <i>Eclipta prostrata</i> (L.) L. | 20 | 1 | 3 | N | Erva | A | S | Epiz |
| <i>Elephantopus mollis</i> Kunth | 3 | | 1 | N | Erva | P | S | Epiz |
| <i>Emilia fosbergii</i> Nicolson | 6 | 4 | | N | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC. | 1 | | | N | Subarb | A | S | Anemo |
| <i>Galinsoga parviflora</i> Cav. | 13 | 87 | 33 | EN | Erva | A | S | Anemo |

Continua

Apêndice A - Continuação.

| Família/Espécie | FM | FI | PS | O | FV | CV | TP | SD |
|---|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Gamochaeta coarctata (Willd.) Kerguelen | 9 | 17 | 22 | N | Erva | A | S | Anemo |
| Gamochaeta purpurea (L.) Cabrera | | 2 | | N | Erva | P | S | Anemo |
| Jaegeria hirta (Lag.) Less. | | | 1 | N | Erva | A | S | Hidro |
| Mikania cordifolia (L.f.) Willd. | 34 | 5 | | N | LVT | A | S | Anemo |
| Parthenium hysterophorus L. | | 760 | 96 | EN | Erva | A | S | Anemo |
| Pluchea sagittalis (Lam.) Cabrera | | 1 | | N | Subarb | P | S | Anemo |
| Pterocaulon sp. | | 9 | 17 | N | Subarb | P | S | Anemo |
| Sonchus oleraceus L. | | | 2 | N | Erva | A | S | Anemo |
| Synedrella nodiflora (L.) Gaertn. | 2 | 11 | | EC | Erva | A | S | Anemo |
| Vernonia sp.1 | 58 | | | N | Arb | P | S | Anemo |
| Vernonia sp.2 | 7 | | | N | Arb | P | S | Anemo |
| Youngia japonica (L.) DC. | 1 | 2 | | EC | Erva | A | S | Anemo |
| Begoniaceae | | | | | | | | |
| Begonia hirtella Link | 1 | | | N | Erva | P | S | Auto |
| Begonia sp. | | 1 | | N | Erva | P | S | Auto |
| Boraginaceae | | | | | | | | |
| Heliotropium indicum L. | | 220 | 2 | N | Erva | A | S | Auto |
| Brassicaceae | | | | | | | | |
| Cardamine bonariensis Pers. | 103 | 113 | 92 | EN | Erva | A | S | Auto |
| Sinapis arvensis L. | 1 | 4 | | EN | Erva | A | S | Auto |
| Cannabaceae | | | | | | | | |
| Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg. | 17 | 2 | | N | Arv | P | S | Endoz |
| Trema micrantha (L.) Blume | 29 | | | N | Arv | P | S | Endoz |
| Commelinaceae | | | | | | | | |
| Commelina benghalensis L. | | 2 | | N | Erva | P | R | Auto |
| Convolvulaceae | | | | | | | | |
| Dichondra macrocalyx Meisn. | 3 | 2 | | N | Erva | P | R | Auto |
| Cucurbitaceae | | | | | | | | |
| Momordica charantia L. | 7 | | | EN | LVT | A | R | Endoz |
| Sicyos poliacanthus Cogn. | 2 | 1 | | N | LVT | A | S | Endoz |
| Cyperaceae | | | | | | | | |
| Bulbostylis capillaris (L.) C.B.Clarke | | 1 | | N | Erva | A | S | Anemo |
| Cyperus aggregatus (Willd.) Endl. | 4 | | | N | Erva | P | R | Anemo |
| Cyperus esculentus L. | | 28 | 74 | EN | Erva | P | R | Anemo |
| Cyperus meyenianus Kunth | 9 | 20 | 1 | N | Erva | P | S | Anemo |
| Cyperus rotundus L. | | 142 | 158 | N | Erva | P | R | Anemo |
| Cyperus surinamensis Rottb. | 11 | 201 | 81 | N | Erva | P | S | Hidro |
| Kyllinga brevifolia Rottb. | | 128 | 368 | N | Erva | P | R | Hidro |
| Scleria gaertneri Raddi | 211 | 35 | 4 | N | Erva | P | R | Anemo |
| Euphorbiaceae | | | | | | | | |
| Acalypha arvensis Poepp. | | | 1 | N | Subarb | A | S | Auto |

Continua

Apêndice A - Continuação.

| Família/Espécie | FM | FI | PS | O | FV | CV | TP | SD |
|--|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Croton glandulosus</i> L. | | 1 | 6 | N | Subarb | A | S | Auto |
| <i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll.Arg. | 2 | | | N | Subarb | A | S | Auto |
| <i>Croton urucurana</i> Baill. | 41 | 1 | 30 | N | Arv | P | S | Auto |
| <i>Euphorbia hirta</i> L. | 2 | 1 | 2 | N | Erva | A | S | Auto |
| <i>Ricinus communis</i> L. | | | 1 | EC | Arb | P | S | Auto |
| Fabaceae | | | | | | | | |
| <i>Alysicarpus vaginalis</i> (L.) DC. | | 2 | | EN | Subarb | P | S | Epiz |
| <i>Calopogonium mucunoides</i> Desv. | 1 | | | EN | LVT | P | S | Epiz |
| <i>Desmodium affine</i> Schltl. | 9 | | | N | Subarb | A | S | Epiz |
| Fabaceae 1 | | | 15 | | | | | |
| <i>Indigofera suffruticosa</i> Mill. | | | 1 | N | Arb | P | S | Anemo |
| <i>Mimosa pudica</i> L. | 2 | | | N | Subarb | P | S | Epiz |
| <i>Senna alata</i> (L.) Roxb. | | 6 | | N | Arv | P | S | Anemo |
| Indeterminada | | | | | | | | |
| Indeterminada 1 | | 22 | | | | | | |
| Indeterminada 2 | 1 | | | | | | | |
| Indeterminada 3 | 25 | 1 | | | | | | |
| Indeterminada 4 | 2 | 18 | | | | | | |
| Indeterminada 5 | | 47 | | | | | | |
| Lamiaceae | | | | | | | | |
| <i>Hyptis</i> sp. | | 4 | | N | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br. | | 1 | 1 | EN | Erva | A | S | Anemo |
| <i>Leonurus sibiricus</i> L. | | | 1 | EC | Subarb | A | S | Anemo |
| Linderniaceae | | | | | | | | |
| <i>Micranthemum umbrosum</i> (Walter ex J.F.Gmel.) S.F.Blake | | 13 | 11 | N | Erva | P | R | Hidro |
| Loganiaceae | | | | | | | | |
| <i>Spigelia scabra</i> Cham. & Schltl. | 20 | 1 | | N | Erva | A | S | Anemo |
| Lythraceae | | | | | | | | |
| <i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr. | 4 | | 1 | N | Subarb | A | S | Hidro |
| Malvaceae | | | | | | | | |
| Malvaceae 1 | | 24 | | | | | | |
| <i>Malvastrum coromandelianum</i> Garcke | | | 1 | N | Subarb | A | S | Epiz |
| <i>Sida cordifolia</i> L. | | 171 | 21 | N | Subarb | P | S | Epiz |
| <i>Sida rhombifolia</i> L. | 3 | 1 | 6 | N | Erva | A | S | Epiz |
| <i>Sida urens</i> L. | | | 1 | N | Subarb | A | S | Epiz |
| <i>Sidastrum multiflorum</i> (Jacq.) Fryxell | | | 1 | N | Subarb | P | S | Epiz |
| <i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq. | 2 | | | N | Subarb | P | S | Epiz |
| Mazaceae | | | | | | | | |
| <i>Mazus pumilus</i> (Burm.f.) Steenis | | 3 | 3 | EN | Erva | A | S | Auto |

Continua

Apêndice A - Continuação.

| Família/Espécie | FM | FI | PS | O | FV | CV | TP | SD |
|---|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Onagraceae | | | | | | | | |
| Ludwigia decurrens Walter | | 23 | 23 | N | Erva | P | S | Hidro |
| Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara | 9 | 7 | | N | Arb | P | S | Hidro |
| Ludwigia octovalvis (Jacq.) P.H.Raven | 3 | 22 | 30 | N | Arb | P | S | Hidro |
| Ludwigia sp. | | 3 | 2 | N | Arb | P | S | Hidro |
| Oxalidaceae | | | | | | | | |
| Oxalis barrelieri L. | 27 | | | N | Erva | P | R | Auto |
| Oxalis sp. | 1 | | | N | Erva | P | R | Auto |
| Passifloraceae | | | | | | | | |
| Passiflora suberosa L. | 1 | | | N | LVT | P | S | Endoz |
| Phyllanthaceae | | | | | | | | |
| Phyllanthus niruri L. | 10 | 2 | | N | Subarb | A | S | Anemo |
| Phyllanthus tenellus Roxb. | 16 | 85 | 59 | N | Subarb | A | S | Anemo |
| Piperaceae | | | | | | | | |
| Piper sp. | 42 | 6 | | N | Arb | P | S | Endoz |
| Plantaginaceae | | | | | | | | |
| Bacopa stricta (Schrad.) Wettst. ex Edwall | 2 | 1 | 3 | N | Subarb | A | S | Hidro |
| Mecardonia procumbens (Mill.) Small | 5 | 452 | 227 | N | Erva | A | S | Hidro |
| Scoparia dulcis L. | 15 | 485 | 76 | N | Subarb | A | S | Anemo |
| Stemodia verticillata (Mill.) Hassl. | 705 | 224 | 160 | N | Erva | A | S | Hidro |
| Poaceae | | | | | | | | |
| Digitaria sanguinalis (L.) Scop. | 15 | 273 | 167 | EN | Erva | A | S | Anemo |
| Eleusine indica (L.) Gaertn. | 68 | 120 | 26 | EN | Erva | P | S | Anemo |
| Eragrostis sp. | 1 | 6 | 1 | N | Erva | A | S | Anemo |
| Paspalum conjugatum P.J.Bergius | 24 | 28 | 1 | N | Erva | P | R | Anemo |
| Paspalum paniculatum L. | 1 | | | N | Erva | P | R | Anemo |
| Paspalum urvillei Steud. | 2 | 10 | 1 | N | Erva | P | S | Anemo |
| Polygalaceae | | | | | | | | |
| Asemeia monninooides (Kunth) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott | 3 | | | N | Subarb | A | S | Auto |
| Pontederiaceae | | | | | | | | |
| Heteranthera reniformis Ruiz & Pav. | | 7 | 4 | N | Erva | P | S | Hidro |
| Portulacaceae | | | | | | | | |
| Portulaca oleracea L. | | 1 | | N | Erva | A | S | Auto |
| Rubiaceae | | | | | | | | |
| Borreria latifolia (Aubl.) K.Schum. | 4 | | | N | Subarb | A | S | Auto |
| Borreria verticillata (L.) G.Mey. | 48 | 6 | 13 | N | Subarb | P | S | Auto |
| Diodia saponariifolia (Cham. & Schldl.) K.Schum. | 2 | 54 | 26 | N | Erva | P | R | Hidro |
| Richardia brasiliensis Gomes | | | 1 | N | Erva | A | S | Auto |

Continua

Apêndice A - Continuação.

| Família/Espécie | FM | FI | PS | O | FV | CV | TP | SD |
|---------------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Solanaceae | | | | | | | | |
| Nicotiana bonariensis Lehm. | | | 6 | N | Erva | A | S | Anemo |
| Physalis pubescens L. | 3 | | | N | Erva | A | S | Endoz |
| Solanum americanum Mill. | 119 | 16 | 1 | N | Erva | A | S | Endoz |
| Solanum torvum Sw. | 8 | 442 | 133 | N | Arb | P | S | Endoz |
| Urticaceae | | | | | | | | |
| Cecropia hololeuca Miq. | 4 | | | N | Arv | P | S | Endoz |
| Phenax sonneratii (Poir.) Wedd. | 8 | 178 | 65 | N | Subarb | A | S | Endoz |
| Pilea microphylla (L.) Liebm. | 1 | | | EN | Erva | P | S | Hidro |
| Verbenaceae | | | | | | | | |
| Lantana camara L. | 107 | | | N | Arb | P | S | Endoz |
| Lantana canescens Kunth | 72 | | | N | Arb | P | S | Endoz |

CONCLUSÕES GERAIS

As principais ameaças à biodiversidade na microbacia hidrográfica dos reservatórios das PCH's Cajú e São Sebastião do Alto são o predomínio de fragmentos pequenos, com alta relação borda/interior, imersos em uma matriz composta predominantemente por pasto limpo.

A dinâmica da cobertura florestal na microbacia indica paralização da fragmentação, sem avanços no processo de desmatamento nos últimos anos. Entretanto, após a construção dos reservatórios, houve aumento da cobertura florestal da APP, o qual está associado à presença de fragmentos-fonte de sementes próximos; à fertilidade dos solos; ao isolamento do gado pelo cercamento das áreas; à proximidade de corpo d'água e ao reflorestamento com espécies nativas.

Ambos fatores, estágio de sucessão e inundação, afetaram significativamente o banco de sementes do solo da margem do reservatório hídrico da PCH Cajú. A ação conjunta desses filtros sobre o banco de sementes, foi responsável por criar heterogeneidade ambiental na paisagem, refletido na forma de um mosaico de vegetações com diferentes estágios sucessionais e composições florísticas.

A elevada riqueza e abundância de ervas nativas anuais, demonstra que o banco de sementes avaliado herdou grande quantidade de sementes originadas da matriz de pastagem da paisagem. Apesar da baixa densidade de sementes de espécies arbóreas, comparado com as demais formas de vida, a composição do banco sugere um alto potencial de regeneração natural, sobretudo pela ausência de espécies invasoras e outras competidoras monodominantes. Mesmo sendo um processo lento, comparado com métodos convencionais, a condução da regeneração natural pode ser extremamente viável para recomposição das matas ciliares.

Com objetivo de otimizar a dispersão de sementes dos fragmentos próximos para a área a ser restaurada, recomenda-se conjugar a regeneração natural com técnicas de nucleação, como a transposição de galhadas, para criar micro-habitat para fauna local, a instalação de poleiros artificiais, que funcionam como ponto de pouso e descanso para aves e morcegos dispersores, além da semeadura direta em determinados trechos da APP. Além disso, as ações de reflorestamento heterogêneo com espécies nativas, que já vem sendo adotadas atualmente pela empresa Brookfield Renewable Energy, devem ser mantidas nas áreas com baixo potencial de regeneração, como trechos de pasto limpo distantes dos fragmentos florestais remanescentes na paisagem.