



**LORENA MILANI COSTA**

**SUCESSÃO PRIMÁRIA EM BANCOS DE SEDIMENTOS  
NO RIO PANDEIROS-MG**

**LAVRAS-MG**

**2023**

**LORENA MILANI COSTA**

**SUCESSÃO PRIMÁRIA EM BANCOS DE SEDIMENTOS NO RIO PANDEIROS-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Dr. Eduardo van den Berg  
Orientador

**LAVRAS-MG**

**2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Costa, Lorena Milani.

Sucessão Primária em Bancos de Sedimentos no rio Pandeiros -  
MG. / Lorena Milani Costa. - 2022.

58 p. : il.

Orientador(a): Eduardi van den Berg.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Sucessão primária. 2. Áreas úmidas. 3. Cobertura vegetal. I.  
van den Berg, Eduardi. II. Título.

**LORENA MILANI COSTA**

**SUCESSÃO PRIMÁRIA EM BANCOS DE SEDIMENTOS NO RIO PANDEIROS-MG  
PRIMARY SUCCESSION IN RIVER SEDIMENTS BANKS ON THE PANDEIROS  
RIVER - MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 16 de dezembro de 2022

Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA

Dra. Grazielle Sales Teodoro UFPA

Dr. Eduardo van den Berg  
Orientador

**LAVRAS-MG**

**2023**

*À minha família.*

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À UFLA, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada e a CEMIG/ANEEL (Convênio 222/2018), pela oportunidade de aprendizado, apoio financeiro e infraestrutura. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

Ao meu orientador Eduardo van den Berg pelo apoio, paciência, orientação e ensinamentos para a minha formação profissional e também para minha evolução pessoal. À Ellen, secretária do Núcleo de Pós-graduação do Instituto de Ciências Naturais – UFLA por todo apoio e paciência.

À Professora Dra. Suzana Costa, curadora do Herbário ESAL (UFLA), pela ajuda na identificação das Cyperaceae e a Lucas Dezidério, também pela ajuda na identificação das espécies coletadas.

Aos membros do Laboratório de Ecologia Vegetal pelo convívio, experiências e ensinamentos.

À equipe de campo Larissa Milhomens, Ricardo Trotta, Kelly Guimarães e Aretha Guimarães pelo valioso apoio em campo, nas análises estatísticas deste trabalho e aprendizados compartilhados.

À comunidade de Pandeiros-MG, pelo acolhimento nos períodos de trabalho em campo.

Aos meus amigos de longa data, por sempre estarem comigo, me dando força, amor, alegria e motivos para continuar. Em especial ao Guilherme, pela elaboração dos mapas usados neste trabalho e ao Pedro Henrique e Anna Mara pela ajuda na tradução dos resumos e nas análises estatísticas.

Agradeço à minha família e ao meu namorado Otávio, pelo apoio incondicional, amor, alegria e força nos momentos de desânimo e por acompanharem cada passo meu, me incentivando e comemorando cada conquista juntos.

A Deus pela oportunidade e experiência de viver.

## RESUMO

Sucessão ecológica em áreas sem ocupação prévia tem sido um tema central em toda a história da ecologia. Tal sucessão acontece, entre outras situações, em novas formas de relevo decorrentes de processos fluviais, quando são colonizadas por plantas, em sua maioria pioneiras nos processos sucessionais. Os objetivos deste trabalho foram entender como a sucessão primária ocorre nos bancos de sedimentos localizados nas margens do rio Pandeiros, investigar os padrões de diversidade e riqueza das comunidades nos bancos de sedimentos durante cada ciclo sazonal e analisar como as variações ambientais (distância à linha d'água, desnível em relação ao rio e abertura de dossel) influenciam na composição vegetal. Para este fim, em 10 bancos de sedimentos selecionados para estudo, estimamos a cobertura vegetal de indivíduos em parcelas permanentes contínuas de 1m<sup>2</sup>, distribuídas em 5 transecções por banco de sedimento. As variáveis ambientais foram obtidas com o auxílio de trenas e clinômetro. Para a avaliação das mudanças nas comunidades vegetais influenciadas pelo ciclo sazonal, calculamos as frequências absoluta e relativa para cada espécie, assim como elaboramos curvas de extrapolação para comparação de cada banco de sedimentos em períodos de seca e cheia. Calculamos índices de diversidade, Shannon e Simpson e Equabilidade de Pielou para analisar a riqueza de espécies das áreas. Também produzimos análises de redundância (RDA) e construídos modelos lineares generalizados para analisar como as variáveis ambientais e resposta se relacionam, e, indiretamente como elas poderiam afetar a distribuição das espécies. Visando entender a organização da comunidade vegetal nesses bancos fizemos uma NMDS. Pretendendo entender como o distanciamento e o aumento do desnível das parcelas em relação ao rio afetam a riqueza de espécies nas parcelas, produzimos regressões lineares. Foram amostrados 919 indivíduos no período de seca e 2120 no período de cheia. Estes indivíduos pertenciam a 97 espécies de 61 gêneros distribuídos em 30 famílias (Tabela 2). A família Cyperaceae apresentou o maior número de espécies amostradas (18 espécies), seguida por Poaceae (15 espécies) e Fabaceae (13 espécies). De modo geral, a riqueza se mostrou maior durante o período de cheia. Os bancos 1 ( $H'=3,40$ ) e 2 ( $H'=3,38$ ) obtiveram a maior diversidade de espécies, de acordo com o Índice de Shannon. O desnível e a distância em relação ao leito do rio foram as principais variáveis a contribuir com a caracterização das áreas, especialmente quanto à cobertura vegetal na estiagem, quando o ambiente foi fortemente influenciado pela seca.

Palavras-chave: Sucessão primária. Áreas úmidas. Planícies alagáveis. Cobertura vegetal.

## ABSTRACT

Ecological succession in previously unoccupied areas has been a central theme throughout the history of ecology. Such succession happens, among other situations, in new landforms resulting from fluvial processes, when they are colonized by plants, most of which are pioneers in successional processes. The objectives of this work were to understand how primary succession occurs in the sediment banks located on the banks of the Pandeiros River, to investigate the patterns of diversity and richness of communities in the sediment banks during each seasonal cycle and to analyze how environmental variations (distance to the d'water, unevenness in relation to the river and canopy opening) influence the plant composition. For this purpose, in the 10 sediment banks selected for the study, we estimated the vegetation cover of individuals in continuous permanent plots of 1m<sup>2</sup>, distributed in 5 transects per sediment bank. The environmental variables were obtained with the aid of measuring tapes and a clinometer. For the evaluation of changes in plant communities influenced by the seasonal cycle, we calculated the absolute and relative frequencies for each species, as well as elaborated extrapolation curves to compare each sediment bank in periods of drought and rain. We calculated diversity indices, Shannon and Simpson and Pielou Equability to analyze the species richness of the areas. We also produced redundancy analyzes (RDA) and built generalized linear models to analyze how environmental and response variables are related, and indirectly how they could affect species distribution. Also, in order to understand the organization of the plant community in these banks, we performed an NMDS. Intending to understand how the distance and the increase in the slope of the plots in relation to the river affect the species richness in the plots, we produced linear regressions. In total, 3039 individuals were sampled, with 919 recorded in the dry season and 2120 in the flood season. These individuals belonged to 97 species of 61 genera distributed in 30 families (Table 2). The Cyperaceae family had the highest number of sampled species (18 species), followed by Poaceae (15 species) and Fabaceae (13 species). In general, richness was higher during the flood period records. Banks 1 ( $H'=3.40$ ) and 2 ( $H'=3.38$ ) had the highest species diversity, according to the Shannon Index. The difference in level and the distance from the riverbed were the main variables that contributed to the characterization of the areas, especially regarding the vegetation cover in the dry season, when the environment was strongly influenced by the drought.

Keywords: Primary succession. Wetlands. Floodplains. Vegetation cover.

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	9
<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	9
<b>SEGUNDA PARTE</b> .....	165
<b>2 ARTIGO</b> .....	165
<b>RESUMO</b> .....	176
<b>ABSTRACT</b> .....	187
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	198
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	20
<b>2.1 Área experimental</b> .....	20
<b>2.2 Coleta de dados</b> .....	27
<b>2.2.1 Vegetação</b> .....	24
<b>2.2.2 Variáveis ambientais</b> .....	25
<b>2.3 Análise Estatística</b> .....	25
<b>3 RESULTADOS</b> .....	298
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	47
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	51
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	53

## PRIMEIRA PARTE

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

Áreas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres podem apresentar características mistas destes locais (D'ANGELO, et al., 2009). Estas áreas úmidas podem ser submetidas a diferentes regimes hídricos, apresentando condições ecológicas relativamente estáveis como por exemplo, pântanos; ou situações ecológicas muito dinâmicas, onde os sistemas oscilam entre condições aquáticas ou terrestres (JUNK et al., 1989; JUNK, 1996; 1998). A biota existente nesses locais possui adaptações características às condições hídricas presentes e, quando for o caso, às flutuações dessas condições. Assim, a interação entre essas adaptações e as condições locais estrutura as comunidades ali existentes (SOUZA, 2016). Os pulsos de inundação, característicos de muitos desses ambientes podem influenciar a riqueza de espécies local (NEVES, 2009). Áreas alagáveis são consideradas de alta diversidade biológica, importantes reservatórios de água potável, sítios de retenção da água durante a inundação, e ambientes importantes na regulação do sistema fluvial e preservação dos corpos de água (JUNK, 1997; JUNK et al., 2000). A vegetação inundável está inserida em um gradiente de diferentes níveis de inundação, que define habitats alagados, nas regiões próximas ao rio, até totalmente terrestres, nas regiões mais altas (JUNK, 1989).

A caracterização dos ambientes, bem como a composição das comunidades ali presentes, está fortemente conectada à dinâmica de formação dos mesmos. Ilhas e bancos de sedimentos costeiros são um claro exemplo da velocidade de deposição sedimentar em áreas alagáveis de várzea, e como essas formações influenciam as áreas em que ocorrem (D'ANGELO, et al., 2009). Em tais ilhas e bancos se estabelece inicialmente uma comunidade de plantas em um processo de sucessão primária. As plantas herbáceas são as primeiras a surgir no processo de colonização (WORBES et al., 1992). As gramíneas aquáticas, como *Echinochloa polystachya*, *Paspalum fasciculatum* e *P. repens*, são adaptadas à dinâmica de deposição de sedimentos, estabelecendo agrupamentos onde a propagação é predominantemente vegetativa, formando novas rebrotas nas camadas superiores dos sedimentos, o que acelera os processos de deposição de novas cargas sedimentares (PIEIDADE et al., 2005), garantindo a estabilidade da área para a posterior colonização por outras espécies, inclusive lenhosas.

A formação dos bancos de sedimentos se dá em função dos processos fluviais. As bacias hidrográficas são sistemas dinâmicos, com sua geologia, clima, relevo e biogeografia próprios (NUNES et al., 2014). O comportamento desses elementos interfere, direta ou indiretamente, nos canais fluviais, influenciando na velocidade e volume do escoamento de água, promovendo alteração na capacidade e processos do rio (CHRISTOFOLETTI, 1981). Com essa dinamicidade, as bacias hidrográficas estão sujeitas a variados fatores que condicionam a sua alteração. Entre eles está a deposição de material sedimentar pelos rios (GUERRA & GUERRA, 2008), o que provoca alteração na dinâmica do curso do rio, interferindo nos aspectos hidrodinâmicos.

Os bancos arenosos depositados durante a fase final de cada ciclo de águas altas, crescem lateralmente conformando uma superfície ou plataforma arenosa periodicamente inundável, que possibilitam a ocorrência dos primeiros estágios da sucessão vegetal, composta principalmente por uma associação de gramíneas baixas (BAYER, 2002). Processos sedimentares que atuam na geração/evolução da unidade de bancos e ilhas acrescidas, continuam a sofrer uma atuação “acelerada”, a partir dos diferentes mecanismos de construção e destruição da planície, alterando assim, rapidamente as condições naturais dos diferentes setores do canal principal, assim como dos subambientes associados, com consequências sob a distribuição e heterogeneidade dos habitat associados (BAYER, 2010).

A colonização dos bancos de sedimentos formados nos processos fluviais, começa com propágulos de imigrantes dispersos pelo vento ou pela água, ou com a invasão de espécies por meios vegetativos. Normalmente, o número de indivíduos é pequeno, e o padrão de vegetação inicial é um reflexo de áreas próximas (MORI et al., 2008). A persistência da assembleia de plantas inicialmente é controlada pelos processos fluviais. Independentemente do tipo de ecossistema, as mudanças na vegetação ao longo do tempo são uma resposta acumulativa das espécies à geologia, à natureza física e química dos materiais originais, ao clima e à topografia. O desenvolvimento da vegetação e dos solos ao longo do tempo é um processo contínuo (JENNY, 1980, p. 203), assim a própria vegetação ajuda na retenção de sedimentos e influência na formação do espaço. Os estágios sucessionais posteriores ocorrem conforme a idade do substrato e a distância do rio aumentam e as condições locais mudam. A extensão da vegetação sucessional é uma função da taxa de deslocamento lateral do canal, que varia ao longo e entre os rios (KALLIOLA, et al., 1991).

A sucessão da vegetação é um conceito importante na ecologia terrestre. Sucessão ecológica refere-se a mudança de comunidade onde um grupo de organismos em um determinado sítio é substituído por outros conforme o tempo avança. Embora muitos fatores estejam envolvidos neste processo, a substituição ocorre principalmente porque um grupo inicial de organismos que habitam uma determinada área a modificam de tal forma que, com o tempo, o habitat se torna mais hospitaleiro para o estabelecimento de outras espécies (WALI, 1999). Essa dinâmica de facilitação é o que direciona a colonização em áreas de sucessão primária. Já em relação à sucessão secundária, o que governa a ocupação dos ambientes são as relações competitivas existentes nas comunidades.

O caminho para sucessão inicial depende da capacidade de suporte do ambiente e da dispersão das espécies, refletindo o gradiente ambiental (WOOD, 1987). A sucessão primária é geralmente caracterizada pelo desenvolvimento do solo e mudanças na estrutura da vegetação (ODUM, 1969). Esse tipo de sucessão ocorre naturalmente em ambientes novos, como bancos de sedimentos recém formados. (PRACH et al., 2013). Nos estágios iniciais de sucessão, os primeiros colonizadores são fortemente filtrados pelas condições adversas do ambiente, por exemplo, no caso dos bancos de sedimentos, pela mobilidade de sedimentos, eventuais cheias e variações no nível de umidade, baixa fertilidade, entre outros (JUNK, 1986). Contudo, o sistema vai sendo subsequentemente modificado durante os processos de desenvolvimento, a partir da biota presente nele (CHAPIN et al., 1994; MORI et al., 2008). De forma secundária a dinâmica da competição de plantas por recursos limitados, particularmente nutrientes, água e luz também são importantes para o conceito de sucessão primária (WALI & FREEMAN, 1973; TILMAN, 1988; CHAPIN, 1993; MARRS & BRADSHAW, 1993). A competição por nutrientes é particularmente importante em locais oligotróficos e pode ser um fator dominante em estratégias de alocação de plantas e trajetórias sucessionais ao longo do tempo (TILMAN, 1990; GLEESON & TILMAN, 1990).

O processo de sucessão primária traz implicações importantes para a estabilidade do local a longo prazo, o desenvolvimento de uma comunidade de plantas estabiliza o substrato e reduz o estresse das condições do solo. Ainda assim, as mudanças sucessionais são sutis e cada estágio sucessional pode deixar vestígios na área, como banco de sementes. As sementes podem permanecer dormentes e germinar somente quando as condições forem propícias (WALI, 1999).

Os estádios pioneiros da sucessão primária em áreas alagáveis são, frequentemente, representados por muitas espécies herbáceas (JUNK, 1986) dotadas de grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica. A maioria é capaz de suportar longos períodos de seca, comuns a esses ambientes, por possuírem adaptações anatômicas, fisiológicas e fenotípicas (D'ANGELO, et al., 2009).

Uma série de fatores influencia quais espécies são capazes de colonizar e persistir enquanto a comunidade vegetal se forma em uma determinada área (HilleRisLambers et al., 2012). A trajetória sucessional pode refletir a riqueza de espécies regional, relacionada à distância da fonte de sementes e características funcionais relacionadas à dispersão (JONES & del MORAL, 2009; MAKOTO & WILSON, 2016; TILMAN, 1993), enquanto o tamanho do habitat reflete a relação da riqueza de espécies com as condições ambientais em escala local. Um entendimento desses mecanismos de formação da comunidade vegetal durante a sucessão tem importância na compreensão da dinâmica da área estudada, paisagem ecologia, ecologia de invasão e ecologia de restauração.

O Pantanal Mineiro, na região norte do estado de Minas Gerais, possui uma área alagável na Bacia do rio Pandeiros que varia de 3.000 (no período de seca) a 5.000 ha (período de cheia) (SOUZA, 2016). Em 1995 foi criada a APA do Rio Pandeiros com 210.000 hectares, englobando toda sua bacia de drenagem. Entretanto, dentro da área de proteção ambiental do rio Pandeiros (APA) encontra-se a PCH Pandeiros, que foi instalada no rio Pandeiros em 1957 e atualmente encontra-se desativada. Seu reservatório apresenta área de 28 hectares (FONSECA et al., 2008). Atualmente a área do reservatório encontra-se em progressivo assoreamento, assim em meados de 2011 se iniciou a formação de um amplo banco de sedimentos no espelho d'água do reservatório. A presente dissertação é resultado de parte de um grande projeto financiado pela CEMIG/ANEEL (“Descomissionamento da PCH Pandeiros: uma experiência inédita na América”), avaliando a viabilidade possibilidade de descomissionamento dessa barragem.

A presente dissertação é estruturada em formato de artigo, no qual aborda as considerações supracitadas. Essa dissertação teve como objetivos: analisar a cobertura vegetal em bancos de sedimentos formados ao longo do rio Pandeiros; avaliar a influência de variáveis ambientais como abertura de dossel sobre as unidades amostrais, distância à linha d'água e desnível das parcelas em relação ao nível do rio na vegetação existente nos bancos de sedimentos; e, com isso, fazer inferências sobre os processos de sucessão primária nas

áreas observadas. Tais informações são fundamentais para direcionar e manejar os eventuais processos de recolonização dos bancos de sedimentos formados dentro do reservatório em um eventual descomissionamento da barragem.

## REFERÊNCIAS

- BAYER, M. (2002). Diagnóstico dos processos de erosão/assoreamento na planície aluvial do rio Araguaia: entre Barra do Garças e Cocalinho. 2002. p.138. **Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Estudos SócioAmbientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2002.**
- BAYER, Maximiliano. **Dinâmica do transporte, composição e estratigrafia dos sedimentos da planície aluvial do rio Araguaia.** 2010. Tese de Doutorado. Tesis. Universidade Federal de Goiás. Brasil.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia Fluvial. **Edgard Blücher**, 1981
- D'ANGELO, S. A. et al. Colonização vegetal em áreas de sedimentação recente na várzea da Amazônia Central. 2009.
- FONSECA, E. M. B. et al. Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6, 2008, Belo Horizonte. **Anais... Belo Horizonte: [s.n.]**, 2008.
- GLEESON, S. K. and Tilman, D. Allocation and the transient dynamics of succession on poor soils. **Ecology** **71**, 1144–1155, 1990.
- GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. Novo dicionário geológico-geomorfológico. Rio de Janeiro: **Bertrand Brasil**, 2008.
- HilleRisLambers, J.; ADLER, P.B.; HARPOLE, W.S.; LEVINE, J.M. & MAYFIELD, M.M. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, **43**, 227–248, 2012.
- JENNY, H. The Soil Resource – Origin and Behavior. **SpringerVerlag**, New York, NY, USA., 1990.
- JONES, C. C., & del MORAL, R. Dispersal and establishment both limit colonization during primary succession on a glacier foreland. **Plant Ecology**, **204**, 217–230, 2009.
- JUNK, W.J. 1986. Aquatic plants of the Amazon system. In: **Davies, B.R.; Walker, K.F. (Eds.)** The ecology of river systems. Junk Publ., Dordrecht, The Netherlands, p. 319-337.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: **Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C. & Balslev, H. (Eds.)**. **Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press, New York, p. 47-64.
- JUNK, W.J. 1996. Ecology of floodplains – a challenge for tropical limnology. Perspectives in Tropical Limnology. Academic Publishing, Amsterdam, **The Netherlands**, p. 255-265.
- JUNK, W.J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: **Junk, W.J. (Ed.)**. **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsating System**. **Ecological Studies**, 126: 3-22. Springer Verlag, Heidelberg, Germany.
- JUNK, W.J. 1998. A várzea do Rio Solimões-Amazonas: Conceitos para o aproveitamento sustentável e seus recursos. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Águas de Lindóia, p. 1-24

- JUNK, W.J. 2000. Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains. **In: Gopal, B.; Junk, W.J. & Davis, J.A. (Eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**, vol. 1, Backhuys Publishers, Leiden, p. 119-139.
- MAKOTO, K., & WILSON, S. D. (2016). New multicentury evidence for dispersal limitation during primary succession. **The American Naturalist**, **187**, 804–811.
- NEVES, A. C. O. Conservation of the Pantanal Wetlands: the definitive moment for decision making. **Ambio, Oslo**, v. 38, n. 2, p. 127-128, Mar. 2009.
- NUNES, H. K. B.; GOMES, M. L.; PAULA, J. E. A. Assoreamento e formação de bancos de areia no leito do rio Parnaíba, na zona urbana de Teresina-Piauí. **Revista Geonorte**, v. 5, n. 20, p. 156-160, 2014.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science** **164**, 262–270, 1969.
- PIEIDADE, M.T.F.; SCHOENGART, J. & JUNK, W.J. 2005. O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia central e as comunidades de herbáceas aquáticas. **UAKARI** 1(1):29-38.
- SOUZA, M. A. de. Relações entre a ictiofauna e macrófitas aquáticas em lagoas do rio Pandeiros, Minas Gerais. 2016. 64 p. **Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)-Universidade Federal de Lavras**, Lavras, 2016.
- TILMAN, D. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. **Oikos** 58, 3–15, 1990.
- TILMAN, D. (1993). Community diversity and succession – The roles of competition, dispersal, and habitat modification. **Biodiversity and Ecosystem Function**, **99**, 327–344.
- WALI, M. K. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. **Plant and soil**, v. 213, n. 1, p. 195-220, 1999.
- WOOD, David M.; DEL MORAL, Roger. Mechanisms of Early Primary Succession in Subalpine Habitats on Mount St. Helens: Ecological Archives E068-004. **Ecology**, v. 68, n. 4, p. 780-790, 1987.
- WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J.D. & Martius, C. 1992: On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of Várzea forests in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, 3: 553-564.

## SEGUNDA PARTE

### 2 ARTIGO

Sucessão primária em bancos de sedimentos no rio Pandeiros - MG

Lorena Milani Costa<sup>1</sup>, Larissa Bezerra Soares Milhomens<sup>1</sup>, Kelly Marianne Guimarães Pereira<sup>1</sup>, Ricardo Rabinovici Trotta<sup>1</sup>, Eduardo van den Berg<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900.

Autores correspondentes: Lorena Milani Costa, Laboratório de Ecologia Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900.

E-mail: [lorena.costa4@estudante.ufla.br](mailto:lorena.costa4@estudante.ufla.br)

Eduardo van den Berg, Laboratório de Ecologia Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900.

E-mail: [evandenb@ufla.br](mailto:evandenb@ufla.br)

## RESUMO

O objetivo deste trabalho foi entender como a sucessão ecológica primária ocorre em bancos de sedimentos localizados nas margens do rio Pandeiros, MG, avaliar a composição vegetal e os estágios de sucessão primária em bancos de sedimentos ao longo do rio, investigar os padrões de diversidade e riqueza das comunidades nos bancos de sedimentos durante o ciclo sazonal do rio, e analisar como as variáveis ambientais (distância à linha d'água, desnível da área em relação ao rio e abertura de dossel) influenciam na composição vegetal. Para este fim, analisamos a composição vegetal em 10 bancos de sedimentos selecionados para o estudo. Em cada banco estimou-se a cobertura vegetal de indivíduos em parcelas contínuas de 1m<sup>2</sup> distribuídas em 5 transecções. Foram registrados 919 indivíduos no período de seca e 2120 no período de cheia. Estes indivíduos pertenciam a 97 espécies de 61 gêneros distribuídos em 30 famílias (Tabela 2). A família Cyperaceae apresentou o maior número de espécies amostradas (18 espécies), seguida por Poaceae (15 espécies) e Fabaceae (13 espécies). De modo geral, a riqueza se mostrou maior durante os registros do período de cheia. Os bancos 1 ( $H'=3,40$ ) e 2 ( $H'=3,38$ ) obtiveram a maior diversidade de espécies, de acordo com o Índice de Shannon. O desnível e a distância das cotas em relação ao leito do rio foram as principais variáveis a contribuir com a caracterização das áreas, especialmente na seca onde foi possível observar a influência do clima no ambiente. Nosso estudo mostrou que o efeito da seca, como impacto sazonal, é muito mais forte para a comunidade estudada, que o impacto sazonal das cheias. Também observamos que não há um gradiente sucessional acompanhando o relevo dos bancos de sedimentos nas áreas de estudo, pois o mesmo pool de espécies ocupa indiferenciadamente todas as cotas de altitude e distância do rio.

Palavras-chave: Sucessão primária. Áreas úmidas. Planícies alagáveis. Efeito da sazonalidade.

## ABSTRACT

The objective of this work was to understand how primary ecological succession occurs in sediment banks located on the banks of the Pandeiros River, MG, to evaluate the plant composition and stages of primary succession in sediment banks along the river, to investigate patterns of diversity and community richness in the sediment banks during the river's seasonal cycle, and to analyze how environmental variations (distance to the waterline, unevenness of the area in relation to the river and opening of the canopy) influence the vegetal composition. To this end, we analyzed the vegetation composition in 10 sediment banks selected for the study. In each bank, the vegetation cover of individuals was estimated in continuous plots of 1m<sup>2</sup> distributed in 5 transects. In total, 3039 individuals were sampled, with 919 recorded in the dry season and 2120 in the flood season. These individuals belonged to 97 species of 61 genera distributed in 30 families (Table 2). The Cyperaceae family had the highest number of sampled species (18 species), followed by Poaceae (15 species) and Fabaceae (13 species). In general, richness was higher during the flood period records. Banks 1 ( $H'=3.40$ ) and 2 ( $H'=3.38$ ) had the highest species diversity, according to the Shannon Index. The unevenness and the distance of the elevations in relation to the river bed were the main variables that contributed to the characterization of the areas, especially in the dry season where it was possible to observe the influence of the climate on the environment. In general, our study showed that the effect of drought, as a seasonal impact, is much stronger for the studied community than the seasonal impact of floods. We also observed how the successional gradient is not established in the study areas, as the same pool of species occupies all quotas, not showing a direction for the succession of areas.

Keywords: Primary succession. Wetlands. Floodplains. Seasonal effect.

## 1 INTRODUÇÃO

A sucessão ecológica se caracteriza por mudanças no ecossistema em consequência de modificações no ambiente físico pela comunidade biótica, até que se estabeleça uma comunidade mais perene (MIRANDA, 2009; MELLINGER & MCNAUGHTON, 1975). Sendo assim a sucessão ecológica representa a ocupação de novos espaços e o desenvolvimento progressivo do ecossistema (MARGALEF, 1986).

Os estudos sobre sucessão ecológica nos trópicos estão concentrados em trabalhos relacionados à sucessão secundária (KALLIOLA et al., 1991), estando ligados a áreas onde há elementos de comunidades prévias (KALLIOLA et al., 1991; WHITMORE, 1983), já na sucessão primária não há elementos de comunidades prévias. Ainda assim áreas sob sucessão primária são relativamente comuns nos trópicos (KALLIOLA et al., 1991). Na sucessão primária, um novo habitat, não previamente ocupado, é colonizado, sendo este comumente deficiente em termos de solo e vegetação (DIAS-FILHO, 2006). Isso é exatamente o que acontece em bancos de sedimentos em planícies fluviais.

A interação entre dinâmicas fluviais, biota e sucessão ecológica é pouco documentada. As novas formas de relevo, decorrentes de processos fluviais, são colonizadas por plantas, em sua maioria pioneiras, nos processos sucessionais (KALLIOLA et al., 1991). O estágio de sucessão ecológica avança a medida que a idade do sedimento depositado pelo rio aumenta, criando um gradiente espacial crescente de estabilidade de substrato e desenvolvimento da vegetação a partir do leito do rio em direção à área seca (FONDA, 1974; HICKIN & NANSON, 1975; NANSON & BEACH, 1977; KALLIOLA & PUHAKLA, 1988). As novas formas de relevo também exibem mudanças contínuas em sedimentação e inundação, que por sua vez também influenciam a comunidade vegetal (HOSNER & MINCKLER, 1963). Apesar destas áreas serem comuns, muito pouco se sabe sobre a distribuição e estabilidade delas (JUNK 1983; FOSTER, ARCE & WACHTER 1986; KALLIOLA, SALO & MAKINEN 1987; LAMOTTE 1990).

Os processos de sucessão se iniciam em áreas deposicionais expostas nos leitos dos rios durante a seca (FOSTER, 1980; KALLIOLA, SALO & MAKINEN, 1987; LAMOTTE, 1990; SALO & KALLIOLA, 1991). Apesar destas áreas serem imediatamente colonizadas (KALLIOLA et al., 1991), elas, assim como sua vegetação, estão em constante alteração, acompanhando os processos dos rios (PUHAKKA, 1992). A comunidade vegetal pode ser influenciada também por variáveis ambientais como a composição do solo e influência de

cobertura de dossel, podendo mudar em curtos gradientes espaciais (ter BRAAK 1988, 1995). A composição botânica destas áreas pode ser indicadora do estágio de sucessão ecológica em que se encontram, assim como da produtividade local (DIAS-FILHO, 2006).

Em Minas Gerais, no norte do estado, está a Bacia do rio Pandeiros; área esta que se encaixa nas condições anteriormente descritas, onde a formação de bancos de sedimentos é favorecida pelas dinâmicas do rio. No rio Pandeiros está instalada a PCH Pandeiros que, desde 2008, encontra-se desativada e completamente assoreada (SOUZA, 2016). O descomissionamento da PCH está em estudo, sendo algo inédito na América do Sul. Nos Estados Unidos, pioneiro em remoção de barragens, mais de 1200 barragens foram removidas nas últimas duas décadas (BELLMORE et al., 2016). Ainda, segundo Bellmore et al. (2016), a grande maioria dos estudos acerca das remoções de barragens compreende as respostas hidrológicas e geomorfológicas, enquanto que trabalhos sobre as relações entre componentes físicos e ecológicos ainda são raros.

No reservatório da PCH, em função da grande quantidade de sedimentos, ocorreu a formação de um amplo banco de sedimentos. Tais sedimentos ficarão expostos ou serão transportados rio abaixo, pelo menos parcialmente, em uma eventual remoção da barragem. Por outro lado, a atual configuração dos bancos de sedimentos ao longo do Pandeiros a jusante da barragem oferece a oportunidade para se observar a colonização das plantas e a persistência inicial da comunidade vegetal em condições naturais (KALLIOLA et al., 1991), de forma a projetar e manejar a colonização dos bancos de sedimentos existentes no reservatório em uma eventual remoção da barragem.

Considerando a escassez de estudos envolvendo a relação entre sucessão ecológica primária, bancos de sedimentos e dinâmicas fluviais, o presente trabalho teve como objetivo compreender como a sucessão ecológica ocorre nestas áreas, a partir da avaliação da composição vegetal de dez bancos de sedimentos localizados no leito do rio Pandeiros, sua relação com as variáveis ambientais: abertura de dossel nas parcelas, distância à linha d'água e o desnível das parcelas em relação ao nível do rio, e avaliação dos padrões de diversidade e riqueza das comunidades nos bancos de sedimentos durante cada ciclo sazonal.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

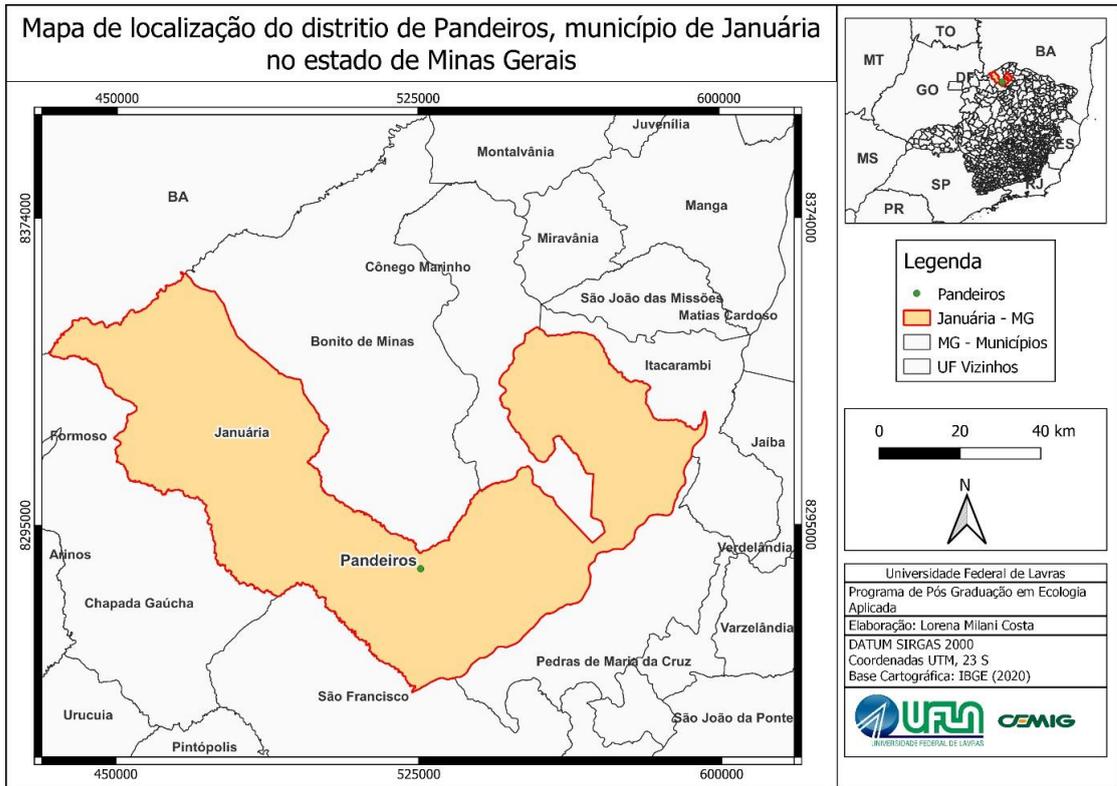
### 2.1 Área experimental

A Bacia Hidrográfica do rio Pandeiros está localizada nos municípios de Januária, Cônego Marinho e Bonito de Minas, no norte de Minas Gerais (45°95' W, 15°88' S e 43°95' W, 14°40" S) (IGAM, 2018). O rio Pandeiros é um importante afluente da Bacia do rio São Francisco (BETHONICO, 2009), sendo considerado berçário de aproximadamente 70% das espécies de peixes existentes bacia do rio São Francisco (FONSECA, et al., 2011).

Com aproximadamente 145 Km de extensão o rio Pandeiros tem uma bacia de 3.800 Km<sup>2</sup> de área. O volume médio de água durante o período de cheia é de 24 m<sup>3</sup>/s, enquanto que na seca é de 8 m<sup>3</sup>/s (FONSECA et al., 2008). Inserida em um clima semi-árido, a região apresenta amplitudes térmicas entre 9°C e 45°C, além de índices pluviométricos entre 900 e 1250 mm anuais (NUNES et al., 2009).

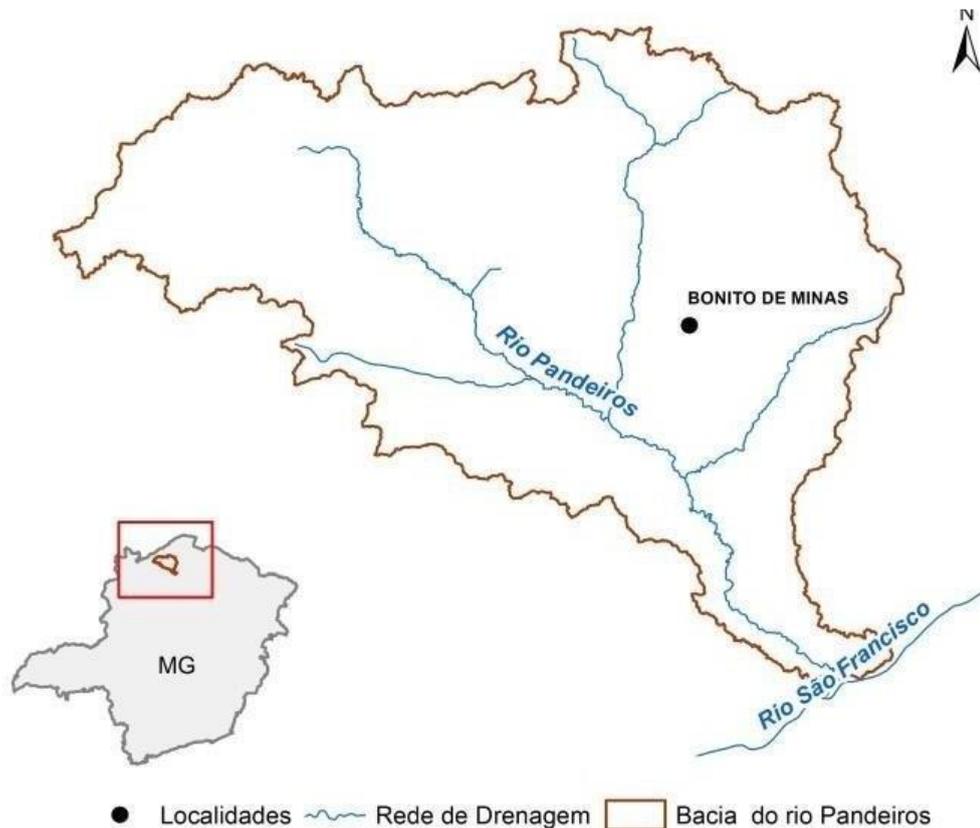
Em 1995 foi criada a Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros (APA- Pandeiros) com 380.00 hectares, incluindo a área da PCH Pandeiros. Por meio do Decreto Estadual 43.910, em 2004, foi criado o Refúgio Estadual de Vida Silvestre do rio Pandeiros, uma Unidade de Conservação de proteção integral (BETHONICO, 2009) que protege o rio do reservatório da PCH Pandeiros até o Pantanal na sua foz.

Figura 1. Mapa de localização do distrito de Pandeiros, Januária - MG



Fonte: Carvalho, G.C. (2022)

Figura 2. Bacia Hidrográfica do Rio Pandeiros



Fonte: Couto, T.F. (2019)

A área de estudo compreende dez bancos de sedimentos, sendo um deles (banco 1) localizado em área que anteriormente fazia parte do espelho d'água do reservatório da PCH Pandeiros e atualmente está completamente assoreada (Figura 4). Os demais são localizados nas margens do rio Pandeiros (Figura 3), à jusante da PCH. Os bancos foram selecionados através de imagens de satélite no Google Earth e posteriormente visitados em campo, sendo evitados bancos de sedimentos com grande movimentação turística ou com distância menor que 100 metros entre eles.

Cabe salientar que, atualmente, devido ao completo assoreamento do reservatório, essencialmente, a mesma quantidade de sedimentos que entra no reservatório é liberada para o trecho do rio a jusante do mesmo (dados não publicados). Assim, os trechos a jusante do reservatório estão sujeitos aos processos naturais de cheias e secas e de deposição e remoção de sedimentos que seriam esperados se o rio não fosse barrado.

Figura 3. Mapa de localização dos bancos de sedimentos ao longo do rio Pandeiros

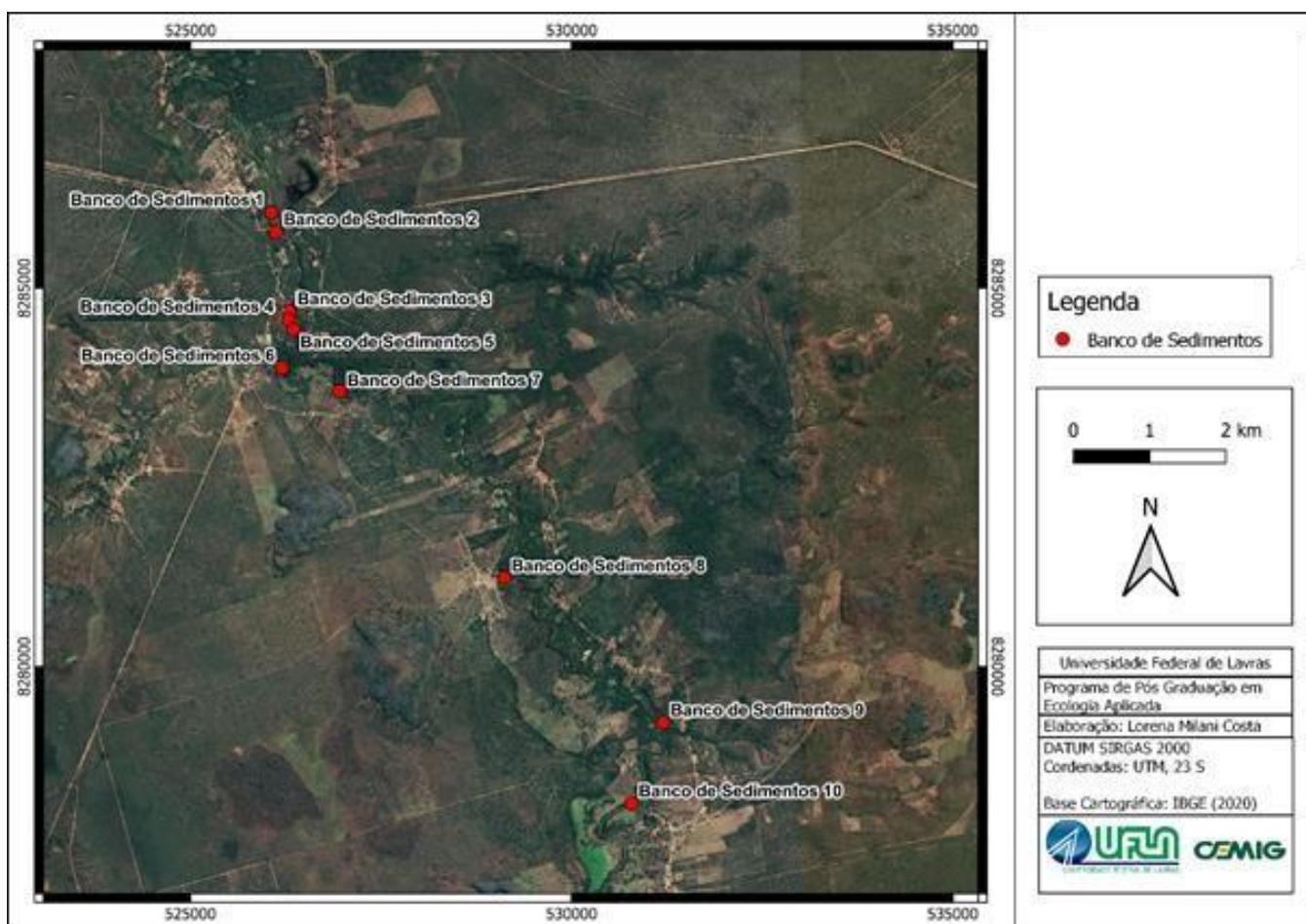


Figura 4. Localização dos bancos de sedimentos 1 e 2 próximos à PCH Pandeiros.



Fonte: Carvalho, G.C. (2022)

Figura 5. Evolução do Banco de sedimentos 1, no interior do reservatório de 2006 a 2019. A) Área em 2006; B) 2011; C) 2017; D) 2019.



Fonte: Google Earth (2022)

## 2.2. Coleta de dados

### 2.2.1. Vegetação

A amostragem da vegetação foi baseada na metodologia aplicada por Souza (2016) para avaliação do gradiente de distribuição de plantas em lagoas marginais em estudo também feito na Bacia do rio Pandeiros. As avaliações da comunidade vegetal foram feitas tanto no período de seca, em outubro de 2019, como no de cheia, em fevereiro de 2020; afim de avaliar as mudanças na comunidade no decorrer do ciclo sazonal.

Foram distribuídos cinco transecções em cada banco. As transecções foram permanentes, marcadas com auxílio de barras de ferro na linha d'água e no fim das transecções. Na primeira campanha as transecções tiveram seu fim no limite com a vegetação mais estabilizada na parte mais distante da calha do rio. Já na campanha realizada durante o período de cheia foram acrescentados 5 metros à cada transecção, a fim de avaliar também o início da vegetação mais estabilizada. O tamanho das transecções variaram entre os bancos de sedimentos, considerando a configuração de cada área.

Tabela 1. Largura (medida pela distância entre a primeira e a última transecção), tamanho (medido do início ao fim da transecção) e margem do rio em que se localiza o banco e localização dos bancos de sedimentos.

Banco de sedimentos	Largura	Tamanho	Margem do rio	Localização
1	72m	32m	Direita	15°30'11.55"S 44°45'25.19"O
2	30m	7m	Direita	15°31'1.89"S 44°45'15.30"O
3	30m	8m	Esquerda	15°30'19.97"S 44°45'23.40"O
4	48m	7m	Esquerda	15°30'54.11"S 44°45'17.31"O
5	30m	9m	Esquerda	15°30'57.73"S 44°45'17.66"O

6	54m	18m	Esquerda	15°31'18.40"S 44°45'20.48"O
7	50m	11m	Direita	15°32'48.49"S 44°43'42.31"O
8	67m	7m	Direita	15°31'28.39"S 44°44'55.10"O
9	50m	7m	Esquerda	15°33'50.71"S 44°42'32.43"O
10	20m	8m	Esquerda	15°34'25.57"S 44°42'46.31"O

---

A amostragem da vegetação foi feita através de parcelas contínuas de 1m<sup>2</sup>, delimitadas com o auxílio de gabaritos de PVC, dentro das transecções. Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos vegetais.

As espécies vegetais presentes em cada parcela tiveram amostras coletadas para identificação e tiveram sua cobertura vegetal estimada. O grau de cobertura da parcela pode ultrapassar o total de 100%, uma vez que o grau de cobertura de cada espécie foi estimado individualmente e plantas podem se sobrepor (PAKARINEN, 1984).

Os indivíduos coletados foram identificados até espécies, embora alguns exemplares tenham sido identificados somente até gênero ou família. A identificação foi realizada a partir de consultas a especialistas, à literatura especializada, a herbários online e ao Herbário ESAL – UFLA, para onde as espécies identificadas serão encaminhadas.

### **2.2.2. Variáveis Ambientais**

Afim de inferir sobre a conseqüente influência de variáveis ambientais na comunidade vegetal de cada área, tanto na seca como na cheia, foi analisada a abertura do dossel acima da parcela e mensuradas a distância do centro de cada parcela em relação à linha d'água e a altura de cada parcela em relação ao nível do rio, com o auxílio do clinômetro e de trenas.

### 2.3 Análises Estatísticas

A fim de comparar os períodos seca e cheia em cada banco de sedimentos, calculamos, para cada período, os seguintes parâmetros para a comunidade de plantas: frequência absoluta e frequência relativa, utilizando os dados de composição vegetal e grau de cobertura dos indivíduos, seguindo REBELLATO & CUNHA (2005). Os parâmetros fitossociológicos foram calculados a partir de tabelas na plataforma EXCEL®, utilizando as fórmulas:

$$FA = 100 \times p/PT;$$

$$FR = 100 \times FA/\sum FA;$$

Onde:

FA: frequência absoluta (%)

FR: frequência relativa (%)

p: número de parcelas

PT: número total de parcelas (n=60)

Com a mesma finalidade, elaboramos curvas de rarefação para cada banco, analisando a relação das parcelas com a riqueza de espécies. Para estas análises não foram utilizados os 5 metros adicionais a cada transecção obtidos na segunda campanha em campo. As curvas de rarefação foram elaboradas no programa iNEXT (HSIEH; MA; CHAO, 2020).

Para comparação geral entre os bancos de sedimentos analisamos os índices de diversidade, baseados em uma planilha de abundância de espécies, onde foram obtidos os Índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Simpson e Equitabilidade de Pielou utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2017), no software R 4.0.3 (R CORE TEAM, 2020).

Estabelecemos cotas referentes à altitude das áreas (úmida, intermediária e seca) para realização das demais análises. Como as transecções variaram de tamanho a partir do tamanho dos bancos de sedimentos, a quantidade de parcelas por cotas também variou. Cada transecção foi dividida em três conjuntos com o mesmo número de parcelas, sendo a cota úmida a mais próxima à linha d'água, a intermediária em uma área de transição de área úmida-seca, logo após a cota úmida; e a cota seca sendo a mais distante da linha d'água, em uma área mais estabilizada do banco de sedimentos. Produzimos uma Análise de Redundância (RDA), utilizando as variáveis ambientais e a abundância de espécies para entender como

estas se relacionam. Em uma primeira análise as parcelas foram identificadas por suas respectivas cotas; em uma segunda, elas foram separadas de acordo com as margens do rio; a fim de avaliar se há alguma distinção entre os dois ambientes. Para isso, foi utilizado o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017), no software R 4.0.3 (R CORE TEAM, 2020). A fim de analisar a composição das espécies nos ambientes e estabelecer comparações entre as cotas, foi feita uma NMDS, também utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017).

Elaboramos regressões lineares para entender a relação entre a riqueza de espécies nos bancos de sedimentos e o desnível em relação ao rio, durante a estação de seca e cheia, e entre a riqueza de espécies a distância horizontal à linha d'água, também durante a estação seca e cheia. Finalmente, construímos modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar a influência das variáveis ambientais (desnível em relação ao rio, distância à linha d'água e abertura do dossel) e resposta (cobertura vegetal para cotas úmida, intermediária e seca), tanto para estação chuvosa quanto para a estação seca, em cada banco amostrado. As variáveis modeladas foram a cobertura vegetal para o período de seca e para o período de cheia. A família utilizada foi a família Gausseana, com link sendo a identidade. Todas as análises foram efetuadas utilizando o software R 4.0.3 (R CORE TEAM, 2020).

### 3 RESULTADOS

Foram amostrados 919 indivíduos no período de seca e 2120 no período de cheia. Estes indivíduos pertenciam a 97 espécies de 61 gêneros distribuídos em 30 famílias (Tabela 2). A família Cyperaceae apresentou o maior número de espécies amostradas (18 espécies), seguida por Poaceae (15 espécies) e Fabaceae (13 espécies). As espécies com maior frequência relativa, durante os períodos de seca e cheia juntos, foram *Brachiaria* sp. (9.15%), *Andropogon leucostachyus* (6.69%), *Ludwigia octovalvi* (6.69%), *Asteraceae* sp. 2 (4.46%) e *Cuphea linarioides* (4.32%).

Tabela 2. Lista de espécies com sua frequência absoluta (FA) e frequência relativa (FR) para os períodos de seca e chuva, nos bancos de sedimentos no leito do rio Pandeiros – MG, Brasil.

Espécies	Seca		Cheia		Total	
	FA	FR	FA	FR	FA	FR
<b>Alismataceae</b>						
<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham & Schltl) Micheli	0.70	0.22	1.97	0.41	1.29	0.33
<b>Amaranthaceae</b>						
<i>Pfaffia denudata</i> (Moq.) Kuntze.	4.53	1.41	0.00	0.00	2.40	0.60
<b>Anacardiaceae</b>						
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	1.05	0.33	0.79	0.16	0.92	0.23
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0.00	0.00	1.18	0.24	0.55	0.14
<b>Anemiaceae</b>						
<i>Anemia raddiana</i> Link	2.44	0.76	6.69	1.38	4.44	1.11
<b>Annonaceae</b>						
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	0.00	0.00	0.79	0.16	0.37	0.09
<b>Apocynaceae</b>						
<i>Matelea purpurea</i> (Decne.) Goyder.	2.09	0.65	0.00	0.00	1.11	0.28
<b>Araliaceae</b>						
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	13.94	4.35	12.99	2.67	13.49	3.39
<b>Asteraceae</b>						

<i>Baccharis sessuiflora</i> v. <i>au.</i>	1.05	0.33	1.57	0.32	1.29	0.33
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	0.70	0.22	1.97	0.41	1.29	0.33
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	3.14	0.98	0.00	0.00	1.66	0.42
<i>Bidens pilosa</i> L.	10.80	3.37	4.72	0.97	7.95	2.00
<i>Vernonia polysphaera</i> (Spreng.) Less.	7.32	2.29	18.11	3.73	12.38	3.11
Asteraceae sp. 1	1.05	0.33	0.00	0.00	0.55	0.14
Asteraceae sp. 2	10.45	3.26	25.98	5.35	17.74	4.46
<b>Bignoniaceae</b>						
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Dom.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Celastraceae</b>						
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Chrysobalanaceae</b>						
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	0.00	0.00	3.94	0.81	1.85	0.46
<b>Convolvulaceae</b>						
<i>Jacquemontia tamnifolia</i> (L.) Griseb.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Cyperaceae</b>						
<i>Cyperus articulatus</i> L.	1.05	0.33	0.00	0.00	0.55	0.14
<i>Cyperus haspan</i> L.	0.00	0.00	3.94	0.81	1.85	0.46
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir.	1.39	0.44	19.29	3.97	9.80	2.46
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	0.35	0.11	9.45	1.94	4.62	1.16
<i>Cyperus obtusatus</i> (J.Presl & C.Presl) Mattf. & Kük.	1.05	0.33	6.69	1.38	3.70	0.93
<i>Cyperus odoratus</i> L.	0.35	0.11	0.00	0.00	0.18	0.05
<i>Cyperus sellowianus</i> (Kunth) T.Koyama.	0.00	0.00	29.92	6.16	14.05	3.53
<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torr.) Mattf. & Kük.	8.01	2.50	0.00	0.00	4.25	1.07
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	2.44	0.76	0.00	0.00	1.29	0.33
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	7.67	2.39	9.06	1.86	8.32	2.09
<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.	2.44	0.76	0.00	0.00	1.29	0.33
<i>Fimbristylis</i> sp.	0.00	0.00	3.15	0.65	1.48	0.37

<i>Scleria</i> sp.	0.00	0.00	14.17	2.92	6.65	1.67
<i>Cyperus</i> sp. 1	0.00	0.00	1.97	0.41	0.92	0.23
<i>Cyperus</i> sp. 2	0.00	0.00	1.18	0.24	0.55	0.14
<i>Cyperus</i> sp. 3	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Cyperus</i> sp. 4	12.20	3.81	3.94	0.81	8.32	2.09
<i>Cyperus</i> sp. 5	10.45	3.26	3.54	0.73	7.21	1.81
<b>Dilleniaceae</b>						
<i>Curatella americana</i> L.	0.70	0.22	0.79	0.16	0.74	0.19
<i>Dilleniaceae</i> sp.	1.39	0.44	0.00	0.00	0.74	0.19
<b>Elaeocarpaceae</b>						
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Equisetaceae</b>						
<i>Equisetum giganteum</i> L.	2.44	0.76	5.12	1.05	3.70	0.93
<b>Fabaceae</b>						
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Sperg. var. peregrina	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<i>Inga vera</i> Wild.	1.05	0.33	2.36	0.49	1.66	0.42
<i>Mimosa acantholoba</i> (Willd.) Poir.	1.39	0.44	5.51	1.13	3.33	0.84
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0.35	0.11	0.00	0.00	0.18	0.05
<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth.	0.35	0.11	7.48	1.54	3.70	0.93
<i>Senna</i> sp. 1	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Senna</i> sp. 2	0.00	0.00	0.79	0.16	0.37	0.09
<i>Fabaceae</i> sp. 1	0.35	0.11	0.00	0.00	0.18	0.05
<i>Fabaceae</i> sp. 2	0.00	0.00	1.57	0.32	0.74	0.19
<i>Fabaceae</i> sp. 3	1.39	0.44	9.84	2.03	5.36	1.35
<i>Fabaceae</i> sp. 4	4.88	1.52	0.00	0.00	2.59	0.65
<b>Lamiaceae</b>						
<i>Eriope macrostachya</i> Mart. ex Benth.	0.00	0.00	2.36	0.49	1.11	0.28

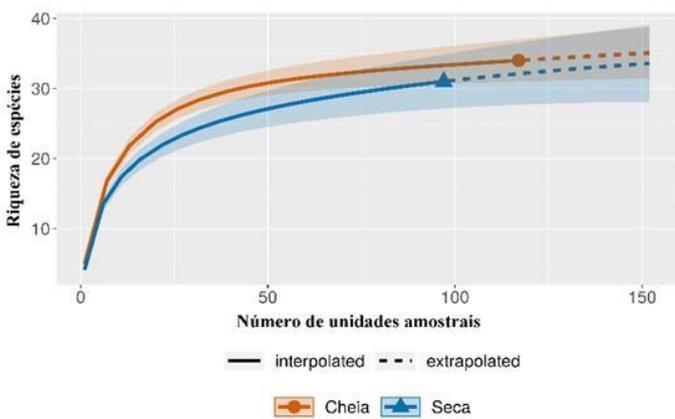
<i>Hyptis ramosa</i> Pohl ex Benth.	2.09	0.65	0.39	0.08	1.29	0.33
<i>Hyptis verticillata</i> Jacq.	2.09	0.65	5.51	1.13	3.70	0.93
<i>Lamiaceae</i> sp. 1	2.09	0.65	0.39	0.08	1.29	0.33
<b>Liliaceae</b>						
<i>Smilax aspera</i> L.	0.35	0.11	0.79	0.16	0.55	0.14
<b>Lythraceae</b>						
<i>Cuphea brachiata</i>	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Cuphea carthagenensis</i>	12.89	4.03	0.00	0.00	6.84	1.72
<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schltldl.	10.45	3.26	24.80	5.11	17.19	4.32
<i>Cuphea melvilla</i> Lindl.	0.00	0.00	4.72	0.97	2.22	0.56
<i>Cuphea micrantha</i> Kunth.	9.06	2.83	18.50	3.81	13.49	3.39
<i>Cuphea racemosa</i> (L.F.) Spreng	9.06	2.83	0.00	0.00	4.81	1.21
<b>Malpighiaceae</b>						
<i>Byrsonima</i> sp.	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<b>Onagraceae</b>						
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Zard., Gu & Raven.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	7.67	2.39	27.95	5.75	17.19	4.32
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven.	27.87	8.71	25.20	5.19	26.62	6.69
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H.Raven.	0.00	0.00	1.57	0.32	0.74	0.19
<b>Orchidaceae</b>						
<i>Orchidaceae</i> sp.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Piperaceae</b>						
<i>Piper hispidumer</i> Sw.	2.09	0.65	2.76	0.57	2.40	0.60
<b>Poaceae</b>						
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	29.62	9.25	23.23	4.78	26.62	6.69
<i>Aristida setifolia</i> Kunth.	3.14	0.98	4.33	0.89	3.70	0.93
<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase.	0.00	0.00	14.96	3.08	7.02	1.76
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.)Kuntze.	0.00	0.00	12.99	2.67	6.10	1.53
<i>Eriochrysis cayennensis</i> P. Beauv.	0.00	0.00	10.63	2.19	4.99	1.25

<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees.	0.70	0.22	8.66	1.78	4.44	1.11
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<i>Brachiaria</i> sp.	51.57	16.10	19.29	3.97	36.41	9.15
<i>Paspalum</i> sp.	0.00	0.00	13.78	2.84	6.47	1.63
<i>Poaceae</i> sp. 1	1.39	0.44	0.39	0.08	0.92	0.23
<i>Poaceae</i> sp. 2	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<i>Poaceae</i> sp. 3	4.18	1.31	0.00	0.00	2.22	0.56
<i>Poaceae</i> sp. 4	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<i>Poaceae</i> sp. 5	0.00	0.00	3.94	0.81	1.85	0.46
<b>Primulaceae</b>						
<i>Myrcine umbelata</i> Mart.	2.79	0.87	3.54	0.73	3.14	0.79
<b>Pteridaceae</b>						
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	0.35	0.11	0.00	0.00	0.18	0.05
<b>Rubiaceae</b>						
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	0.00	0.00	7.09	1.46	3.33	0.84
<i>Richardia brasiliensis</i> (Gomes)	1.39	0.44	0.00	0.00	0.74	0.19
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltdl.)	0.00	0.00	18.90	3.89	8.87	2.23
<i>Spermacoce suaveolens</i> (G. Mey.) Kuntze.	14.29	4.46	2.36	0.49	8.69	2.18
<b>Sapindaceae</b>						
<i>Serjania</i> sp.	0.70	0.22	0.00	0.00	0.37	0.09
<b>Urticaceae</b>						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	0.00	0.00	0.79	0.16	0.37	0.09
<i>Cecropia peltata</i> L.	0.00	0.00	0.39	0.08	0.18	0.05
<b>Total Geral</b>	<b>320.21</b>	<b>100.00</b>	<b>485.83</b>	<b>100.00</b>	<b>397.97</b>	<b>100.00</b>

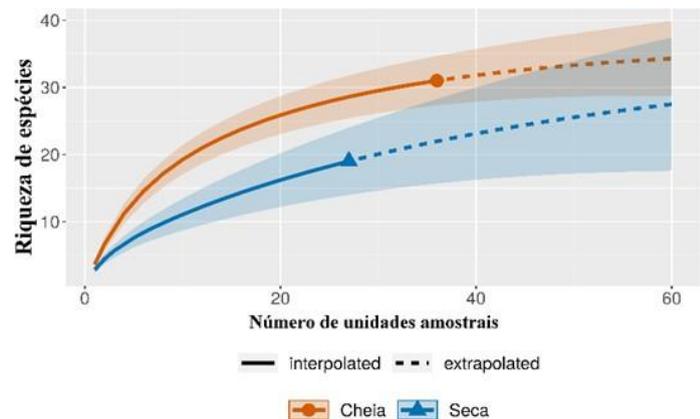
As curvas de rarefação, em primeiro lugar graças a sua relativa estabilização, nos mostraram que a amostragem da comunidade nos bancos de sedimento foi suficiente. Em

segundo lugar, as curvas nos permitiram observar as alterações na riqueza de espécies a partir da sazonalidade. De modo geral, a riqueza se mostrou maior durante o período de cheia. Os gráficos mostram, na extrapolação, uma tendência à estabilidade na riqueza de espécies nos bancos 3 a 10 (Figuras 6C a 6F e Figura 7), durante o período de seca. Já no período da cheia, onde a riqueza foi maior, houve uma menor tendência a estabilização; com exceção do banco 4 (Figura 6D).

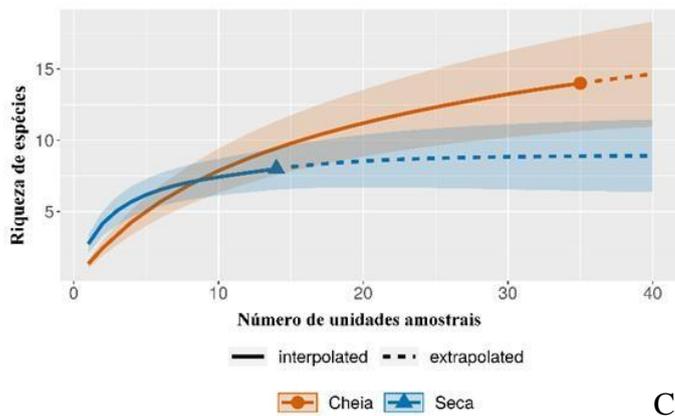
Figura 6. Comparação da riqueza de espécies nos bancos de sedimentos durante os períodos de seca e cheia. A) Banco de sedimentos 1; B) Banco 2; C) Banco 3; D) Banco 4; E) Banco 5; F) Banco 6;



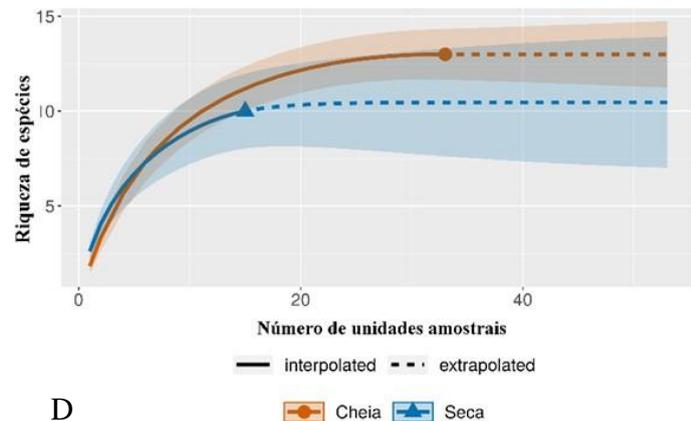
A



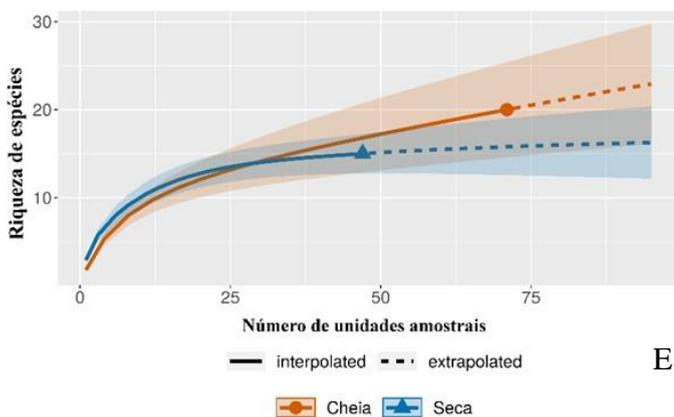
B



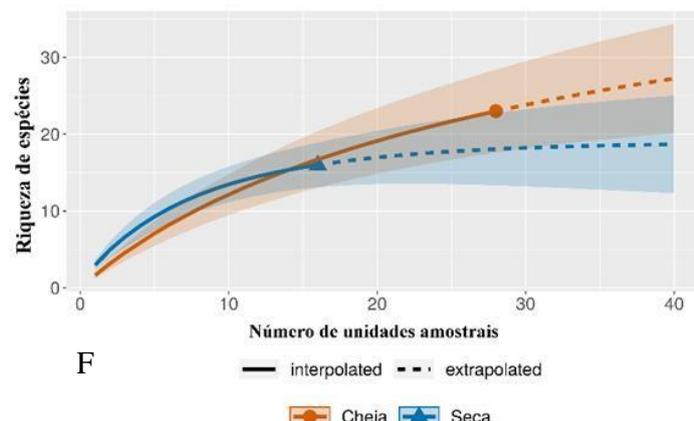
C



D

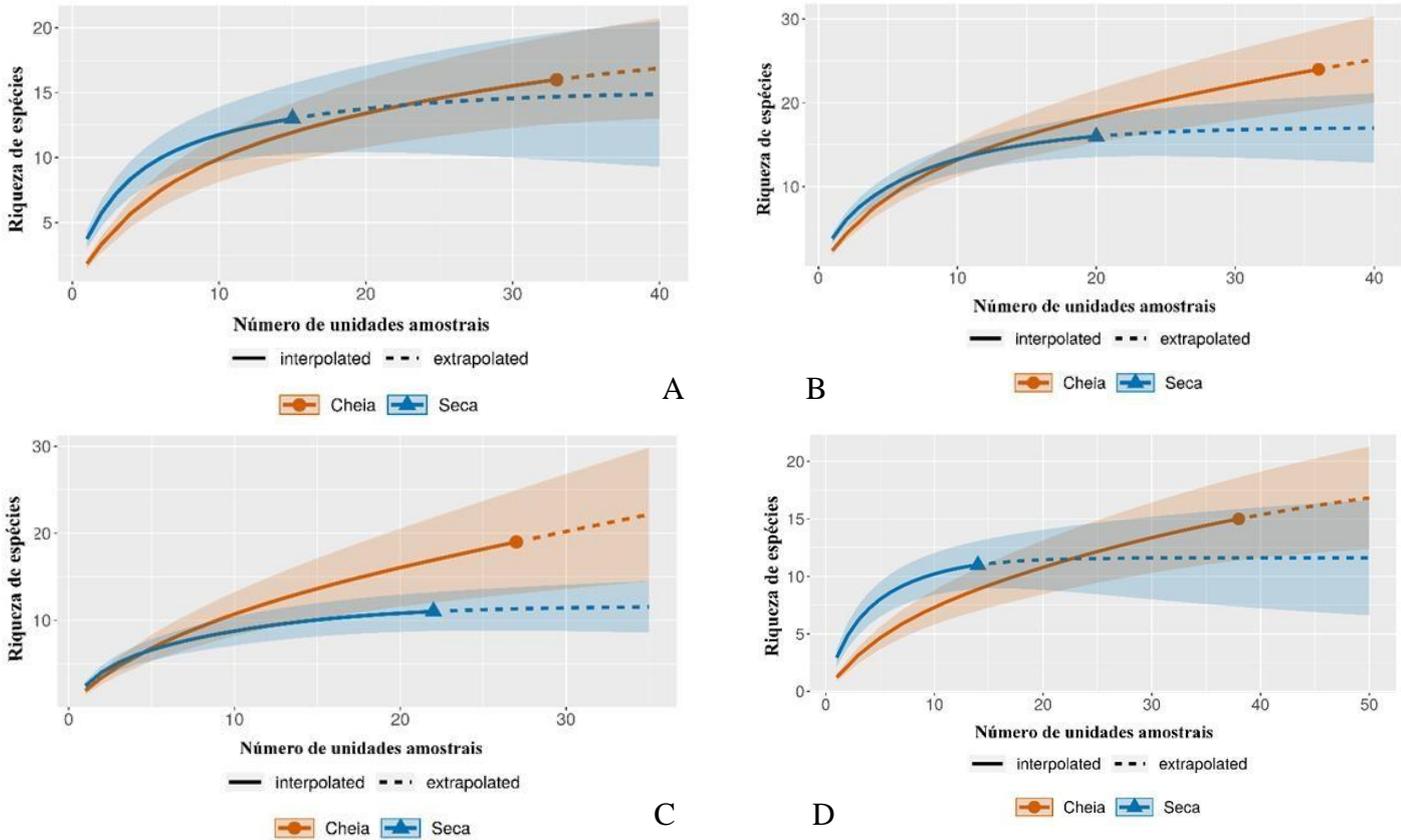


E



F

Figura 7. Comparação da riqueza de espécies nos bancos de sedimentos durante os períodos de seca e cheia. A) Banco 7; B) Banco 8; C) Banco 9; D) Banco 10.

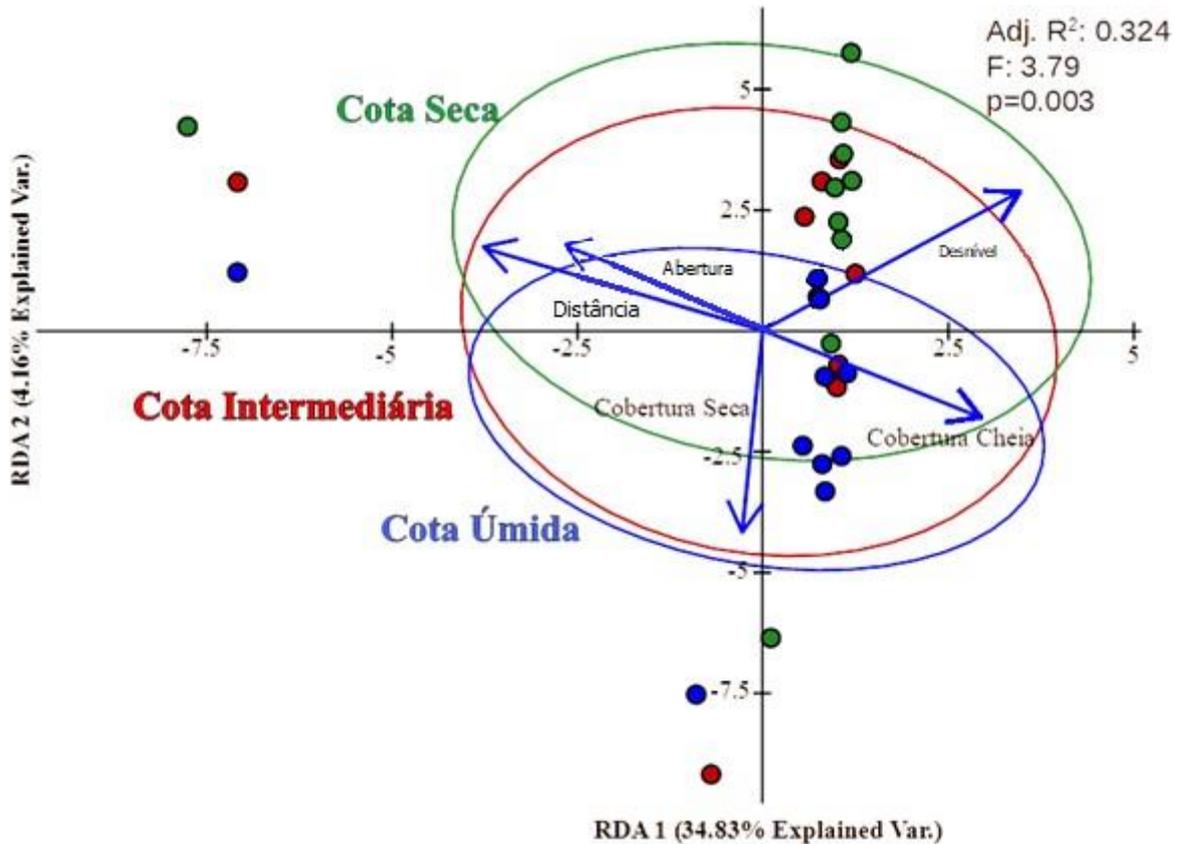


Quando se estabelece uma comparação entre as áreas amostradas é possível observar que os bancos 2 e 1 apresentaram Índice de Shannon variando entre 3,40 e 3,38, respectivamente; indicando, possivelmente, uma maior diversidade de espécies. Em análise feita a partir do Índice de Simpson também é possível notar um pico de diversidade nos bancos de sedimentos já citados (Tabela 3). Ambas as áreas, banco 1 e 2 ficam bem próximos a PCH Pandeiros, sendo o banco 1 a montante da barragem, no espelho d'água do reservatório; e o banco 2 a jusante, logo abaixo das comportas (Figura 4). As áreas com menor diversidade foram os bancos 4 ( $H' = 2,75$  e  $J' = 0,84$ ) e 5 ( $H' = 2,57$  e  $J' = 0,83$ ). Ambas as áreas também estão próximas, a 100 metros de distância uma da outra.

Tabela 3. Tabela com os Índices de Shannon (H'), Índice de Simpson, número de espécies por banco (S) e Equabilidade de Pielou para os bancos de sedimentos no leito do rio Pandeiros – MG, Brasil.

<b>Ambiente</b>	<b>Índice de Shannon (H')</b>	<b>Índice de Simpson</b>	<b>Nº de espécies por banco (S)</b>	<b>Equabilidade de Pielou</b>
Banco 1	3,409845	0,9533274	54	0,854815402
Banco 2	3,38076	0,9567139	43	0,898669546
Banco 3	3,198908	0,9423536	42	0,855856276
Banco 4	2,751337	0,9139811	26	0,844461472
Banco 5	2,569424	0,8976082	22	0,83124837
Banco 6	2,904677	0,9212318	39	0,792856046
Banco 7	3,200008	0,9449796	43	0,850794401
Banco 8	2,906682	0,9080924	38	0,799068908
Banco 9	3,284976	0,9506425	38	0,903064795
Banco 10	3,18169	0,9432926	39	0,868469077

Figura 8. RDA relacionando as variáveis ambientais e resposta, delimitando as cotas úmida, intermediária e seca.



Na Análise de Redundância (Figura 8) vemos que o eixo 1 explicou a maior parte da variação a maior variação (34,83%), enquanto o eixo 2 explicou apenas 4,16% da variação. A RDA também mostrou que a cobertura vegetal está relacionada à Cobertura no período seco, ao desnível da área em relação ao rio e à distância à linha d'água. O desnível do rio explica mais sobre a variação ambiental do que que a variável distância à linha d'água. A variável abertura do dossel responde à distância à linha d'água, já a cobertura vegetal durante a cheia está mais relacionada à uma variação interna das cotas.

Tabela 4. Proporção da Variação na comunidade de espécies vegetais, que está sendo explicada pelas variáveis ambientais testadas

Proporção de Variação		
	Inércia	Proporção Explicada
<b>Total</b>	713.598	1
<b>Constrained</b>	<b>314.646</b>	<b>44.1%</b>
<b>Unconstrained</b>	398.952	55.6%

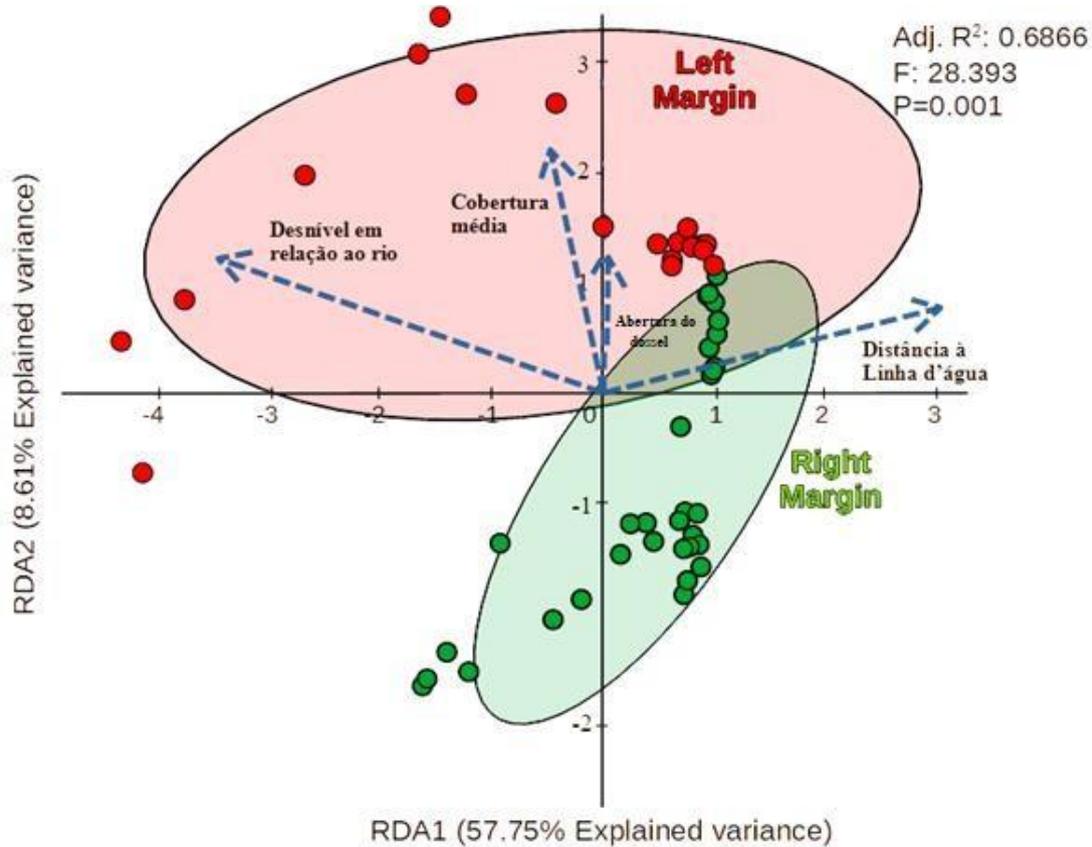
Os resultados na Tabela 4 mostram que as variáveis ambientais e resposta (Cobertura seca, Desnível, distancia à linha d'água e Abertura do dossel) explicam 44.1% da variação na comunidade de espécies vegetais entre os bancos de sedimentos.

Tabela 5. Teste de permutação para RDA.

<b>Teste de permutação para RDA</b>				
<b>Permutação: livre</b>				
<b>Número de permutações: 999</b>				
<b>Modelo: rda(formula = Matriz de Abundância de Espécies ~ Desnível + Distancia + Abertura do dossel + Cobertura na Cheia + Cobertura na Seca)</b>				
<b>Resultados da Anova para o modelo de RDA</b>				
	<b>Df</b>	<b>Varição</b>	<b>F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
<b>Modelo</b>	5	315	3.79	<b>0.008 (**)</b>
<b>Resíduos</b>	24	399		
<b>Resultados da Anova para Variáveis ambientais</b>				
	<b>Df</b>	<b>Varição</b>	<b>F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
<b>Cobertura Cheia</b>	1	91	5.48	<b>0.004 (**)</b>
<b>Cobertura Seca</b>	1	26	1.56	<b>0.207</b>
<b>Desnível em Relação ao Rio</b>	1	63	3.77	<b>0.024 (*)</b>
<b>Distancia à Linha D'água</b>	1	79	4.78	<b>0.019 (*)</b>
<b>Abertura do Dossel</b>	1	56	3.34	<b>0.042 (*)</b>
<b>Resíduos</b>	24	399		

Os resultados dos testes de anova na Tabela 5 mostram que o modelo construído na RDA é significativo para explicar a variação encontrada na comunidade entre os bancos de sedimentos do rio. Da mesma forma, o modelo mostra uma influência significativa da maioria das variáveis ambientais individualmente. A Análise de Redundância também mostra que existe uma variação entre as margens do rio (Figura 8).

Figura 9. RDA relacionando as variáveis ambientais e resposta, delimitando as margens direita e esquerda do rio.



A RDA (Figura 9) mostra que existe diferença entre as parcelas em ambas as margens do rio, em relação à comunidade de espécies vegetais e as variáveis ambientais estão explicando essa diferença.

Tabela 6. Proporção da Variação na comunidade de espécies vegetais, que está sendo explicada pelas variáveis ambientais testadas na Análise de Redundância por separação de margens do rio.

Proporção da Variação		
	Inícia	Proporção Explicada
<b>Total</b>	177.64	1
Constrained	<b>126.43</b>	<b>0.7117</b>
Unconstrained	51.21	0.2883

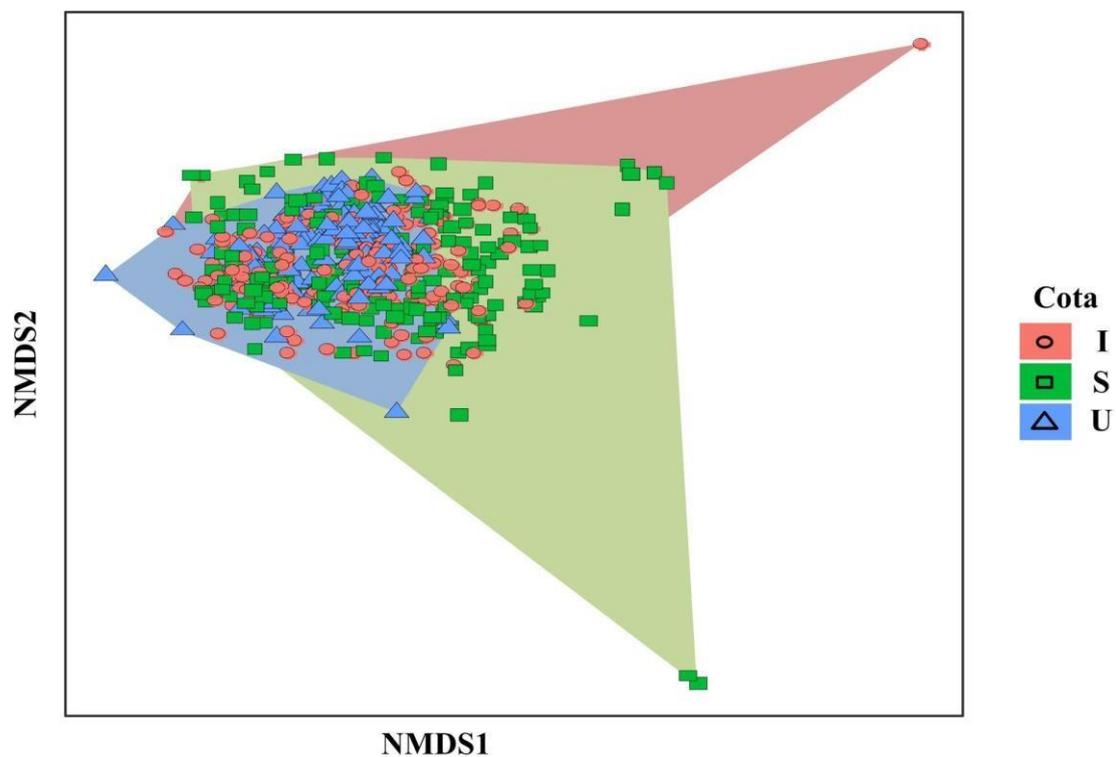
Os resultados na Tabela 6 mostram que as variáveis ambientais e resposta (Cobertura média, Desnível, Distância à linha d'água e Abertura do dossel) explicam 71,17% da variação na comunidade de espécies vegetais entre as margens do rio.

Tabela 7. Teste de permutação para RDA considerando as variáveis ambientais e resposta.

<b>Teste de permutação para RDA</b>				
<b>Permutação: livre</b>				
<b>Número de permutações: 999</b>				
<b>Modelo: rda(fórmula = Matriz de Abundância de Espécies ~ Cobertura + Desnível + Distancia + Abertura do dossel)</b>				
<b>Resultados da Anova para o modelo de RDA</b>				
	<b>Df</b>	<b>Varição</b>	<b>F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
<b>Modelo</b>	4	126.435	28.393	<b>0.001</b> <b>(***)</b>
<b>Resíduos</b>	46	51.209		
<b>Resultados da Anova para Variáveis ambientais</b>				
	<b>Df</b>	<b>Varição</b>	<b>F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
<b>Cobertura Média</b>	1	8.148	7.3193	<b>0.001</b> <b>(***)</b>
<b>Desnível em Relação ao Rio</b>	1	79.006	70.9686	<b>0.001</b> <b>(***)</b>
<b>Distancia à Linha D'água</b>	1	9.563	8.5901	<b>0.001</b> <b>(***)</b>
<b>Abertura do dossel</b>	1	29.718	26.6947	<b>0.001</b> <b>(***)</b>
<b>Resíduos</b>	46	51.209		

Os resultados dos testes de anova na Tabela 7 mostram que o modelo construído na RDA é significativo para explicar a variação encontrada na comunidade entre as duas margens do rio. Da mesma forma ele mostra uma influência significativa de todas as variáveis ambientais individualmente. Essa análise mostra que as diferenças entre as comunidades presentes nas duas margens não são explicadas pelo acaso e sim por diferenças ambientais entre as margens que ainda não foram identificadas neste estudo.

Figura 10. NMDS (composição de espécies nas cotas analisadas).



Na NMDS (Figura 10) vemos que a composição vegetal entre as cotas é bem parecida, pois ocorreu sobreposição dos pontos representantes. A cota seca se apresentou em uma faixa maior de distribuição, mas não variou de forma significativa em relação às outras cotas.

Figura 11. Regressão Linear da Riqueza de espécies em relação ao Desnível em relação ao rio. Gráfico geral (A), da cheia (B) e da seca (C).

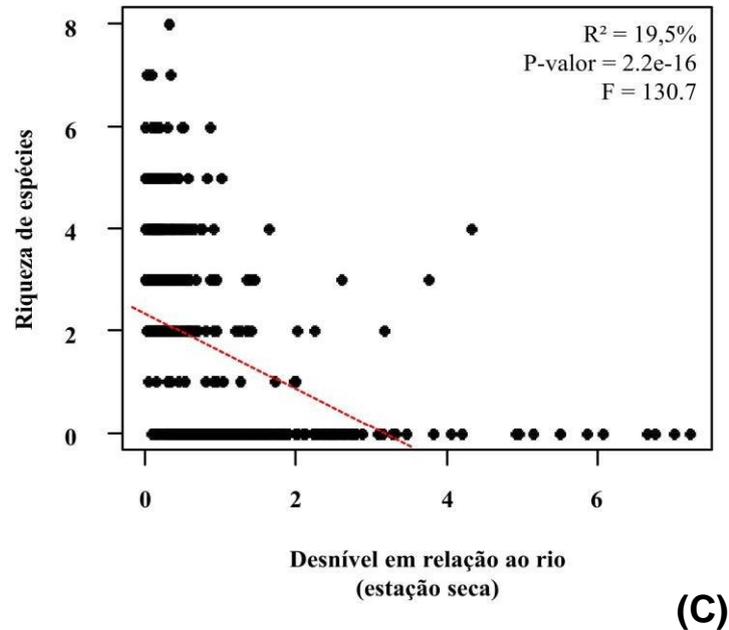
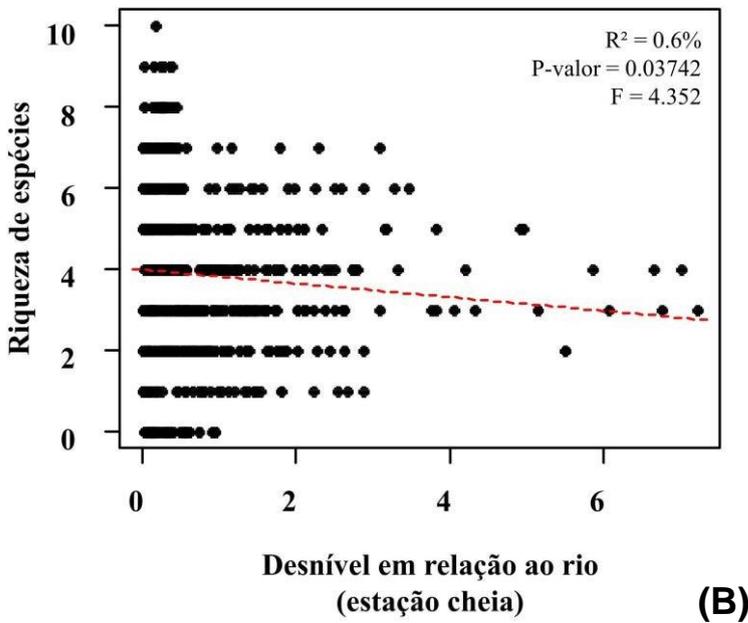
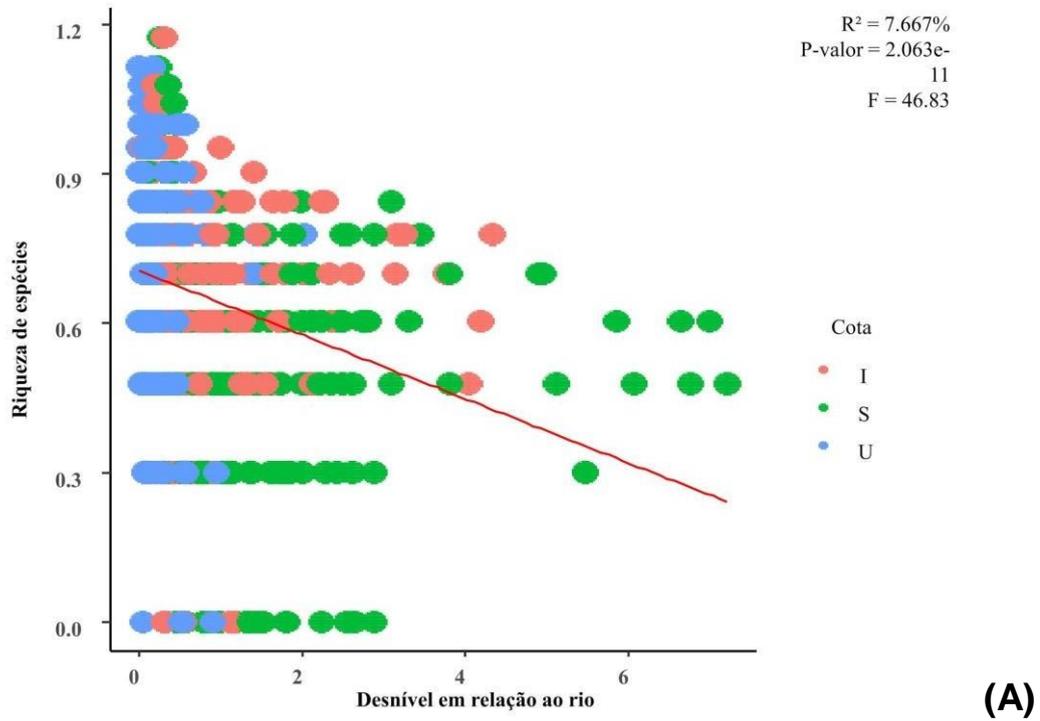
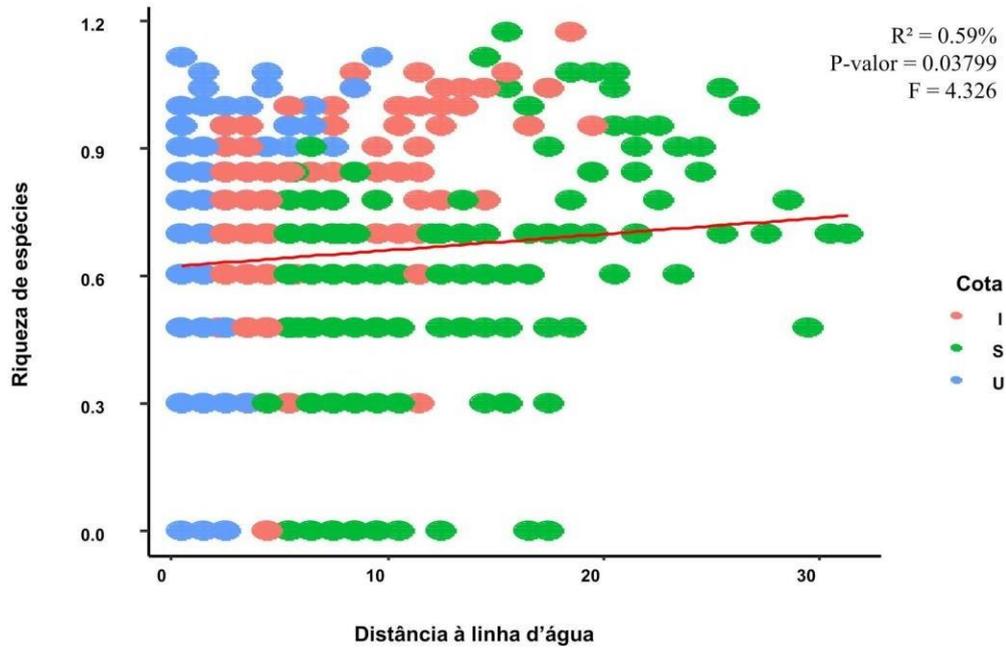
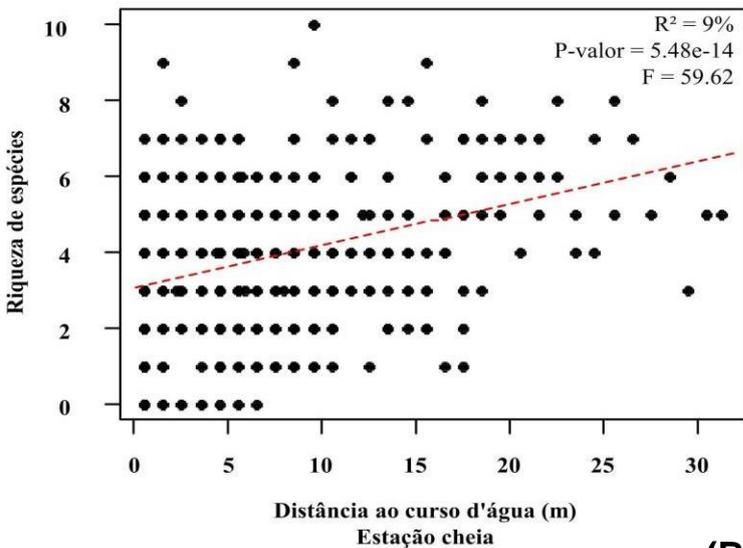


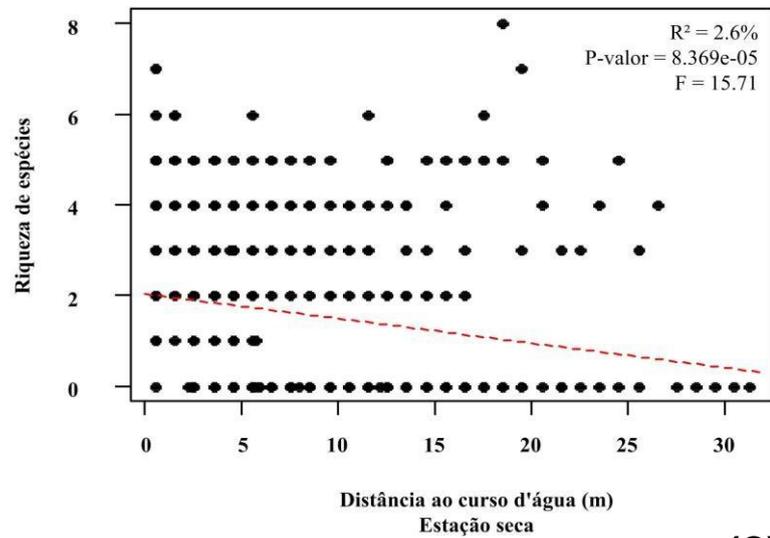
Figura 12. Regressão Linear da Riqueza de espécies em relação à Distância à linha d'água. Gráfico geral (A), da cheia (B) e da seca (C).



(A)



(B)



(C)

A riqueza de espécies diminuiu com o aumento do desnível (Figura 11) e aumentou muito suavemente com a distância do rio (Figura 12). Em ambos os casos, embora as regressões tenham sido significativas, a maior parte da variação da riqueza não foi explicada por elas (Desnível:  $R^2=7,7\%$ ; distância do rio:  $R^2=0,59\%$ ). Mesmo assim, as regressões

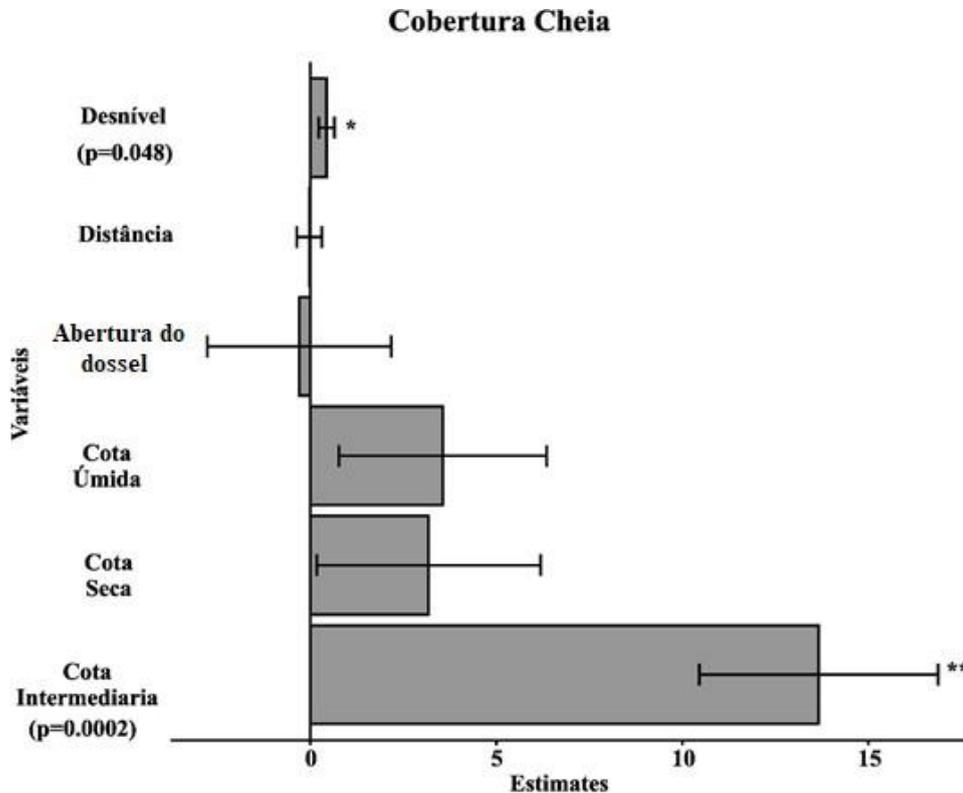
lineares mostraram que a explicação do riqueza pelo desnível é cerca de 13 vezes maior do que pela distância do rio.

Os efeitos negativos do desnível na riqueza foram muito mais fortes na seca ( $R^2=19,5\%$ , Figura 11C) do que na cheia ( $R^2=0,6\%$ , Figura 11B), embora para ambas as estações as regressões tenham sido significativas (Figura 11). No entanto, as estações do ano apresentaram resultados opostos e significativos em relação ao efeito da distância do rio na riqueza de espécies. Na cheia, a riqueza aumentou significativamente com a distância do rio ( $R^2=9\%$ , Figura 12B), já na seca, a riqueza diminui significativamente com a distância do rio ( $R^2=2,6\%$ , Figura 12C).

Tabela 8. Fórmula da GLM para o período de cheia.

<b>Fórmula do GLM</b>				
<b>Média da Cobertura na Cheia ~ Cotas + Média do Desnível + Média da Distância + Média da Abertura do dossel</b>				
<b>família = Gaussian, link= Identidade</b>				
<b>Coefficientes:</b>				
<b>Variáveis</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Std. Erro</b>	<b>t valor</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
<b>Cota Intermediaria</b>	13.6662	3.20809	4.26	0.000273 (***)
<b>Cota Seca</b>	3.17948	3.00674	1.057	0.300833
<b>Cota Úmida</b>	3.56111	2.79191	1.276	0.214337
<b>Desnível</b>	0.4388	0.21102	2.079	0.048427 (*)
<b>Distância</b>	-0.02712	0.33818	-0.08	0.93676
<b>Abertura do dossel</b>	-0.29589	2.47045	-0.12	0.905662
<b>Null deviance: 911.49 on 29 degrees of freedom</b>				
<b>Residual deviance: 526.97 on 24 degrees of freedom</b>				
<b><math>\chi^2</math>(Null - Residual deviance)</b>	384.52			
<b>p</b>	<0.0001			
<b>AIC</b>	185.11			
<b>AIC (nulo)</b>	191.55			

Figura 13. GLM das variáveis ambientais (desnível em relação ao nível do rio, distância à linha d'água e abertura do dossel) e resposta (cotas úmida, intermediária e seca), de acordo com a abundância de espécies, para o período de cheia.



Entre as variáveis amostradas, foi observado que existe influência significativa da cota intermediária ( $p=0.000273$ , Figura 13) na cobertura; mostrando que essa cota foi mais afetada pelo período de cheia. Também foi encontrado que o Desnível foi a outra variável com influência significativa ( $p=0.0048$ , Figura 13). Com os resultados para os valores de Null deviance, Residual Variance e  $\chi^2$  (Chi-quadrado), vemos que o modelo está bem ajustado ( $p<0.0001$ , Tabela 8) aos dados e que ele prediz bem a variação na cobertura.

Tabela 9. Fórmula da GLM para o período de seca.

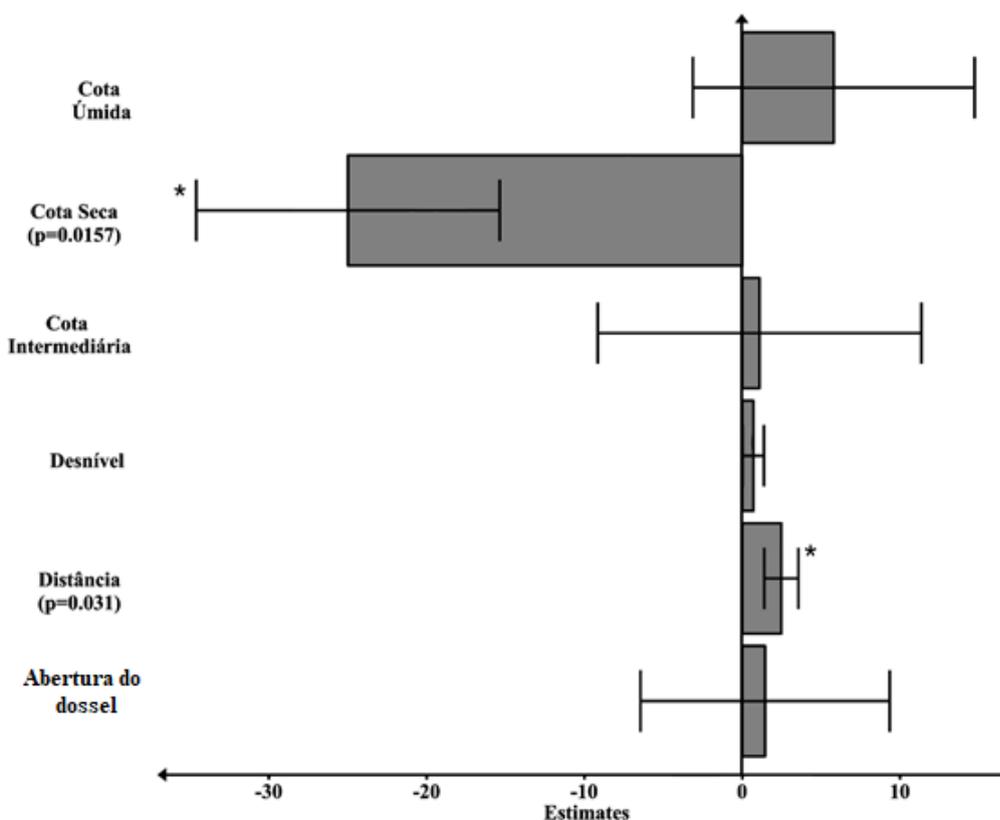
<b>Fórmula do GLM</b>
<b>Média da Cobertura na Seca ~ Cotas + Média do Desnível + Média da Distância + Média da Abertura do dossel</b>
<b>família = Gaussian, link = identidade</b>

<b>Coefficientes:</b>				
Variáveis	Estimativa	Std. Erro	t valor	Pr(> t )
Cota Intermediária	1.0976	10.2543	0.107	0.916
Cota Seca	-24.9793	9.6107	-2.599	0.0157 (*)
Cota Úmida	5.7963	8.9241	0.65	0.5222
Desnível	0.7045	0.6745	1.044	0.3067
Distância	2.4752	1.081	2.29	0.0311 (*)
Abertura do dossel	1.4438	7.8966	0.183	0.08565

<b>Null deviance: 7863.6 on 29 degrees of freedom</b>	
<b>Residual deviance: 5384.0 on 24 degrees of freedom</b>	
$\chi^2$ (Null - Residual deviance)	2479.6
p	<0.0001
AIC	254.84
AIC (nulo)	257.2

Figura 14. GLM das variáveis ambientais (desnível em relação ao nível do rio, distância à linha d'água e abertura do dossel) e resposta (cotas úmida, intermediária e seca), de acordo com a abundância de espécies, para o período de seca.



Entre as variáveis amostradas encontramos que existe influência negativa significativa da cota seca ( $p=0.0157$ , Figura 14) e uma influência positiva da distância ( $p=0.031$ , Figura 14), mostrando que essas são as variáveis mais importantes para explicar a variação da cobertura vegetal no período da seca. Com os valores obtidos para Null deviance, Residual Variance e, posteriormente, para  $\chi^2$  (Chi-quadrado = 2479.6, Tabela 9), observamos que o modelo está bem ajustado ( $p<0.0001$ , Tabela 9) aos dados e que ele prediz bem a variação na cobertura no período da seca.

#### 4 DISCUSSÃO

Nossos resultados contrastam com vários encontrados na literatura. De forma geral os estudos relatam que a riqueza aumenta em direção à borda da mata, à medida que se distancia da margem do rio. Isso ocorreria pela colonização do banco a partir da vegetação circundante ao mesmo, criando um gradiente de colonização e sucessão que avança em direção ao rio (JONES & del MORAL, 2009; MAKOTO & WILSON, 2016; TILMAN, 1993). Quando não há seca intensa, a maior a intensidade das perturbações nas comunidades ocorre devido enchentes periódicas e maior a dificuldade da comunidade se estabelecer em áreas mais próximas ao rio. (D'ANGELO, et al., 2009). Assim, em comunidades como essa, tanto a colonização a partir da vegetação circundante, como o aumento do impacto próxima ao rio devido as enchentes periódicas, cria um claro gradiente de ocupação da área, onde a riqueza e cobertura reduzem em direção ao rio e a sucessão é mais avançada nas áreas distantes do rio. Nessas áreas, o que controla a estrutura da comunidade são as cheias. De forma oposta, neste trabalho, observamos que próximo ao leito do rio a riqueza de espécies é maior, enquanto que quanto mais longe do leito do rio, menor a riqueza.

As análises de regressão mostraram que durante o período de seca houve uma grande diminuição na riqueza de espécies das áreas analisadas; especialmente nas cotas secas, que são as mais distantes do leito do rio. Isso reflete um padrão comum em ambientes que apresentam forte sazonalidade (BORNETTE; PUIJALON, 2011), pois refletem as reações ao estresse hídrico, que é um dos principais fatores limitantes para a sobrevivência e manutenção da vegetação (LITE et al., 2005; McCOY-SULENTIC et al., 2017). Na seca, as margens expostas e mais próximas do rio são ocupadas por plântulas de espécies de plantas colonizadoras, que podem formar comunidades em locais estabilizados. A maior parte da germinação ocorre em margens úmidas e baixas, próximas ao fluxo de água (LITE et al., 2005). A região de estudo está inserida em um clima semiárido, marcado pelos longos períodos sem chuva (NUNES et al., 2009). Nestes períodos de baixa pluviosidade, o lençol freático é afetado, apresentando baixo volume (ANDRADE, et al., 2016) em áreas mais distantes do rio, ficando inacessível às plantas do substrato. Como um estressor dos efeitos da acentuada sazonalidade e baixa pluviosidade da região, o sedimento quase inteiramente arenoso que forma os bancos de sedimentos, que retém pouca umidade nos períodos de seca (SILVA, et al., 2009). Combinado a isso, os bancos de sedimentos são dominados por uma vegetação herbácea, em sua maioria, espécies anuais ou de ciclo curto, que não possuem um sistema radicular profundo o suficiente para chegar ao baixo volume do lençol freático e,

assim, sobreviver a seca nas áreas mais distantes do rio (MENGENS & WALLER, 1983). Diante disso, os únicos locais em que as plantas conseguem se manter durante o período de seca é, justamente, próximo ao leito do rio.

Há ainda a questão se a maior riqueza nas cotas úmidas refletiria a existência de bancos de sementes nas áreas. Sementes dormentes enterradas nos solos podem germinar com o retorno de condições favoráveis a elas, como atestado pelo 'experimento de sementes Duvel' (TOOLE & BROWN, 1946), onde os autores observaram a longevidade e dormência de 107 espécies ao longo de 38 anos (LECK et al., 1989; GRIME & HILLIER, 1992). No entanto, Kalliola, et al. (1991) concluiu que, em bancos de sedimentos recém formados, o possível papel de um banco de sementes na colonização de novos locais é considerado insignificante, justamente porque os locais são novas formações deposicionais e, conseqüentemente, a colonização depende da chegada dos propágulos imigrantes. Assim, mesmo não tendo avaliado a estabilidade temporal dos bancos de sedimentos estudados, é improvável que haja um banco de sementes importante nos mesmos. Os bancos de sedimentos 1 (à montante da barragem) e 2 (logo após a barragem), distantes 100 metros um do outro, apresentaram os maiores índices de diversidade e, como os outros, uma composição vegetal bastante similar, o que pode se dar pelas fontes de sementes para colonização desta região, que podem ser árvores e espécies herbáceas presentes ao longo das margens estáveis do rio, e que possuem propágulos que podem flutuar na maré alta (KALLIOLA, et al., 1991).

Mais um agente que pode ter influenciado a diferença da riqueza encontrada é a área dos bancos de sedimentos. Este fato tem grande influência, pois em bancos com áreas maiores como o banco de sedimentos 1, onde foram distribuídas mais parcelas, mais espécies podem aparecer e se estabelecer, contribuindo para um aumento na riqueza (ZHANG, LIU, WANG, 2015). Porém este fator não explica a elevada riqueza obtida no banco de sedimentos 2, pois ele é um dos que possui menor área. Liu et al. (2019) observou que o tamanho da área influenciou a composição de características funcionais, riqueza, diversidade, e direção sucessional, e que as taxas de sucessão eram mais rápidas em grandes ilhas em comparação com pequenas, o que se relaciona aos resultados obtidos no presente estudo para a riqueza no banco de sedimentos 1, a maior área estudada.

A partir da NMDS vemos que ocorreu uma sobreposição dos polígonos representantes das cotas, ou seja, a composição de espécie delas são bem similares. Não há um gradiente de sucessão, independente da cota, a composição de espécies é similar. Tal constatação contraia

a hipótese de um gradiente sucessional das margens do rio em direção a área mais seca, onde as áreas mais distantes do rio estariam em estágios mais avançados. Ora a área é afetada pela cheia do rio, seja pela inundação ou pela deposição e remoção de sedimentos, impedindo o progresso da comunidade à margem d'água; a variação cíclica no nível da água pode afetar negativamente a riqueza de espécies, uma vez que esta mudança pode inibir a germinação, crescimento e reprodução das plantas, contribuindo para uma diminuição na riqueza durante a estação desfavorável (ZHANG, LIU, WANG, 2015). Algumas espécies podem se ajustar aos regimes de perturbação hidrológicas das planícies de inundação, elas são geralmente flexíveis e conseguem mudar rapidamente da fase vegetativa para a reprodutiva, sendo ruderais ou ruderais competitivas na classificação de Grime (1979), se ajustando às perturbações climáticas (MENGENS & WALLER, 1983). Já as áreas mais altas dos bancos de sedimentos são afetadas pela seca longa em intensa características da região. Também sob essas condições, as espécies geralmente podem apresentar ciclo de vida curto (RHAZI et al., 2009) e desaparecer ou permanecer apenas como estruturas subterrâneas no período de estiagem. Assim, não existe um gradiente sucessional margem do rio – borda da mata, como é esperado em regiões mais úmidas ligadas à maior estabilidade do sedimento.

Considerando a composição de espécies da área, encontramos em nosso estudo que as famílias Cyperaceae e Poaceae estão entre as mais abundantes nos bancos de sedimentos. Tais famílias predominam em áreas de sucessão primária, em função de sua morfologia e adaptação a áreas recém-formadas (CHANG e TURNER, 2019). Os referidos autores também observaram a presença de plantas invasoras em áreas recém-formadas, a chegada de plantas nativas em locais mais estabilizados e que a vegetação colonizadora é mais comum em áreas de até 7 anos. Estas observações podem explicar a composição da vegetação encontrada nas áreas estudadas no presente trabalho, que é composta em sua maioria por plantas classificadas como colonizadoras e algumas espécies invasoras, como *Brachiaria* sp. e *Ludwigia octovalvi*, que foram encontradas em abundância. Kalliola, et al. (1991) em trabalho realizado para analisar a sucessão em bancos de sedimentos em regiões tropicais, constatou a presença de espécies dos gêneros *Ludwigia*, *Cyperus*, *Fimbristylis*, *Baccharis* e *Piper*, corroborando com o presente estudo, onde estes gêneros também foram amostrados nos bancos de sedimentos analisados. O autor também ressalta que a presença de tais gêneros pode ser favorecida pelo fato do ambiente ser constituído de areia fina, que é o caso dos bancos de sedimento analisados.

Como já analisado, o estudo mostrou a existência de espécies consideradas colonizadoras, como exemplares das famílias Poaceae e Cyperaceae. De acordo com Walker, Chasada e Chapin (1986), espécies colonizadoras precisam ter propágulos disponíveis durante o tempo em que estão desprotegidas e o solo está exposto, assim variação na chuva de sementes fornece um elemento estocástico para estabelecimento de mudas em áreas de várzea. Para além desta análise, a capacidade de colonização das espécies também se relaciona à métodos de movimentação pelo vento ou síndrome de dispersão de água, conectados com a produção efetiva de pequenas sementes - características típicas de espécies colonizadoras em muitas áreas (FENNER, 1987; SOUTHWOOD et al., 1988), o que também pode explicar a presença de espécies colonizadoras em várzeas, as plantas que não possuem mecanismos de dispersão facilitado também podem se dispersar pela água, a partir do auxílio do rio neste transporte (FOSTER, ARCE & WACHTER, 1986; LAMOTTE, 1990).

Foram encontradas vários grupos de espécies de plantas anfíbias, que podem viver em áreas de transições aquático – terrestre, como: Asteraceae, Cyperaceae, Lamiaceae, Onagraceae, Fabaceae, Poaceae e Rubiaceae. De acordo com Kalliola et al. (1991), a flora herbácea colonizadora em bancos de sedimentos em formação inclui algumas espécies típicas de sucessão aquática e uma importante proporção das espécies terrestres que possivelmente contribuem para a sucessão posterior. Muitos destas são ervas daninhas neotropicais amplamente disseminadas que ocupam locais de crescimento nas margens dos rios.

A Análise de Redundância mostrou que há diferenças entre as comunidades presentes nas duas margens dos rios, e que não são explicadas pelo acaso e sim por diferenças ambientais entre as margens, porém por conta da grande variação ainda não explicada pelas variáveis ambientais estudadas, é possível que alguma outra variável não amostrada seja importante para explicar essa variação. Assim, seria necessário aprofundar os estudos na área, afim de entender o motivo de tal variação; que pode se dar por variações na composição do solo ou na idade do banco de sedimentos, uma vez que estudos anteriores, realizados em diferentes áreas alagáveis, encontraram diferenças na composição de espécies em áreas de diferentes idades (CHANG e TURNER, 2019).

## 5 CONCLUSÃO

O presente trabalho buscou responder como a sucessão primária ocorre em bancos de sedimentos no rio Pandeiros - MG, através da avaliação da composição vegetal das áreas e análises de variáveis ambientais.

Nossos resultados, em alguns pontos, se opõem a outros trabalhos realizados em bancos de sedimentos em condições mais úmidas, onde em um gradiente de sucessão, as comunidades mais distantes do rio são mais maduras e mais ricas em espécies que aquelas próximas ao mesmo. Nesses estudos, as comunidades mais próximas ao rio, devido ao impacto das cheias periódicas, apresentam-se sempre em um estágio sucessional mais inicial. O nosso estudo, no entanto, mostrou que em uma região onde a estação seca é mais drástica, o impacto sazonal desta é muito mais forte para a comunidade estudada que o impacto sazonal das cheias. Nossos resultados mostraram que nesses casos a riqueza nas cotas mais distantes do rio é tão reduzida no período de seca que o gradiente de riqueza se inverte, com os maiores valores durante a estiagem nas áreas sob maior influência do rio.

Também observamos que não há um gradiente sucessional estabelecido na direção margem do rio - limite superior do banco de sedimentos. Basicamente, o mesmo pool de espécies ocupa todo o banco de sedimentos de forma mais ou menos homogênea, sem nenhum gradiente claro.

A composição de espécies encontradas nos bancos de sedimentos estudados é típica de áreas em estágios muito iniciais de sucessão, sendo que aparentemente o avanço do processo é limitado nas margens do rio pelas cheias e nas áreas mais altas pelas secas intensas.

Quanto às variáveis ambientais, foi observado que a maior influência na composição das áreas foi a influência negativa do desnível em relação ao rio e da distância à linha d'água, especialmente na seca, evidenciando a influência da estiagem nas áreas de estudo. A abertura de dossel nas parcelas se mostrou um fator secundário.

A partir das avaliações desse trabalho, foi possível discutir sobre a sucessão ecológica em bancos de sedimentos recém formados, fornecendo subsídios para os estudos acerca do processo de estabilização dos mesmos. Em uma eventual remoção da barragem e exposição dos bancos de sedimentos, a forte seca sazonal existente na região seria certamente uma barreira importante ao estabelecimento de vegetação nos bancos de sedimentos expostos. Medidas que aumentem ou conservem a umidade no solo nessas áreas poderiam favorecer o estabelecimento de uma vegetação mais permanente e o progresso da sucessão tem tais bancos. Entre essas medidas, a cobertura do solo com mantas vegetais ou o adensamento da

vegetação local com espécies nativas de maior cobertura implantadas forçadamente durante as cheias poderiam reduzir o estresse da seca e aumentar a cobertura vegetal nesses bancos.

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. do N.; LUNA, N. R. de S.; LOPES, F. B.; CRISÓSTOMO, L. de A. (2016). Dinâmica do nível freático e da salinização das águas subterrâneas em áreas irrigadas. **Revista Ceres, Viçosa, v. 63, n. 5**, p. 621-630.
- BARTHA, S. et al. Plant colonization windows in a mesic old field succession. **Applied Vegetation Science**, v. 6, n. 2, p. 205-212, 2003.
- BELLMORE, J. R.; Duda, J. J.; Craig, L. S.; Greene, S. L.; Torgersen, C. E.; Collins, J. M.; Vittum, K. 2016. Status and trends of dam removal research in the United States. **Wires Water, v. 4**, p. 1-13.
- BETHONICO, M. B. M. 2009. RIO PANDEIROS: TERRITÓRIO E HISTÓRIA DE UMA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL NO NORTE DE MINAS GERAIS. **REVISTA ACTA GEOGRÁFICA, n.5**, p.23-38.
- BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Response of aquatic plants to abiotic factors. **A review. Aquatic Sciences, Basel, v. 73**, n. 1, p. 1-14, 2011.
- CAMPBELL, D.R.; ROCHEFORT, L.; LAVOIE, C. (2003) Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. **Journal of Applied Ecology 40**:78–91
- CHANG, C.C.; TURNER, B.L. Ecological succession in a changing world. 2019.
- DIAS-FILHO, Moacyr B. Competição e sucessão vegetal em pastagens. **Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E)**, 2006.
- FENNER, M. (1987). Seed characteristics in relation to succession. I. Colonization, **Succession and Stability (Ed by A. J. Gray, M. J. Crawley & P. J. Edwards)**, pp. 103-114. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- FONSECA, E. M. B. 2008. PCH Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. **In: VI Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas**.
- FONSECA, Diego de Sousa Ribeiro et al. Diagnóstico do uso do solo e degradação ambiental na bacia hidrográfica do Pandeiros-MG como subsídio para estudos de impacto ambiental. **Revista Georaguai, v. 1, n. 1**, p. 1-20, 2011.
- FORD, R.H.; SHARIK, T.L.; FERET, P.P. (1983) Seed dispersal of the endangered Virginia round-leaf birch (*Betula uber*). **Forest Ecology and Management 6**:115–128
- FOSTER, R.B. (1980) Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. Conservation biology: an evolutionary - ecological perspective (ed. by M. E. Soule and (B. A. Wilcox), pp. 75-92. **Sinaeuer Associates**, Sunderland, Mass.
- FOSTER, R. B., ARCE B. J. & WACHTER, T. S. (1986). Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. **Frugivores and Seed Dispersal (Ed by A. Estrada & T. H. Fleming)**, pp. 357-369. Dr W. Junk, Dordrech
- GRIME, J. P. (1979). Plant Strategies and Vegetation Processes. John Wiley, **Chicheste**.

GRIME, J.P. and HILLIER, S.H. 1992 The contribution of seedling regeneration to the structure and dynamics of plant communities and larger units of landscape. **In Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities. Ed. M Fenner.** pp 349–364. CAB International, Wallingford, UK.

HICKIN, E.J. & NANSON, G.C. (1975) The character of channel migration on the Beaton River, northeast British Columbia, Canada. **Bull. geol. Soc. Am.** **86**, 487-494.

HilleRisLambers, J.; ADLER, P. B.; HARPOLE, W. S.; LEVINE, J. M. & MAYFIELD, M. M. (2012). Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, **43**, 227–248.

HOSNER, J.F. & MINCKLER, L.S. (1963) Bottomland hardwood forests of southern Illinois - regeneration and succession. **Ecology**, **44**(1), 29-41.

JONES, C. C. & del MORAL, R. (2009). Dispersal and establishment both limit colonization during primary succession on a glacier foreland. **Plant Ecology**, **204**, 217–230

JUNK, W. J. (1983). Ecology of swamps on the middle Amazon. **Ecosystems of the World, Vol. 4B.** Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor (Ed by A. J. P. Gore), pp. 269-294. Elsevier, Amsterdam.

KALLIOLA R., SALO, J. & MAKINEN, Y. (1987). Regeneracion natural de selvas en la Amazonia Peruana 1: dinamica fluvial y sucesion riberenia. **Memorias del Museo de historia Natural 'Javier Prado' (Lima)**, **19A**, 1-102.

KALLIOLA, R. et al. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. **The Journal of Ecology**, p. 877-901, 1991.

LAMOTTE, S. (1990). Fluvial dynamics and succession in the Lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, **33/34**, 141-156.

LECK, M.A.; PARKER, V.T. and SIMPSON, R.L. (Eds) 1989. Ecology of soil seed banks. **Academic Press**, San Diego, CA, USA

LITE, S. J.; BAGSTAD, K.J.; STROMBERG, J. C. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. **Journal of Arid Environment**, **v. 63**, p. 785-813, 2005.

LIU, J.; COOMES, D.; A., HU G.; LIU, J.; YU, J.; LUO, Y. & YU, M. (2019). Larger fragments have more late-successional species of woody plants than smaller fragments after 50 years of secondary succession. **Journal of Ecology**, **107**, 582–594

MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University **Press: Nova Jersey**, 175p.

MAKOTO, K., & WILSON, S. D. (2019). When and where does dispersal limitation matter in primary succession? **Journal of Ecology**, **107**, 559–565.

MARGALEF, R. Sucesión y evolución: su proyección biogeográfica. **Paleontología y Evolución**, v. 20, p. 7-26, 1986.

MORIMOTO, J. et al. Wetland restoration by natural succession in abandoned pastures with a degraded soil seed bank. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 1005-1014, 2017.

McCOY-SULENTIC, M. E. et al. Changes in Community-Level Riparian Plant Traits over Inundation Gradients, Colorado River, Grand Canyon. **Wetlands**, v. 37, p. 635-646, 2017.

MELLINGER, M.V.; MCNAUGHTON, S.J. Structure and function of successional vascular plant communities in Central New York. **Ecological Monographs**, v. 45, p. 161- 182, 1975.

MENGES, E. S. & WALLER, D. M. (1983). Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. **American Naturalist**, 122, 454-473.

MIRANDA, J. C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, 2009.

NANSON, G.C. & BEACH, H.B. (1977) Forest succession and sedimentation on a meandering-river floodplain, northeast British Columbia, Canada. **J. Biogeogr.** 4, 229-251.

NUNES, Y. R. F.; AZEVEDO, I. F. P.; NEVES, W. V.; VELOSO, M. D. M.; SOUZA, R. A.; FERNANDES, G. W. 2009. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG Biota**, v. 2, n. 2, 66 p.

OKUBO, A.; LEVIN, S.A. (1989) A theoretical framework for data analysis of wind dispersal of seeds and pollen. **Ecology** 70:329–338.

PAKARINEN, P. 1984. Cover estimation and sampling of Boreal vegetation in Northern Europe. Pp. 33-44. **In: R. Knapp (ed.)**. Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Handbook of vegetation science, part 4. The Hague, Dr. W. Junk Publishers.

PUHAKKA, M. et al. River types, site evolution and successional vegetation patterns in Peruvian Amazonia. **Journal of Biogeography**, p. 651-665, 1992.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C. 2005. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, p. 789-799.

RHAZI, L., et al. Ten-year dynamics of vegetation in a Mediterranean temporary pool in western Morocco. **Hydrobiologia**, v. 634, p. 185-194, 2009.

SALO, J.S., & KALLIOLA, R.J. (1991) River dynamics and natural forest regeneration in the Peruvian Amazon. Rain forest regeneration and management (ed. by A. Gómez-Pompa, T. C. Whitmore and M. Hadley, M.), pp. 245-256 **UNESCO MAB (Series) 6**, London.

SILVA, K. A.; ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. M. N. (2009). Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. **Acta botanica brasilica**, v. 23, p. 100-110.

SOUTHWOOD, T.R.E.; F. R. S.; BROWN, V. K., READER, P. M. & MASON, E. (1988). Some ecological characteristics of the primary trophic level of a secondary succession. **Proceedings of the Royal Society of London**, B234, 11-44.

SOUZA, M. A. de. Relações entre a ictiofauna e macrófitas aquáticas em lagoas do rio Pandeiros, Minas Gerais. 2016. 64 p. **Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)-Universidade Federal de Lavras**, Lavras, 2016.

ter BRAAA, C. J. F. 1988. CANOCO - CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis, version 2.1 Technical report LWA-88-2, TNO, **Institute of Applied Computer Science**, Wageningen .

ter BRAAK, C. J. F. 1995. Ordination. Pp. 91-173. In: R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren (Eds.). Data analysis in community and landscape ecology. **Cambridge University Press, Cambridge**.

TILMAN, D. (1993). Community diversity and succession – The roles of competition, dispersal, and habitat modification. **Biodiversity and Ecosystem Function**, **99**, 327–344

TILMAN, D. and DOWING, J.A. 1994 Biodiversity and the stability IN grasslands. **Nature** **367**, 363–365

TILMAN, D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology** **77**, 350–363.

TOOLE E H and Brown K. 1946 The final results of the Duvel buried seed experiment. **J. Agric. Res.** **72**, 201–210.

WALI, M.K. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. **Plant and soil**, v. 213, n. 1, p. 195-220, 1999.

WALKER, L.R.; ZASADA, J.C. & CHAPIN, F.S.III. (1986). The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. **Ecology**, **67**, 1243-1253.

WALKER, L. R., & del MORAL, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. **Cambridge, UK: Cambridge University Press**.

WHITMORE, T. C. (1983). Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forestry Abstracts**, **44**, 767-778.

ZHANG, X.; LIU, X.; WANG, H. Effects of water level fluctuations on lakeshore vegetation of three subtropical floodplain lakes, China. **Hydrobiologia**, v. **747**, p. 43-52, 2015