



**GRÉCIA DE ANDRADE SOUZA**

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA  
EM DIFERENTES MICROAMBIENTES DE  
UMA FLORESTA SAZONALMENTE ALAGADA  
NA REGIÃO DO MÉDIO SÃO FRANCISCO,  
NORTE DE MINAS GERAIS**

**LAVRAS - MG**

**2015**

**GRÉCIA DE ANDRADE SOUZA**

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA EM DIFERENTES  
MICROAMBIENTES DE UMA FLORESTA SAZONALMENTE  
ALAGADA NA REGIÃO DO MÉDIO SÃO FRANCISCO, NORTE DE  
MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS - MG**

**2015**

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

Souza, Grécia de Andrade.

Estrutura e composição florística em diferentes microambientes  
de uma floresta sazonalmente alagada na região do Médio São  
Francisco, norte de Minas Gerais / Grécia de Andrade Souza. –  
Lavras : UFLA, 2015.

79 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de  
Lavras, 2015.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Bibliografia.

1. Caatinga. 2. Planície de Inundação. 3. Rio Verde Grande. 4.  
Fitossociologia. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**GRÉCIA DE ANDRADE SOUZA**

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA EM DIFERENTES  
MICROAMBIENTES DE UMA FLORESTA SAZONALMENTE  
ALAGADA NA REGIÃO DO MÉDIO SÃO FRANCISCO, NORTE DE  
MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 06 de Fevereiro de 2015.

Dr<sup>a</sup>. Gisele Cristina de Oliveira Menino IFG-Rio Verde

Dr<sup>a</sup>. Yule Roberta Ferreira Nunes UNIMONTES

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2015**

*Aos meus pais,  
meus maiores companheiros e incentivadores*

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela sua infinita criatividade e seu amor, refletidos em cada detalhe observados na natureza. Agradeço pelo sustento e cuidado de todos os dias.

À natureza, por ser tão rica e maravilhosa, cheia de surpresas e ensinamentos!

Aos meus pais (Marli e Valguienes), que desde sempre são os responsáveis por tudo o que sou. Que nunca pouparam esforços para me proporcionarem todas as oportunidades de adquirir conhecimento. Que, mesmo desejando a minha presença por perto, sempre me deram a liberdade e o apoio para trilhar meus caminhos. Que são meus exemplos de vida, de luta, de carinho, de respeito e de perseverança.

Aos meus irmãos (Kênia e Júnior), por entenderem meus momentos de ausência que, infelizmente, não pude evitar. À Kênia, por sua constante preocupação e cuidado. Ao Júnior, por suas palavras que vinham sempre que eu precisava, mesmo sem seu conhecimento. A vocês dois, por serem meus companheiros de vida!

Ao Ricardo, por toda sua paciência e cuidado, pelas palavras de incentivo e apoio, pois me motivaram nos meus momentos de desespero; foi de grande ajuda emocional. Pela sua disposição em conhecer e entender meu trabalho, pelas suas perguntas e dúvidas, desde as mais simples às mais desconcertantes, elas foram muito úteis durante o processo de escrita. Por compartilhar comigo a sua vida e por me fazer sorrir, mesmo quando estou cansada.

Ao Rubens, profundo conhecedor e amante das plantas. Obrigada por compartilhar do seu conhecimento comigo e me guiar nesse caminho, algumas vezes obscuro, da ecologia vegetal. Pela sua dedicação à pesquisa e a nós,

alunos. Pelas “pulgas atrás da orelha”, por me instigar a sempre pensar um pouco além e por me ensinar que “o simples é bonito”.

À Poly e ao Matheus, pela disposição e alegria em me acompanhar no trabalho de campo e se aventurarem no tão famoso “Norte de Minas”. “Ô equipe boa!”.

Aos meus queridos do CONFLORA (Aline, Aretha, Bruno, Carol, Cléber, Diego, Eder, Felipe, Geovany, Henrique, Marcela, Matheus, Poly), por todas as discussões e aprendizado adquiridos, pelos desafios vencidos juntos, pelas dúvidas sanadas, pelos dias de trabalho duro e por se tornarem muito mais que colegas de trabalho. Obrigada por serem meus amigos! Pelas risadas sem fim, pelo companheirismo, pela união, por todas as bobearias compartilhadas e por tantos momentos que permanecerão na memória, lembrados sempre com muita alegria. “Somos assim!”

À Marcela, pela imensa ajuda, com toda a paciência e sabedoria, durante minhas análises estatísticas. Você me fez andar segura em um campo que não domino. E durante a escrita, suas contribuições foram excelentes e empolgantes.

Ao Paulinho (Prof. Dr. Paulo Osvaldo Garcia), por suas importantes contribuições ao trabalho, mas, principalmente, pelos ensinamentos de vida, dados tanto em conversas formais quanto em momentos mais descontraídos. Você também me ensinou que “o simples é bonito!”.

À Cíntia, pela companhia maravilhosa e amizade desde a nossa graduação. Obrigada pelas palavras de incentivos e por compartilhar de tantos sentimentos durante esse período intenso que é o mestrado.

À Lorraine por ser meu ombro amigo e por ouvir meus desabafos e temores durante esses dois anos. Por se alegrar comigo em minhas conquistas e por se fazer presente mesmo em uma distância física. Espero que tenha sido recíproco.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada, por me proporcionarem a oportunidade de alcançar mais conhecimento e avançar na minha carreira acadêmica, me oferecendo todo o suporte necessário para a realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, que me permitiu dedicação exclusiva ao meu trabalho de pesquisa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela aprovação do projeto de pesquisa referente ao meu trabalho de mestrado e consequente concessão de financiamento do mesmo.

Às professoras Dr<sup>a</sup>. Yule Roberta Ferreira Nunes e Dr<sup>a</sup>. Gisele Cristina Oliveira Menino e ao professor Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho, pelo aceite na participação da banca avaliadora e pelas importantes contribuições.

A todos aqueles que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho e para o meu crescimento, que porventura não tenham sido citados pessoalmente em meio a tantos nomes e sentimentos.

São muitas palavras e agradecimentos, porém, a expressão completa dos meus sentimentos é muito melhor descrita na forma de um abraço, que espero dar em cada um.



*“Eu quase que nada não sei. Mas desconfio de muita coisa.”*

*(João Guimarães Rosa)*

*“É tempo de se possuir um estoque maior de conhecimentos sistematizados,  
para avaliar, em seu exato significado, toda a riqueza e a razão de ser dos  
sistemas ecológicos de uma planície aluvial.”*

*(Aziz Nacib Ab'Saber)*

## RESUMO GERAL

O presente trabalho intitulado “Estrutura e composição florística em diferentes microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na região do Médio São Francisco, norte de Minas Gerais” está estruturado em duas partes. A primeira apresenta o conceito de ecossistemas de zonas úmidas, sua importância, alguns exemplos de ocorrência no mundo e mais específicos do Brasil. Também são apresentadas as planícies de inundação, como um importante tipo de zona úmida, evidenciando seu conceito e abordando as formações florestais sazonalmente alagadas a elas associadas, citando exemplos de trabalhos realizados nas diferentes regiões do Brasil. A segunda parte consiste em um artigo, de título idêntico ao desta dissertação, que teve como objetivo caracterizar a composição florística e a estrutura da comunidade arbórea presente na planície de inundação do rio Verde Grande e identificar a distribuição das espécies vegetais da comunidade entre os diferentes microambientes encontrados na área, relacionando tal distribuição a condições edáficas locais. Para tanto, foram alocadas três parcelas (400 m<sup>2</sup>) em cada microambiente, totalizando 30 parcelas e uma área amostral de 1,2 ha. Foram mostrados 1422 indivíduos pertencentes a 26 famílias e 90 espécies. Para a amostragem total, o índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou foram, respectivamente, 3,26 nats.ind<sup>-1</sup> e 0,73. As espécies que apresentaram maiores valores de importância na comunidade foram: *Geoffroea spinosa*, *Triplaris gardneriana*, *Albizia inundata*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens*, *Mimosa tenuiflora*, *Pterocarpus zehntneri*, *Sideroxylon obitusifolium*, *Casearia commersoniana* e *Piptadenia viridiflora*. Os microambientes mais susceptíveis ao alagamento apresentaram menor diversidade e alta dominância de poucas espécies. Já os microambientes menos susceptíveis ao alagamento apresentaram maior diversidade e baixa dominância. Houve grande substituição de espécies entre os microambientes, evidenciada pelos autovalores apresentados na Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). As variáveis edáficas também responderam ao regime de alagamento, fato evidenciado pelos autovalores da Análise de Correspondência Canônica (CCA). A comunidade arbórea da planície de inundação do rio Verde Grande, que apresentou alta riqueza de espécies e é totalmente influenciada pelo regime hidrológico do rio, uma vez que diferentes intensidades e frequências de alagamento condicionaram diferentes microambientes com floras distintas.

Palavras-chave: Caatinga. Planície de inundação. Rio Verde Grande. Fitossociologia.

## GENERAL ABSTRACT

The present paper, entitled “Structure and floristic composition in different microenvironments in a seasonally flooded forest in Médio São Francisco river, north of Minas Gerais, Brazil” is structured in two parts. The first part presents the concept of wetland ecosystem, its importance and a few examples of occurrences worldwide and, more specifically, in Brazil. We also present floodplains as an important kind of wetland, highlighting its concept and approaching seasonally flooded forest formations associated to them, exemplifying a few works conducted in different regions of Brazil. The second part of this paper consists in an article, with title identical to that of this thesis, which aimed at characterizing the floristic composition and tree community structure present in Verde Grande river floodplain and identifying the distribution of plant species of the community between the different environments found in the area, relating such distribution to the local edaphic conditions. To do this, we allocated three plots (400m<sup>2</sup>) in each microenvironment, totalizing 30 plots and a sampling area of 1.2 ha. We sampled 1422 individuals belonging to 26 families and 90 species. For total sampling, the Shannon diversity index and Pielou’s equability were of 3.26 nats.ind<sup>-1</sup> and 0.73, respectively. The species presenting the highest importance values in the community were: *Geoffroea spinosa*, *Triplaris gardneriana*, *Albizia inundata*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens*, *Mimosa tenuiflora*, *Pterocarpus zehntneri*, *Sideroxylon obitusifolium*, *Casearia commersoniana* e *Piptadenia viridiflora*. The microenvironments most susceptible to flooding presented lower diversity and high dominance of few species. The microenvironments least susceptible to flooding presented higher diversity and low dominance. There was a large species substitution between the microenvironments, evidenced by the eigenvalues presented in the Detrended Correspondence Analysis (DCA). The edaphic variables also responded to flooding regimen, fact evidenced by the eigenvalues of the Canonical Correlation Analysis (CCA). The tree community in the Verde Grande river floodplain, which presented high species richness, is completely influenced by the hydrologic regime of the river, given that the different flooding intensities and frequencies conditioned different microenvironments with distinct flora.

Keywords: Caatinga. Floodplain. Verde Grande River. Phytosociology.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### SEGUNDA PARTE – ARTIGO 1

- Figura 1 - Localização da área de estudo, evidenciando a foz do rio Verde Grande, na divisa entre os estados de Minas Gerais (município de Matias Cardoso) e Bahia (município de Malhada) e evidenciando a localização das parcelas alocadas nos microambientes.....34
- Figura 2 - Representação dos microambientes amostrados na planície do rio Verde Grande, médio São Francisco. Adaptado de Pereira, 2013.....36
- Figura 3 - Distribuição de frequência, por classe diamétrica, dos indivíduos arbóreos amostrados nos microambientes da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco .....47
- Figura 4 - Diagrama de ordenação, obtido por Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) através de uma matriz de abundância dos indivíduos da comunidade arbórea da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco. Vetores resultantes da CCA, plotados no diagrama da DCA, com fins didáticos, apontando as correlações entre as variáveis edáficas e a distribuição dos indivíduos arbóreos nos microambientes .....48
- Figura 5 - Dendrograma obtido através da Análise de Agrupamento, indicando a similaridade de Sorensen entre os microambientes amostrados na planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco. (A legenda das siglas é a mesma da Figura 3).....52

## **LISTA DE TABELAS**

### **SEGUNDA PARTE – ARTIGO 1**

Tabela 1 - Relação entre a distribuição dos indivíduos arbóreos, em classes diamétricas, entre os microambientes da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco .....	46
Tabela 2 - Valores das correlações das variáveis ambientais encontradas na Análise de Correspondência Canônica, em relação aos eixos de ordenação 1 e 2 .....	51

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 14
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> ..... 17
<b>2.1</b>	<b>Ecosistemas de Zonas Úmidas</b> ..... 17
<b>2.2</b>	<b>Planícies de inundação e suas formações florestais associadas</b> ..... 18
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 21
	<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGO</b> ..... 26
	<b>ARTIGO 1</b> Estrutura e composição florística em diferentes microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na região do médio São Francisco, Norte de Minas Gerais ..... 26
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 29
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> ..... 33
<b>2.1</b>	<b>Área de Estudo</b> ..... 33
<b>2.2</b>	<b>Amostragem</b> ..... 34
<b>2.3</b>	<b>Análise dos dados</b> ..... 37
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> ..... 41
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> ..... 54
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> ..... 62
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 65
	<b>ANEXO</b> ..... 72

## **PRIMEIRA PARTE**

### **1 INTRODUÇÃO**

Durante a estação chuvosa o nível dos rios aumenta consideravelmente e, em áreas onde o terreno é mais plano, pode ocorrer um extravasamento lateral de suas águas. Tais áreas são as chamadas planícies de inundação e estão presentes, tanto em rios de grande porte, quanto em rios de pequeno porte. A intensidade e duração da inundação e, conseqüentemente, o nível de perturbação na área, dependem de fatores como o clima, que regula o regime das chuvas, a topografia local e o regime hidrológico do rio.

O alagamento é um distúrbio que apresenta resultados tanto positivos, quanto negativos à sua área de ocorrência e à biota a ela associada. As erosões podem ser citadas como conseqüências negativas do alagamento, que, pela força mecânica da água, promovem uma lavagem do terreno, retirando solo, principalmente durante o escoamento da água. Outra conseqüência desfavorável do alagamento é a condição de baixa concentração dos níveis de oxigênio no solo durante o encharcamento, promovendo, forçadamente, um ambiente seletivo em relação ao número de espécies vegetais que conseguem tolerar essas condições e sobreviver. Portanto, a flora associada às planícies de inundação é florística e fisionomicamente distinta da matriz do entorno e vale ressaltar que se trata de uma flora ainda pouco conhecida.

Em contrapartida, durante o alagamento há o carreamento e deposição de substratos provenientes do rio na planície adjacente, promovendo modificações físicas e químicas no solo. Como modificações físicas, pode-se citar a formação de diques e terraços, que se destacam na topografia plana do terreno e, com o passar do tempo, começam a sofrer com as inundações de maneira diferenciada, podendo refletir nas características da vegetação local.

Além de sua flora diferenciada, as planícies de inundação possuem grande importância ecológica, pois atuam na manutenção da vida de peixes, uma vez que as lagoas marginais, mantidas pelo extravasamento das águas do rio, servem de habitats reprodutivos para esses animais, que, ao final da estação chuvosa, junto com o escoamento da água, retornam ao rio, seguindo seu ciclo de vida. Aves migratórias também são encontradas nas planícies de inundação, durante a época de cheia, para fazerem seus ninhos e se reproduzirem, além de encontrarem grandes quantidades de alimentos.

Há também a importância socioeconômica das planícies de inundação, uma vez que populações humanas tradicionais (os ribeirinhos) desenvolvem-se em suas proximidades e utilizam seus recursos como forma de subsistência. Porém, um fato preocupante é a constante ameaça que esses ambientes vêm sofrendo por causa das pressões antrópicas, pois são constantemente degradados para práticas de agricultura e pecuária. A região nordeste do Brasil e norte do estado de Minas Gerais sofrem diretamente as ameaças à degradação de suas planícies de inundação, estando submetidas a um clima semiárido. Essas regiões, com solos férteis e alta disponibilidade de água, são extremamente visadas e exploradas.

Neste contexto, o presente trabalho, intitulado “Estrutura e composição florística em diferentes microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na região do Médio São Francisco, norte de Minas Gerais” propõe-se a fazer um levantamento da sinúsia arbórea local, suas peculiaridades e as possíveis respostas da comunidade arbórea aos pulsos de inundação dos rios Verde Grande e São Francisco. Este trabalho tem um importante caráter investigador, uma vez que pouco se sabe sobre formações florestais sazonalmente alagadas no domínio das Caatingas. Espera-se, portanto, que este estudo contribua para a ampliação dos conhecimentos sobre as formações florestais sazonalmente alagadas e que os resultados aqui apresentados sirvam de base para trabalhos e



ações que visem à conservação e manutenção das comunidades associadas às planícies de inundação.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Ecossistemas de Zonas Úmidas

Rios, lagoas, pântanos, entre outros ambientes aquáticos fazem parte de um conjunto de ecossistemas denominado Zonas Úmidas. As zonas úmidas são classificadas, segundo Junk et al. (2013), como:

Ecossistemas na interface entre ambientes aquáticos e terrestres, que podem ser continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou consistirem de solos alagados. Podem ser ambientes de águas doces, ou de águas altamente ou moderadamente salinas. São o habitat de comunidades animais e vegetais específicas, que são adaptadas à dinâmica hidrológica local (Tradução nossa).<sup>1</sup>

As zonas úmidas estão presentes em todo o mundo, submetidas a diferentes regimes hidrológicos e influências bióticas e abióticas, acarretando no grande número de denominações distintas atribuídas a tais áreas. Devido à diversificação de microambientes que as zonas úmidas apresentam, elas são tidas como áreas de grande importância, que possuem alta diversidade de espécies, pois abrigam biotas únicas, além de servirem de habitats temporários para reprodução de diversas espécies animais (como aves e peixes) e abrigarem populações humanas que vivem dos recursos naturais disponíveis nessas áreas (JUNK et al., 2006; DIEGUES, 1994). Alguns exemplos de grandes zonas úmidas no mundo são as turfeiras canadenses (*Canadian wetlands*); o delta de Okavango, em Botswana, na África; os *Everglades*, na Flórida, Estados Unidos

---

<sup>1</sup> “Wetlands are ecosystems at the interface between aquatic and terrestrial environments; they may be continental or coastal, natural or artificial, permanently or periodically inundated by shallow water or consist of waterlogged soils. Their waters may be fresh, or highly or mildly saline. Wetlands are home to specific plant and animal communities adapted to their hydrological dynamics” (JUNK et al., 2013).

da América; o Parque Nacional do Kakadu, na Austrália; os pântanos de *Sunderban*, nos deltas dos rios Ganges e Brahmaputra, na Índia; e o lago *Tonle Sap*, no Camboja (ROTH, 2009; JUNK et al., 2006).

O Brasil apresenta cerca de 20% de seu território coberto por zonas úmidas (JUNK et al., 2011), caracterizadas por uma vasta rede hidrológica composta por lagos e rios temporários e permanentes, pântanos, salinas, manguezais, charcos, turfas (DIEGUES, 1994), sendo a planície de inundação do rio Amazonas e o Pantanal as áreas mais extensas e mais bem estudadas (JUNK et al., 2014; JUNK et al., 2011; CUNHA; JUNK, 2011).

## **2.2 Planícies de inundação e suas formações florestais associadas**

Um importante tipo de área úmida são as chamadas planícies de inundação (*floodplains*), que se caracterizam pelo extravasamento lateral das águas de rios e lagos, durante o período de cheia (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). O processo de extravasamento lateral das águas intercalado com os períodos de seca (ou menores precipitações) é chamado de pulso de inundação (*flood pulse*). Os pulsos de inundação são responsáveis por carrear nutrientes para a planície adjacente ao rio, permitindo a manutenção de uma biota local diferenciada (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

A vegetação associada às planícies de inundação apresenta padrões florísticos e fisionômicos influenciados pela periodicidade e duração do alagamento, bem como pela qualidade dos sedimentos carreados para a planície (RODRIGUES; SHEPHERD, 2000; LOBO; JOLY, 2000; JUNK; PIEDADE, 1993). Essa vegetação possui uma extensa denominação nomenclatural como, por exemplo, mata ciliar, floresta de galeria, floresta de brejo, floresta paludosa, floresta de várzea, floresta aluvial, entre outras (RODRIGUES, 2000).

Para a região amazônica, podem ser citadas como exemplo de formações florestais alagadas as florestas de várzea e as florestas de igapó (FERREIRA et al., 2005). Ambas sofrem influência dos pulsos de inundação de rios, mas se diferem floristicamente por causa dos fatores físico-químicos apresentados pelos rios a que estão associadas (FERREIRA et al., 2005). Assim sendo, as florestas de várzea estão presentes nas planícies adjacentes a rios mais ricos em nutrientes, enquanto as florestas de igapó estão relacionadas a rios de águas mais pobres e ácidas (SCUDELLER; SOUZA, 2009; ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004; FERREIRA; ALMEIDA, 2005). Ainda na região norte do Brasil, no estado do Tocantins, encontra-se um tipo particular de floresta sazonalmente alagada denominada de “Ipuca”, que ocorre em depressões naturais do rio Araguaia (MARTINS et al., 2008).

Na região do Brasil central encontra-se o Pantanal, maior área alagável do mundo, que, por sua localização, apresenta conexões florísticas com os domínios do Cerrado, Amazônico, Chaco, das Caatingas e Atlântico (POTT et al., 2011; PRADO; GIBBS, 1993). Estudos como os de Umetsu et al. (2011) e Castrillon (2010) evidenciam que a intensidade e duração das inundações influenciam a distribuição da vegetação na área do Pantanal.

As regiões sul e sudeste do Brasil apresentam uma extensa rede de bacias hidrográficas, divididas pela topografia acidentada características dessas regiões. Muitos são os estudos relativos às florestas sazonalmente alagadas dessas regiões, principalmente por estarem inseridas no domínio Atlântico, domínio esse que, por sua intensa fragmentação e degradação, vem sendo alvo de muitos estudos. Para a regiões do domínio Atlântico são apontados os estudos realizados em florestas sazonalmente alagadas, em São Paulo (TEIXEIRA; ASSIS, 2009; IVANAUSKAS; RODRIGUES, 2000; IVANAUSKAS et al., 1997), Rio de Janeiro (CARVALHO et al., 2006), Minas Gerais (CAMARGOS et al., 2008; ROCHA et al., 2005; CARVALHO et al., 2005),

Paraná (BARDDAL et al., 2004; SILVA; SCARIOT, 2004) e o estudo de Silva et al. (2007), sobre florestas inundáveis do sul e sudeste do Brasil. Nos estudos apresentados, características edáficas, topográficas e relativas ao regime hidrológico do rio foram determinantes na composição florístico-estrutural da área.

A região do Domínio das Caatingas, correspondente ao nordeste brasileiro e ao norte do estado de Minas Gerais, é a que menos apresenta estudos sobre formações florestais sazonalmente alagadas. Trata-se de uma região de clima severo, com altas temperaturas e marcante sazonalidade em relação às chuvas. Os estudos mais recentes relativos à florestas alagadas são apresentados por Veloso et al. (2014), que mostram variações florísticas da comunidade arbórea, em relação a propriedades do solo em mata ciliar, do rio Pandeiros; por Pereira (2013), na planície de inundação formada pela confluência dos rios Carinhanha e São Francisco; e por Rodrigues et al. (2013), em região de mata ciliar do rio São Francisco. Outros trabalhos são apresentados para a bacia do rio Taperoá, rio Pandeiros e rio Pajeú (MENINO et al., 2012; SOUZA; RODAL, 2010; NUNES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2009; MENINO et al., 2009; MURTA et al., 2009; BAHIA et al. 2009a; BAHIA et al., 2009b; LACERDA; BARBOSA; BARBOSA, 2007).

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. L. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 4, p. 513-524, out./dez. 2004.
- BAHIA, T. O. et al. Florística e fitossociologia de veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 14- 21, ago./set. 2009b.
- BAHIA, T. O. et al. Veredas da APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 4-13, ago./set. 2009a.
- BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.
- CAMARGOS, V. L. et al. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 75-84, jan./mar. 2008.
- CARVALHO, D. A. et al. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-345, abr./jun. 2005.
- CARVALHO, F. A. et al. Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, p. 503-518, 2006.
- CASTRILLON, S. K. I. **Avaliação da diversidade arbórea das ilhas do rio Paraguai, entre Cárceres e Estação Ecológica de Taiamã, Pantanal Matogrossense, Brasil**. 2010. 93 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

CUNHA, C. N. da; JUNK, W. J. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems. In: JUNK, W. J. (Ed.). et al. **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Moscow: Pensoft, 2011. p. 127–142.

DIEGUES, A. C. S. A. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: The World Conservation Union, 1994.

FERREIRA, L. V. et al. Riqueza e composição de espécies de igapó e várzea da Estação Científica Ferreira Penna: subsídios para o plano de manejo da floresta nacional de Caxiuanã. **Botânica**, São Leopoldo, n. 56, p. 103-116, 2005.

FERREIRA, L. V.; ALMEIDA, S. S. Relação entre a altura de inundação riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de Igapó, na Amazônia Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 445-453, maio/jun. 2005.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de remanescentes de Floresta Estacional Decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 291-304, set. 2000.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 139-153, dez. 1997.

JUNK, W. J. et al. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, Dordrecht, v. 31, n. 4, p. 623-640, Aug. 2011.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, Chichester, v. 24, n. 1, p. 05-22, 2013.

JUNK, W. J. et al. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 68, n. 3, p. 400-414, 2006.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the international larger river symposium**. Canadá: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989. p. 110-127.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana**, Manaus, v. 12, p. 467-484, 1993.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M.; BARBOSA, M. R. V. Estudo do componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares na bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano: uma perspectiva para a sustentabilidade dos recursos naturais. **O ecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, p. 331-340, 2007.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 143-157.

MARTINS, S. V. et al. Floristic composition of two wetland forests in Araguaian plain, state of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 129-141, jan./fev. 2008.

MENINO, G. C. O. et al. A regeneração natural da vegetação ciliar do rio Pandeiros como indicativo da futura composição da comunidade arbórea. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 38-57, jun./jul. 2009.

MENINO, G. C. O. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region. **Edinburg Journal of Botany**, Edinburgh, v. 69, n. 1, p. 29-51, Mar. 2012.

MURTA, A. F. et al. Sobrevivência de crescimento de plântulas em três fitofisionomias na bacia do rio Pandeiros. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 58-69, jun./jul. 2009.

NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o pantanal mineiro. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 4-17, jun./jul. 2009.

PEREIRA, D. G. S. **Conexões estruturais e florísticas de ecounidade da vegetação arbórea de uma planície inundável do médio São Francisco**. 2013. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

POTT, A. et al. Plant diversity of the Pantanal wetland. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 265-273, abr. 2011.



PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distribution in the dry seasonal forests of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Saint Louis, v. 80, n. 4, p. 902-927, 1993.

ROCHA, C. T. V. et al. Comunidade arbórea de um *continuum* entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 203-218, abr./jun. 2005.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza e estrutura do componente arbóreo e características edáficas de um gradiente de floresta ciliar em Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1011-1023, nov./dez. 2013.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 18-37, jun./jul. 2009.

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 101-107.

ROTH, R. A. **Fresh water aquaticbiomes**. Greenwood: Greenwood Guides to Biomes of the World, 2009.

SCUDELLER, V. V.; SOUZA, A. M. G. Florística da mata de igapó na Amazônia central. In: SANTOS-SILVA, E. N.; SCUDELLER, V. V. (Ed.). **Diversidade biológica e sociocultural do baixo rio Negro, Amazônia central: volume 2**. Manaus: UEA, 2009. p. 97-108.

SILVA, A. C. et al. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões sul e sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, abr./jun. 2007.

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decídua sobre afloramento calcário na bacia do rio Paraná. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 61-67, jan./fev. 2004.

SOUZA, J. A. N.; RODAL, M. J. N. Levantamento florístico em um trecho de vegetação ripária de caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco – Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 3, n. 4, p. 54-62, out./dez. 2010.

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 843-853, jul./set. 2009.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, n. 1-3, p. 69-77, Apr. 1987.

UMETSU, R. K. et al. Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1077-1087, set./out. 2011.

VELOSO, M. D. M. et al. Floristic and structural variations of the arboreal community in relation to soil properties in the Pandeiros river riparian forest, Minas Gerais is, Brazil. **Interciencia**, Caracas, v. 39, n. 9, p. 628-636, Sept. 2014.

**SEGUNDA PARTE – ARTIGO**

**ARTIGO 1 Estrutura e composição florística em diferentes  
microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na  
região do médio São Francisco, Norte de Minas Gerais**

Grécia de Andrade Souza<sup>1</sup>  
Rubens Manoel dos Santos  
Matheus Santos Luz  
Polyanne Aparecida Coelho  
Marcela de Castro Nunes Santos Terra  
Aretha Franklin Guimarães

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003), conforme exigido pela UFLA.**

---

<sup>1</sup> Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Juiz de Fora. [grecia.andradesouza@gmail.com](mailto:grecia.andradesouza@gmail.com)

## RESUMO

As planícies de inundação são áreas que sofrem o extravasamento lateral das águas do rio, durante a época de cheia. A fisionomia e estrutura da vegetação associada às planícies de inundação são reflexos da intensidade e duração do alagamento. Objetivou-se, no presente estudo, caracterizar a composição florística e a estrutura da comunidade arbórea presente na planície de inundação do rio Verde Grande e identificar a distribuição das espécies vegetais da comunidade, entre os diferentes microambientes encontrados na área, relacionando tal distribuição a condições edáficas locais. Em cada microambiente, de cada margem do rio, foram alocadas três parcelas (400 m<sup>2</sup>), totalizando 30 parcelas e uma área amostral de 1,2 ha. Foram inventariados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP)  $\geq$  10 cm e, em cada parcela, foi coletada uma amostra composta de solo superficial (0-20 cm de profundidade). A estrutura horizontal foi caracterizada através dos parâmetros ecológicos de densidade, dominância e frequência absolutas e relativas e foram calculados o Valor de Importância das espécies. As relações de florísticas entre microambientes foram analisadas através de análise de similaridade (coeficiente de Sorensen), Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) e análise de agrupamento. As relações espécie-ambiente foram analisadas através de Análise de Correspondência Canônica (CCA). Para cada microambiente foi feita uma distribuição de frequência dos indivíduos em classes diamétricas, comparando-se as classes por meio do teste G de aderência. Foram mostrados 1422 indivíduos pertencentes a 26 famílias e 90 espécies. Para a amostragem total, o índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou foram, respectivamente, 3,26 nats.ind<sup>-1</sup> e 0,73. As espécies que apresentaram maiores valores de importância na comunidade foram: *Geoffroea spinosa*, *Triplaris gardneriana*, *Albizia inundata*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens*, *Mimosa tenuiflora*, *Pterocarpus zehntneri*, *Sideroxylon obitusifolium*, *Casearia commersoniana* e *Piptadenia viridiflora*. Os microambientes mais susceptíveis ao alagamento apresentaram menor diversidade e maior dominância de espécies, em relação aos microambientes menos susceptíveis ao alagamento. Houve grande substituição de espécies entre os microambientes, evidenciada pelos autovalores apresentados na DCA. As variáveis edáficas também respondem ao regime de alagamento, fato evidenciado pelos autovalores

da CCA. A comunidade arbórea da planície de inundação do rio Verde Grande apresentou alta riqueza de espécies, e é influenciada pelo regime hidrológico do rio, uma vez que diferentes intensidades e frequências de alagamento condicionam diferentes microambientes com floras distintas.

Palavras-chave: Caatinga. Planície de inundação. Rio Verde Grande. Fitossociologia.

## 1 INTRODUÇÃO

As planícies de inundação são áreas que sofrem com o extravasamento lateral das águas de rios e lagos, ou ainda, com o sobrefluxo do lençol freático durante períodos de intensa precipitação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). O regime hidrológico do rio, ao longo do tempo, acarreta modificações em seu leito (que pode levar a formações de paleocanais), no tamanho da calha do rio, na formação de uma topografia acidentada (como os diques marginais, elevações e canais de escoamento), devido à deposição de substrato e em modificações físico-químicas dos solos, alterando sua textura e nutrição (LOBO; JOLY, 2000; AB'SABER, 2000; SCHUMM, 2005). Todos esses fatores caracterizam uma heterogeneidade ambiental na planície de inundação (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2000).

Neste contexto, o alagamento configura-se como um estresse, ao qual a vegetação associada às planícies de inundação, está submetida (RODRIGUES; SHEPHERD, 2000). A saturação hídrica no solo condiciona um ambiente hipóxico ou anóxico, variando conforme a intensidade e tempo de duração do alagamento (LOBO; JOLY, 2000). Em resposta a esse estresse, algumas espécies vegetais desenvolvem mecanismos fisiológicos e anatômicos para sobreviver às condições impostas pelo ambiente, configurando em espécies com maior tolerância à saturação hídrica, espécies com tolerância moderada e espécies não tolerantes ao alagamento (LOBO; JOLY, 2000; OLIVEIRA, 2012; BETTINARDI, 2014).

Os estudos de Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1997) e Carvalho et al. (2006) demonstraram a distribuição diferencial de espécies vegetais ao longo do gradiente ambiental formado pelas condições de saturação hídrica do solo e classificaram as espécies quanto à tolerância a tais condições, distinguindo, assim, algumas espécies indicadoras de ambientes alagados. Portanto, a distribuição da vegetação nesses ambientes parece ser reflexo da heterogeneidade ambiental, imposta pelos processos geomorfológicos, em consonância com o grau de tolerância das espécies vegetais ao alagamento.

As formações florestais sazonalmente alagadas do norte de Minas Gerais são pouco conhecidas, com registro nos estudos de Rodrigues et al. (2013), em uma mata ciliar do rio São Francisco; de Pereira (2013), na planície de inundação do rio Carinhanha; Veloso et al. (2014), analisando o componente arbóreo e as relações com variações de solo em mata ciliar do rio Pandeiros; de Menino et al. (2012), avaliando o componente regenerante da mata ciliar do rio Pandeiros; estudos de Nunes et al. (2009), Rodrigues et al. (2009), Menino et al. (2009), Murta et al. (2009), Bahia et al. (2009a), Bahia et al. (2009b), realizados na bacia do rio Pandeiros; Santos e Vieira (2006), em fragmentos de matas ciliares no norte de Minas Gerais; e de Gaya (2014), em floresta de galeria inundável no município de Buritizeiro. Todos os trabalhos foram realizados em áreas do Domínio das Caatingas, com exceção do último que foi realizado em áreas do Domínio do Cerrado. Dentre os trabalhos acima citados, aqueles que apresentam enfoque semelhante ao presente trabalho são os estudos de Rodrigues et al. (2013) e os de Pereira (2013). Os primeiros selecionaram três ambientes distintos, em sua área amostral, separando-os

de acordo com o regime de alagamento e classificando-os em “mata ciliar”, “meio” e “lagoa”. O segundo selecionou cinco microambientes distintos, dentro da área amostral, os quais foram usados de base para a metodologia do presente trabalho, portanto, o trabalho de Pereira (2013) é o que apresenta enfoque e metodologia mais próximos a este. As florestas sazonalmente alagadas são mais frequentemente estudadas para os domínios Atlântico e Amazônico (TEIXEIRA; ASSIS, 2009; CARVALHO et al., 2006; FERREIRA; ALMEIDA, 2005; ROCHA et al., 2005; FERREIRA; STOHLGREN, 1999; FERREIRA, 1997; IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997). Portanto, o baixo conhecimento sobre estrutura e comportamento das formações florestais sazonalmente alagadas do norte de Minas Gerais, aliado às ameaças à conservação que a região apresenta, devido à pecuária e agricultura de irrigação (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002), apontam a região como prioritária para estudos que visem conhecer a flora e fauna local, bem como entender a ecologia das comunidades formadas por tais floras e faunas, além de servirem como subsídios para estudos que visem à conservação da biota local.

Objetivou-se, no presente estudo, caracterizar a composição florística e a estrutura da comunidade arbórea presentes na planície de inundação do rio Verde Grande, bem como identificar a distribuição das espécies vegetais da comunidade, entre os diferentes microambientes resultantes dos processos geomorfológicos ocorridos na área, relacionando tal distribuição às condições edáficas locais. A hipótese que norteou o estudo foi que o estresse hídrico, devido aos alagamentos



sazonais, atua na formação de um gradiente de distribuição de espécies, entre os diferentes microambientes identificados.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Área de Estudo**

O estudo foi realizado na região do Médio São Francisco, na área de confluência do rio Verde Grande com o rio São Francisco (Figura 1). O rio Verde Grande nasce no município de Bocaiúva-MG e segue seu leito no sentido norte-sul até a confluência com seu afluente – rio Verde Pequeno – onde passa a seguir o sentido sudeste-noroeste até sua foz, que desagua no rio São Francisco pela margem direita. A foz do rio Verde Grande compreende uma planície de inundação e localiza-se na divisa dos estados de Minas Gerais e da Bahia, estando sua margem esquerda no estado de Minas Gerais, município de Matias Cardoso, e sua margem direita no estado da Bahia, município de Malhada, entre as coordenadas 14° 32' 45"S e 43° 52' 42" O. O clima local é do tipo BSh de Köppen, portanto, semiárido quente, com chuvas de verão. A temperatura média anual é de 26°C com médias mensais variando entre 18,5°C a 32°C, a precipitação média anual é de 898 mm, com altitude média de 436 m (INMET, 1992). A área referente ao estado de Minas Gerais é apontada como área “prioritária para conservação” e de “especial importância biológica”, pelo atlas para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais, publicado pela Fundação BIODIVERSITAS (DRUMMOND et al., 2005).

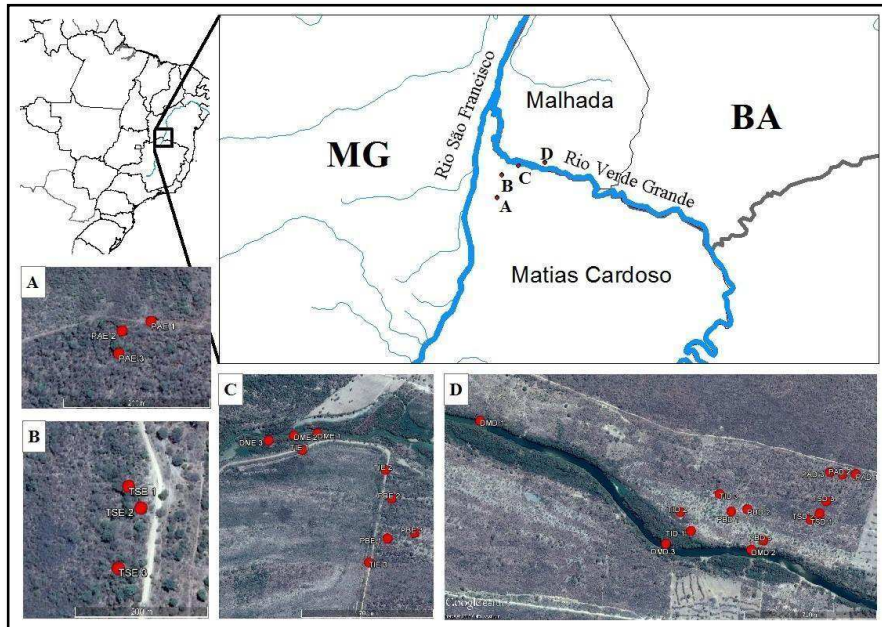


Figura 1 Localização da área de estudo, evidenciando a foz do rio Verde Grande, na divisa entre os estados de Minas Gerais (município de Matias Cardoso) e Bahia (município de Malhada) e evidenciando a localização das parcelas alocadas nos microambientes

## 2.2 Amostragem

Para a amostragem da comunidade arbórea utilizou-se o método de parcelas (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). Uma vez que se pretende avaliar a distribuição da vegetação nos diferentes microambientes, as parcelas foram alocadas de maneira a considerar a heterogeneidade ambiental, contemplando o gradiente de umidade a que estão submetidos os diferentes microambientes encontrados na área (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2000). A classificação dos

microambientes seguiu a metodologia descrita por Pereira (2013) (Figura 2): (i) Dique Marginal (DM) – diques naturais de deposição, adjacentes ao leito ativo do rio, onde se encontram as matas ciliares. Sofrem alagamentos anualmente, na estação chuvosa; (ii) Terraço – área de deposição de sedimentos provenientes da ação pretérita do leito do rio. Esse microambiente foi subdividido em Terraço Inferior (TI) e Terraço Superior (TS). O primeiro corresponde à área de maior susceptibilidade de alagamento, uma vez que é formado por paleocanais de leitos antigos do rio, podendo formar lagoas temporárias, que são alagadas anualmente. O segundo corresponde a áreas mais elevadas e menos susceptíveis à inundação, sendo afetadas pelo alagamento, em períodos de 20 a 30 anos, em decorrência de chuvas mais intensas; e (iii) Planície – microambientes distribuídos ao longo da planície, na proximidade de lagoas marginais. Foi subdividido em Planície Baixa (PB), correspondente às áreas mais próximas às lagoas, sendo mais susceptíveis à inundação. São alagadas anualmente, durante a estação chuvosa, e a água escoar após poucos dias; e em Planície Alta (PA), caracterizada por áreas mais afastadas, mas elevadas em relação ao curso d'água, portanto, não susceptíveis à inundação, configurando solos bem drenados.

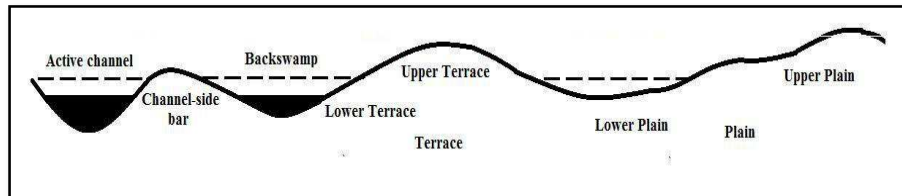


Figura 2 Representação dos microambientes amostrados na planície do rio Verde Grande, médio São Francisco. Adaptado de Pereira, 2013

Nota: Active channel = Leito ativo do rio; Channel-side bar = Dique Marginal; Backswamp = Lagoa marginal; Lower Terrace = Terraço Inferior; Upper Terrace = Terraço Superior; Lower Plain = Planície Baixa; Upper Plain = Planície Alta.

Os microambientes foram identificados em cada margem do rio e neles foram alocadas três parcelas de 20 x 20 m ou 10 x 40 m, dependendo do tamanho e formato do microambiente, mantendo-se uma área de 400 m<sup>2</sup> por parcela, totalizando 30 parcelas (15 na margem esquerda e 15 na margem direita), em uma amostragem total de 1,2 ha. Em cada parcela, foram registrados os indivíduos arbóreos que apresentaram CAP (circunferência à altura do peito – 1,30 m de altura) ≥ 10 cm. Os indivíduos com mais de um fuste foram registrados quando a circunferência quadrática de seus fustes atendeu ao critério de inclusão. Assim, os indivíduos amostrados foram inventariados e receberam uma placa de alumínio com número de identificação. Para a mensuração da circunferência foi usada uma fita métrica de 1,5 m e a altura total do indivíduo foi estimada com auxílio da haste da tesoura de poda alta. A identificação dos indivíduos foi feita em campo, a partir de conhecimento prévio da espécie, as não identificadas foram coletadas e levadas para identificação por especialistas e consulta à literatura. O sistema de classificação, ao nível de família, seguiu a APG III (THE ANGIOSPERM

PHYLOGENY GROP, 2009) e a nomenclatura da espécie foi conferida através do banco de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (LISTA..., 2015).

Para análises químicas e granulométricas do solo, foi coletada, em cada parcela, uma amostra composta do solo superficial (0-20 cm de profundidade, constituída de três subamostras coletadas em diferentes pontos da parcela. As amostras foram coletadas com o auxílio de um trado e colocadas em sacos plásticos de 0,5 L, etiquetadas e enviadas ao Laboratório de Análises de Solos da Universidade Federal de Lavras, para análise química e textural, de acordo com os métodos adotados pela Embrapa (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997). As variáveis obtidas foram: pH, K, P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , acidez potencial (H+Al), Soma de Bases Trocáveis (SB), Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (t), Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 (T), Índice de Saturação de Bases (V), Índice de Saturação de Alumínio (m), Matéria Orgânica (MO), Fósforo Remanescente (P-Rem). Foram obtidos dados texturais de teores de argila, silte e areia e os solos foram classificados como: tipo 1 (solos de textura arenosa), tipo2 (solos de textura média) e tipo 3 (solos de textura argilosa) (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997).

### **2.3 Análise dos dados**

Para caracterizar a estrutura horizontal da comunidade arbórea total e de cada microambiente foram utilizados os parâmetros ecológicos

de densidade absoluta (DA) e relativa (DR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR) e, a partir desses dados, foram calculados os Valores de Importância (VI) das espécies registradas (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). Os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J'$ ) foram calculados para avaliar a diversidade das espécies e a relação entre o número de espécies e suas abundâncias (BROWER; ZAR, 1984).

Foi realizada a distribuição dos indivíduos em classes diamétricas, tanto para a área total, quanto para os microambientes separadamente, nos seguintes intervalos: 3-5,9 cm; 6-11,9 cm; 12-23,9 cm; 24-47,9 cm e  $\geq 48$  cm. Tais intervalos foram adotados como forma de evitar discrepâncias gráficas, uma vez que há uma tendência natural à diminuição dos indivíduos à medida que o diâmetro aumenta. Posteriormente, efetuou-se um teste G de aderência (ZAR, 2010), a fim de avaliar se a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro foi ou não semelhante entre os diferentes microambientes. A análise foi feita com auxílio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Uma análise de agrupamento (*cluster analysis*) foi utilizada para apurar a similaridade e/ou dissimilaridade florística entre os microambientes, a partir de uma matriz de abundância de espécies nas parcelas amostrais, utilizando o índice de similaridade de Sorensen, pelo método UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (KENT; COKER, 1992). A análise resultou em uma apresentação gráfica na forma de dendrograma.

As relações das espécies com o ambiente foram obtidas, a partir de análises multivariadas. Assim, foi processada uma Análise de

Correspondência Destendenciada (DCA), a fim de avaliar as relações entre a abundância de espécies e a ocorrência nos microambientes amostrados (JONGMAN; TER BRAAK; VAN TONGEREN, 1995). A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada para estimar as relações entre abundância de espécies e as variações edáficas apresentadas pelas parcelas amostradas nos microambientes (TER BRAAK, 1987). Para tanto, foi elaborada uma matriz de abundância de espécies nos diferentes microambientes e uma matriz secundária com os valores das respectivas variáveis de solo em cada parcela. No intuito de normalizar a distribuição dos valores dos dados, eles foram submetidos a processos de transformação. Então, os valores referentes à abundância de indivíduos foram transformados a partir da raiz quadrada. Os valores referentes às variáveis de solo pH, K, P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , H+Al, SB, t, T, MO e P-rem foram transformados pelo logaritmo natural (ln). As variáveis areia, argila, silte, índice de saturação por bases (V) e índice de saturação por alumínio (m), que expressam proporção, foram transformadas através do arco seno (ZAR, 2010). A correlação espécie-ambiente, para os eixos de ordenação da CCA, foi avaliada pela correlação de Pearson e a significância estatística das correlações entre as variáveis ambientais e as espécies arbóreas foi avaliada através do teste de permutação de Monte Carlo (JONGMAN; TER BRAAK; VAN TONGEREN, 1995).

Será apresentado um diagrama de ordenação, gerado a partir dos dados obtidos na DCA. Para fins didáticos, no mesmo diagrama de ordenação da DCA, serão plotados os vetores relativos às variáveis edáficas que exercem influências sobre a distribuição das espécies nos



microambientes. Portanto, o diagrama apresentado será um diagrama da DCA, com vetores resultantes da CCA.

Por fim, foi realizada a Análise de Espécies Indicadoras (*Indicator Species Analysis*), para avaliar a existência de espécies indicadoras em cada microambiente avaliado. As análises de agrupamento, as duas análises multivariadas, o teste de Monte Carlo, a correlação de Pearson e a Análise de Espécies Indicadoras foram processadas no programa PC-Ord for Windows 5.0 (MCCUNE; MEFFORD, 2006).

### 3 RESULTADOS

Foi encontrado um total de 1422 indivíduos pertencentes a 26 famílias e 90 espécies (Anexo A). Das 26 famílias encontradas, as que mais se destacaram, em relação ao número de indivíduos foram Fabaceae (749 indivíduos), Polygonaceae (239), Annonaceae (135), Rubiaceae (66) e Salicaceae (43), correspondendo a 86,64% do total de indivíduos amostrados. Em relação ao número de espécies, as famílias que se destacaram foram Fabaceae (35 espécies), Rubiaceae (6), Bignoniaceae (5), Polygonaceae (5) e Anacardiaceae (4), que juntas somam 61,11% do total de espécies encontradas. O índice de diversidade de Shannon (H') e a equabilidade de Pielou (J) para a área total amostrada foram, respectivamente, 3,26 nats.ind<sup>-1</sup> e 0,73.

As espécies que apresentaram os maiores VI, na área total, foram: *Geoffroea spinosa*, *Triplaris gardneriana*, *Albizia inundata*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens*, *Mimosa tenuiflora*, *Pterocarpus zehntneri*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Casearia commersoniana* e *Piptadenia viridiflora*, que juntas somam 58,36% do VI total. O parâmetro densidade relativa foi responsável por explicar grande parte do alto VI dessas espécies. Porém, para *G. spinosa* e *S. obtusifolium* o parâmetro dominância relativa explicou melhor seus respectivos valores de importância. *Geoffroea spinosa* também apresentou alta densidade, mas a dominância foi a maior apresentada entre as 10 espécies citadas. Já para *S. obtusifolium* foram inventariados apenas seis indivíduos, o que confere baixíssima densidade, mas esses indivíduos apresentaram altos valores de área basal, responsáveis pela alta dominância relativa da espécie. Os

valores de importância de *T. gardneriana*, *A. inundata* e *P. viridiflora* são explicados, tanto pelos valores de densidade relativa, quanto de dominância relativa, sendo que as duas primeiras também apresentaram altas frequências relativas, estando bem distribuídas nas parcelas, juntamente com *G. spinosa*, *P. ruscifolia* e *A. spinescens*.

Analisando os microambientes separadamente, sem fazer distinção entre as margens do rio, aqueles que apresentaram maior diversidade e menor dominância, indicados pelos índices de diversidade ( $H'$ ) e equabilidade ( $J$ ) foram: Planície Alta ( $H' = 3,54 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J = 0,89$ ) e Terraço Superior ( $H' = 2,55 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J = 0,70$ ). Enquanto os que apresentaram menor diversidade e maior dominância de espécies foram: Planície Baixa ( $H' = 1,80 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J = 0,68$ ) e Dique Marginal ( $H' = 1,95 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J = 0,63$ ). O microambiente Terraço Inferior apresentou valores intermediários, em relação à diversidade de espécies e à equabilidade ( $H' = 2,05 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J = 0,69$ ).

Em relação às espécies que contribuíram com o VI total nos microambientes, percebe-se um grupo de quatro espécies que se destacaram nos ambientes com maiores regimes de alagamento e espécies diferentes que se destacaram nos ambientes drenados. Assim, nos microambientes Dique Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa, as espécies que mais contribuíram para o VI total foram *T. gardneriana*, *A. inundata*, *G. spinosa* e *P. ruscifolia*. Entretanto, essas quatro espécies possuíram pesos diferentes dos parâmetros fitossociológicos, em cada microambiente. Portanto, *T. gardneriana* e *A. inundata* se destacam no ambiente Dique Marginal, tanto por suas altas densidades e dominâncias relativas, quanto pela distribuição nesse ambiente, evidenciada pelas altas

frequências relativas. No Terraço Inferior, tem-se *G. spinosa* destacando-se, principalmente, por apresentar alta dominância relativa, além de altas densidades e frequência relativas, seguida de *A. inundata*, que também apresentou valores altos de densidade, dominância e frequência relativas. Na Planície Baixa, *G. spinosa* também se destacou em relação ao VI total, porém, nesse caso, foi devido à área basal dos indivíduos, conferindo alta dominância relativa. Em seguida, se destacou *Annona spinescens*, com alta densidade relativa. Ambas as espécies foram frequentes no ambiente.

Os microambientes Terraço Superior e Planície Alta apresentaram um conjunto diferente de espécies que se destacaram, em relação ao VI total. No Terraço Superior, destacaram-se *Mimosa tenuiflora* e *Pterocarpus zehntneri*, por suas altas densidades relativas; *Sideroxylon obitusifolium* e *Piptadenia viridiflora*, pelas altas dominâncias relativas, e todas as espécies possuíram valores altos de frequência relativa. Já na Planície Alta, as espécies que se destacaram foram *Goniorrhachis marginata*, *Handroanthus ochraceus*, *Pterocarpus zehntneri*, *Poincianella pluviosa* e *Simira sampaioana*, de forma que, as duas primeiras apresentaram maiores valores de dominância relativa e as duas últimas possuíram maiores valores de densidade e frequência relativas.

A distribuição de frequência dos indivíduos por classes diamétricas foi significativamente diferente entre os microambientes (Tabela 1). Apesar da diferença, a maioria dos indivíduos, em todos os microambientes, concentrou-se na classe de 6-11,9 cm (Figura 3). O ambiente Dique Marginal tendeu a apresentar uma distribuição normal, uma vez que os indivíduos se concentraram nas classes intermediárias de tamanho. No ambiente Planície Alta, os indivíduos se concentraram nas

primeiras classes de tamanho, porém não caracterizou a distribuição “J invertido”, pois a segunda classe diamétrica (6-11,9 cm) apresentou maior número de indivíduos. O ambiente Planície Baixa apresentou uma concentração dos indivíduos nas primeiras classes de tamanho, de maneira mais homogênea e poucos indivíduos nas últimas classes.

A Análise de Correspondência Destendenciada apresentou um gradiente longo para o eixo 1 de ordenação (autovalor = 0,921) e um gradiente moderado para o eixo 2 de ordenação (autovalor = 0,473) (Figura 4). O eixo 1 sintetiza um forte gradiente de substituição de espécies e a discriminação de dois grupos de microambientes definidos, principalmente, pelo regime de alagamento sofrido por eles. Assim, o primeiro grupo, localizado mais à esquerda do eixo 1, é composto pelos microambientes Dique Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa, que sofrem mais influência do regime de alagamento. Já o segundo grupo, localizado à direita do eixo 1, é formado pelos microambientes Terraço Superior e Planície Alta, que sofrem menos influências do regime de alagamento do rio. Isso demonstra a forte influência do regime hidrológico sobre a distribuição da vegetação, na área de estudo.

A distribuição dos microambientes, devido às suas respectivas espécies, em relação ao eixo 2 parece estar mais relacionada às pequenas variações edáficas do que relacionadas ao regime de alagamento. Assim sendo, foi observada diferente distribuição de espécies para os microambientes que sofrem maior saturação hídrica e os microambientes que sofrem menor saturação hídrica. Entre os microambientes que sofrem influência anual de alagamento (Dique Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa), o gradiente de substituição de espécies é mais curto, não

havendo grandes diferenciações de espécies. Porém, para os ambientes pouco influenciados pelo alagamento (Terraço Superior e Planície Baixa), houve uma maior substituição de espécies, evidenciada pelas parcelas alocadas nas diferentes margens do rio. Através dos resultados da Análise de Correspondência Canônica foi possível explicar o comportamento das espécies nos microambientes e relacioná-los ao resultado encontrado para o eixo 2 da DCA.

Tabela 1 Relação entre a distribuição dos indivíduos arbóreos, em classes diamétricas, entre os microambientes da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco

	<b>DM/TI</b>	<b>DM/PB</b>	<b>DM/TS</b>	<b>DM/PA</b>	<b>TI/PB</b>	<b>TI/TS</b>	<b>TI/PA</b>	<b>PB/TS</b>	<b>PB/PA</b>	<b>TS/PA</b>
<b>G</b>	-9.5866	384.1611	293.0638	258.5804	471.519	294.0968	342.919	-76.8417	-68.4716	53.2379
<b>P</b>	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001

Nota: DM = Dique Marginal, TI = Terraço Inferior, PB = Planície Baixa, TS = Terraço Superior, PA = Planície Alta. G = teste G de aderência; P = probabilidade.

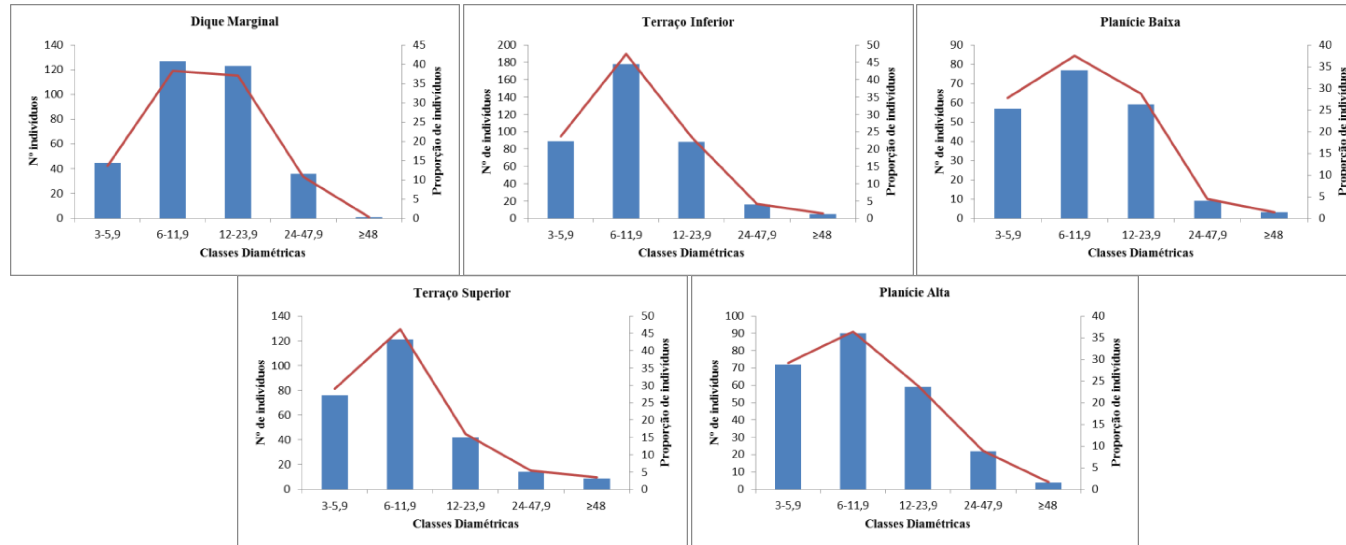


Figura 3 Distribuição de frequência, por classe diamétrica, dos indivíduos arbóreos amostrados nos microambientes da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco



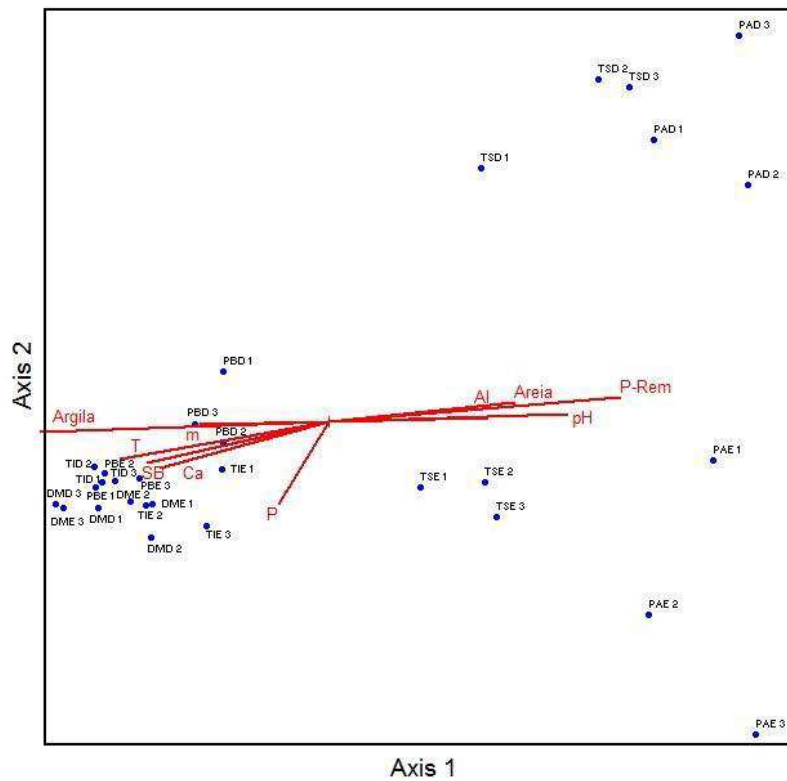


Figura 4 Diagrama de ordenação, obtido por Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) através de uma matriz de abundância dos indivíduos da comunidade arbórea da planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco. Vetores resultantes da CCA, plotados no diagrama da DCA, com fins didáticos, apontando as correlações entre as variáveis edáficas e a distribuição dos indivíduos arbóreos nos microambientes

Nota: DMD = Dique marginal margem direita, DME = Dique marginal margem esquerda, TID = Terraço inferior margem direita, TIE = Terraço inferior margem esquerda, PBD = Planície baixa margem direita, PBE = Planície baixa margem esquerda, TSD = Terraço superior margem direita, TSE = Terraço superior margem esquerda, PAD = Planície alta margem direita, PAE = Planície alta margem esquerda. Os números 1, 2 e 3 correspondem às três parcelas lançadas em cada microambiente.

O autovalor da CCA para o primeiro eixo de ordenação foi muito alto (0,885) e para o segundo eixo foi moderado (0,539). Os dois eixos apresentaram fortes correlações espécie-ambiente, evidenciadas pelos valores da correlação de Pearson (eixo 1 = 0,986; eixo 2 = 0,980), e o teste de permutação de Monte Carlo indicou alta significância para a correlação entre abundância de espécies e variáveis ambientais ( $p < 0,05$ ).

Das 17 variáveis de solo analisadas, a maioria se correlacionou fortemente com o primeiro eixo de ordenação. As variáveis que se correlacionaram positivamente ao eixo 1 foram, em ordem decrescente, Argila, H+Al,  $Mg^{2+}$ , Silte, T, t, SB, m e  $Ca^{2+}$ . As que se correlacionaram negativamente foram, em ordem decrescente, P-rem, pH,  $Al^{3+}$  e Areia (Tabela 2). Portanto, a partir do comportamento dos vetores, percebem-se gradientes de fertilidade e texturais ao longo do eixo 1 (Figura 4), que influenciaram a distribuição dos microambientes. Assim, a fertilidade e textura do solo refletem o gradiente de saturação hídrica a que os microambientes estão submetidos. Então, as variáveis que se correlacionaram positivamente ao eixo 1 estão associadas aos microambientes que sofrem maiores regimes de inundação, com solos mais argilosos, com maior concentração de matéria orgânica (mais férteis), mais ácidos e com alta saturação por alumínio; enquanto as variáveis que se correlacionaram negativamente estão associadas aos microambientes menos influenciados pelo regime de inundação, que apresentam solos arenosos (com menor capacidade de retenção de água), menos ácidos (vale ressaltar que todos os microambientes apresentaram solos ácidos) e com altas concentrações de alumínio e fósforo remanescente.

Em relação ao segundo eixo de ordenação, a única variável que se correlacionou positivamente foi a concentração de K, que apresentou correlação baixíssima, em relação ao eixo 1. As variáveis que se correlacionaram negativamente foram, em ordem decrescente:  $\text{Ca}^{2+}$ , V, SB, t, P e T (Tabela 2). Portanto, o segundo eixo de ordenação evidenciou um gradiente de fertilidade, relacionado a pequenas variações em alguns nutrientes do solo. Comparando-se com a distribuição dos microambientes na DCA, aqueles que sofrem maiores regimes de alagamento foram pouco influenciados pelas variáveis correlacionadas ao eixo 2, porém, foi perceptível a influência dessas variáveis no grupo de microambientes com menor regime de alagamento.

O resultado da análise de agrupamento também apresentou os mesmos padrões evidenciados pela DCA, em que são separados, principalmente, dois grupos distintos de acordo com o regime de alagamento a que estão submetidos (Figura 5). O primeiro grupo, formado pelos microambientes Terraço Superior e Planície Alta, com solos drenados, e o segundo grupo, formado pelos microambientes Di que Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa, que estão mais submetidos ao regime de alagamento. Assim, como mostrado na DCA, os ambientes do segundo grupo apresentaram maiores similaridades entre si do que os ambientes do primeiro grupo.

Tabela 2 Valores das correlações das variáveis ambientais encontradas na Análise de Correspondência Canônica, em relação aos eixos de ordenação 1 e 2

<b>Variáveis</b>	<b>Correlações</b>	
	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Ph	-0.856	-0.231
Potássio (K)	0.047	0.429
Fósforo (P)	0.255	-0.332
Cálcio (Ca)	0.682	-0.407
Magnésio (Mg)	0.847	0.036
Alumínio (Al)	-0.784	-0.022
Acidez Potencial (H+Al)	0.886	0.177
Soma de Bases (SB)	0.721	-0.347
Capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T)	0.725	-0.345
Capacidade de troca catiônica efetiva (t)	0.786	-0.310
Índice de Saturação de Bases (V)	-0.268	-0.351
Índice de Saturação de Alumínio (m)	0.699	0.007
Matéria Orgânica (MO)	0.183	-0.179
Fósforo remanescente (P-rem)	-0.952	0.048
Argila	0.956	0.068
Silte	0.787	0.237
Areia	-0.776	0.067

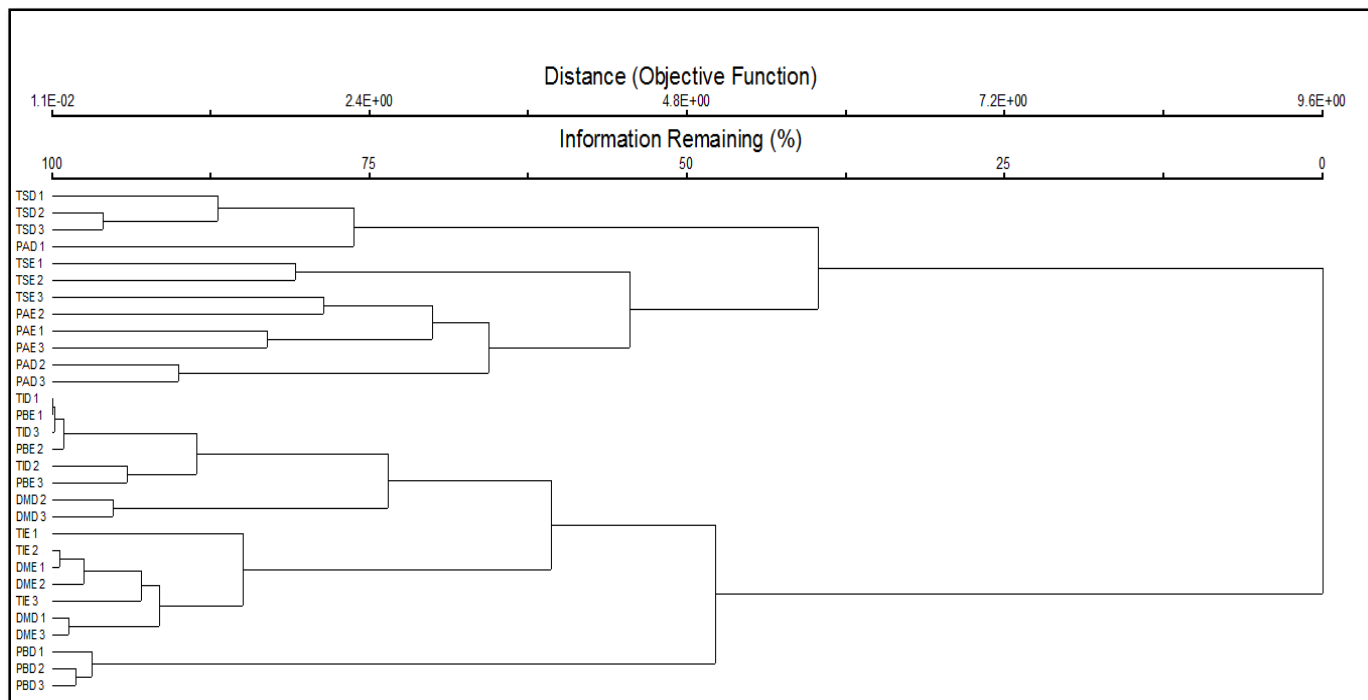


Figura 5 Dendrograma obtido através da Análise de Agrupamento, indicando a similaridade de Sorensen entre os microambientes amostrados na planície de inundação do rio Verde Grande, médio São Francisco. (A legenda das siglas é a mesma da Figura 3)

Cada microambiente apresentou um grupo diferente de espécies indicadoras. Para o ambiente Dique Marginal, as espécies indicadoras foram *Coccoloba declinata*, *Manilkara salzmannii* e *Triplaris gardneriana*. O Terraço Inferior foi indicado, principalmente, pelas espécies *Albizia inundata*, *Geoffroea spinosa* e *Prosopis ruscifolia*. A Planície Baixa apresentou apenas *Annona spinescens* como indicadora do ambiente. Os microambientes Terraço Superior e Planície Alta foram os que apresentaram maior número de espécies indicadoras com, respectivamente, seis e oito espécies. Sendo assim, as espécies indicadoras do Terraço Superior foram *Coccoloba schwackeana*, *Erythroxylum caatingae*, *Mimosa ostilis*, *Piptadenia viridiflora*, *Randia armata* e *Sideroxylon obitusifolium*; enquanto para Planície Alta, as espécies indicadoras foram *Aspidosperma cuspa*, *Goniorrhachis marginata*, *Handroanthus ochraceus*, *Jatropha palmatifolia*, *Plathymenia reticulata*, *Poincianella pluviosa*, *Ruprechtia apetala* e *Simira sampaioana*.

#### 4 DISCUSSÃO

O número de espécies encontradas na área pode ser considerado alto, apesar de ser menor que o encontrado no estudo de Pereira (2013) (111 espécies), também realizado em uma planície de inundação do Médio São Francisco, em sua margem esquerda. Porém, a riqueza foi alta em relação a outros trabalhos realizados em florestas ciliares, com influência de alagamentos sazonais, tanto em área de caatinga (RODRIGUES et al., 2013), quanto em áreas do Domínio Atlântico e do Cerrado (IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997; CARVALHO et al., 2006; BRITO et al., 2006), que registraram, respectivamente, 36, 39, 31 e 70 espécies. Esse elevado número de espécies, associado ao alto valor do índice de equabilidade para a área total, que indica baixa dominância de espécies, pode estar relacionado ao forte gradiente de substituição de espécie, ocorrido ao longo dos microambientes. Uma vez que os microambientes apresentam variações de distância em relação ao curso d'água, esses podem ser influenciados, de maneiras diferentes, pelos pulsos de inundação do rio, que carregam substratos e nutrientes para esses microambientes. A diferenciação na deposição de tais substratos gera condições edáficas distintas, como fertilidade, acidez e textura, que, atrelados às condições de saturação hídrica, proporcionam o estabelecimento de floras diferenciadas nos microambientes.

Apesar do índice de equabilidade ter indicado baixa dominância de espécies para a comunidade arbórea total, este fato não foi observado ao analisar separadamente os microambientes. A partir dos resultados apresentados, pôde-se perceber que os microambientes que sofrem

influência direta do alagamento apresentaram dominância de poucas espécies. Isso porque ambientes com elevada saturação hídrica são muito seletivos, uma vez que apresentam baixas concentrações de oxigênio (LOBO; JOLY, 2000) e poucas são as espécies que toleram tais condições. Rodrigues et al. (2013) ressaltaram, além da alta saturação hídrica do solo, o clima severo, atuante no polígono das secas, no qual o Domínio das Caatingas se insere, como causas da dominância de poucas espécies. Nesse sentido, tem-se a ação conjunta de dois fatores funcionando como filtros ambientais e influenciando diretamente a ocorrência das espécies nesses microambientes (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Os filtros ambientais, nesse caso o alagamento e a severidade climática (altas temperaturas e sazonalidade marcante), favorecem o estabelecimento de espécies funcionalmente parecidas, que, para a área de estudo, pode ser atribuído à capacidade de tolerar, tanto elevadas temperaturas, quanto a saturação hídrica do solo.

O microambiente Terraço Superior, por sofrer inundações esporádicas (em ciclos de 20-30 anos), e o microambiente Planície Alta, por não sofrer diretamente com a inundação, apresentaram altos valores de equabilidade, correspondentes à baixa dominância de espécies. A baixa dominância está em consonância com os valores de diversidade, que para esses microambientes apresentaram-se altos, principalmente, quando comparados com os microambientes que sofrem diretamente o distúrbio sazonal do alagamento. Uma vez que o distúrbio sofrido pelo Terraço Superior foi mais pronunciado em ciclos maiores de tempo, ele pode ser configurado como um distúrbio intermediário. Segundo Connell (1987), distúrbios muito intensos e com alta frequência favorecem a dominância



de espécies capazes de tolerar tal distúrbio. Da mesma maneira, a falta dos distúrbios ou a ocorrência em tempos muito longos favorece a dominância de algumas espécies, por competição, no ambiente. Já a ocorrência de distúrbios intermediários, com intensidade e frequência moderada, permite a manutenção de uma maior diversidade, uma vez que abrange uma grande repartição de nichos. Este último caso é o que parece ocorrer para o microambiente Terraço Superior. Segundo Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1997), quanto maior o encharcamento, menor a diversidade de espécies. Esse fato foi observado para os microambientes DM, TI e PB, que sofrem anualmente a influência dos alagamentos, e vai ao encontro da teoria dos distúrbios (CONNELL, 1987), mostrando que distúrbios mais frequentes e mais intensos acarretam menor diversidade, conseqüentemente, em maior dominância.

Assim, é possível dizer que a comunidade arbórea da planície de inundação do rio Verde Grande é diretamente influenciada pelo regime hidrológico do rio e pela heterogeneidade ambiental, que favorecem diferentes condições de alagamento nos microambientes, conferindo diferenças físico-químicas ao solo. Os resultados das análises multivariadas refletem a resposta da vegetação ao regime hidrológico do rio. É evidente que o alagamento é o principal responsável pela distribuição das espécies na comunidade, como apresentado no primeiro eixo de ordenação da DCA, que separou os microambientes que sofrem inundações, daqueles que não sofrem. O mesmo padrão foi encontrado por Pereira (2013), para o componente arbóreo da planície de inundação do rio Carinhanha, porém, para a planície do rio Verde Grande, a separação entre os microambientes alagados e não alagados foi mais

pronunciada, apresentando um gradiente mais longo de substituição de espécies. Possivelmente, essa diferença se deu por conta das características geomorfológicas das duas planícies, em que a elevação e a distância dos microambientes em relação ao curso d'água e suas susceptibilidades ao alagamento podem influenciar no gradiente de espécies apresentado nessas áreas.

O regime de alagamento também está relacionado com as características edáficas, pois interfere na quantidade e qualidade dos sedimentos carreados e depositados (RODRIGUES, 2000), na quantidade de matéria orgânica acumulada e suas taxas de decomposição e, conseqüentemente, na acidez do solo e concentração de alumínio (LOBO; JOLY, 2000; SILVA; CAMARGO; CERETTA, 2006). Então, solos encharcados acumulam mais matéria orgânica, pela lenta taxa de decomposição apresentada, e são mais ácidos. É exatamente esse o perfil apresentado nos microambientes Dique Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa, onde foram encontrados os maiores teores de matéria orgânica, os solos com maior acidez potencial ( $H+Al$ ), maior concentração de nutrientes ( $SB$ ,  $Mg$ ,  $P$ ,  $Ca^{2+}$ ) e um alto índice de saturação por alumínio ( $m$ ). Além disso, esses microambientes apresentaram elevados teores de argila, que confere maior retenção de água no solo.

Para os microambientes Terraço Superior e Planície Alta, que sofrem pouca influência do alagamento, foi perceptível a separação das parcelas da margem esquerda e da margem direita do rio. As margens apresentaram condições edáficas parecidas, mas pequenas variações ocorridas, principalmente, nas variáveis  $P$ ,  $Ca^{2+}$  e  $SB$  (soma de bases)

podem estar interferindo na fertilidade do solo de maneira diferenciada, apesar de tais variações não serem contempladas como significativas estatisticamente. Segundo Furtini Neto et al. (2001), pequenas variações no pH do solo podem influenciar diretamente a disponibilidade de alguns nutrientes e micronutrientes. Os solos do norte de Minas Gerais, geralmente, apresentam alta fertilidade (INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, 2009). Dessa forma, pequenas variações nutricionais podem se refletir em variações na composição de espécies, associado à condição ecotonal da região. Esse fato pode ser exemplificado pela presença de espécies como *Aspidosperma cuspa* e *Anadenanthera colubrina*, típicas de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas – FTSS (ARRUDA et al., 2013; SANTOS, 2009), nas parcelas alocadas no microambiente Planície Alta, apenas para a margem esquerda do rio Verde Grande. Para o mesmo microambiente, na margem direita do rio, exemplifica-se pela presença de *Handroanthus ochraceus*, espécie fortemente associada ao Cerrado *stricto sensu* (OLIVEIRA-FILHO, 2006) e que também foi encontrada em área de floresta sazonalmente alagada no domínio do Cerrado (GAYA, 2014). Ainda nesse microambiente, foram encontradas, em ambas as margens, *Simira sampaioana* e *Myracrodouon urundeuva*, espécies de ampla distribuição no Domínio das FTSS. Apesar de *H. ochraceus* ter sido encontrado em floresta sazonalmente alagada por Gaya (2014), a espécie não se adapta bem às condições de saturação hídrica do solo, como demonstrado por Gois (2014), por sua não sobrevivência em reflorestamento de mata ciliar do rio São Francisco. A autora também encontrou o mesmo comportamento de não sobrevivência em área de mata ciliar, para a espécie *M. urundeuva*.

A maior similaridade de espécies entre os microambientes com maior influência da inundação, apontada pelo dendrograma, pode ser explicada pelo fato de que o encharcamento proporciona condições seletivas ao ambiente, como hipoxia/anoxia (dependentes do tempo de alagamento) e aumento nos teores de matéria orgânica e acidez do solo (LOBO; JOLY, 2000), condições essas suportadas por um grupo mais homogêneo de espécies. Enquanto isso, o segundo grupo, representado pelos microambientes com menor influência de alagamentos, por não apresentarem condições edáficas tão seletivas, atrelado ao compartilhamento de espécies com outros domínios, apresentam maior variação na riqueza de espécies, portanto, menor similaridade.

As espécies indicadoras de cada microambiente estão relacionadas à sua maior densidade na área de ocorrência. Assim, as espécies *Triplaris gardneriana*, *Geoffroea spinosa* e *Annona spinescens*, são espécies que respondem, de maneira positiva, à saturação hídrica, uma vez que são indicadoras dos microambientes com maiores intensidades e frequências de inundações (DM, TI e PB). *Triplaris gardneriana* é uma espécie da Caatinga Arbórea, de grande ocorrência em matas ciliares, cujos solos apresentam maior umidade (RODRIGUES et al., 2013; ARRUDA et al., 2013; SANTOS, 2009; LACERDA; BARBOSA; BARBOSA, 2007; SANTOS; VIEIRA, 2006). *Geoffroea spinosa* tem sua distribuição no domínio das FTSS, mais precisamente na região das Caatingas, Chaco, Venezuela, Equador e Peru, sempre associada a cursos d'água (SOUZA; RODAL, 2010; PRADO; GIBBS, 1993). O maior número de espécies indicadoras nos microambientes mais drenados, deve-se ao fato de eles apresentarem condições edáficas menos seletivas, proporcionando o

estabelecimento de uma maior diversidade de espécies. Dentre as espécies indicadoras do Terraço Superior estão, *Coccoloba schwackeana*, *Erythroxylon caatingae* e *Randia armata*; e para a Planície Alta tem-se, *Goniorrhachis marginata*, *Plathymenia reticulata* e *Poincianella pluviosa*, sendo todas essas espécies típicas da Caatinga Arbórea.

A distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas mostrou proporções diferentes entre os microambientes, que podem ser explicadas pelas características geomorfológicas e pelo regime de alagamento sofrido por cada microambiente. Além disso, a distribuição apresentou uma tendência à normalidade, que também foi encontrada por Pereira (2013), na maioria dos microambientes da planície de inundação do rio Carinhanha, e por Santos et al. (2011), para um remanescente de Caatinga Arbórea no norte de Minas Gerais. A concentração dos indivíduos nas classes intermediárias de tamanho pode estar associada ao distúrbio causado pelo alagamento, que limita o desenvolvimento secundário e o estabelecimento de novos indivíduos, restringindo o crescimento ao período de menor saturação hídrica do solo, quando os teores de O<sub>2</sub> estão maiores, favorecendo o funcionamento dos processos metabólicos de crescimento (LOBO; JOLY, 2000). Outra explicação pode ser o elevado número de indivíduos perfilhados, como observado em campo. O perfilhamento é tido como uma estratégia reprodutiva em situações de distúrbios (SILVA et al., 2011). No caso da área de estudo, os microambientes Dique Marginal, Terraço Inferior e Planície Baixa apresentaram perfilhamento, sendo esse último o que apresentou maior número de indivíduos perfilhados, o que explica uma maior homogeneidade da distribuição diamétrica na primeira classe e nas classes

intermediárias de tamanho (observada apenas nesse microambiente). A baixa concentração de indivíduos na primeira classe de tamanho, no microambiente DM, pode estar relacionada com a declividade da margem do rio, que, associada ao alagamento e escoamento da água pode agir de forma mecânica na mortalidade dos indivíduos menores, sendo poucos os que sobrevivem e dão continuidade ao desenvolvimento. Além do distúrbio de alagamento e do comportamento de perfilhamento encontrado, o padrão de tendência à normalidade pode estar associado à ecologia das espécies que compõem o microambiente (SANTOS et al., 2011).

Os microambientes TS e PA, apesar de possuírem concentração de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro, não apresentaram o padrão “J- invertido”, o qual é geralmente encontrado para as formações de florestas semidecíduais, que apresentam taxas de umidade do solo durante o ano, maiores do que as formações decíduais. Para comportamento semelhante ao observado nos microambientes em questão, Pereira (2013) sugeriu que a localização desses microambientes, nas proximidades de ambientes que sofrem alagamentos favorece uma umidade do solo, permitindo um comportamento análogo ao de florestas úmidas.

## 5 CONCLUSÃO

Pode-se concluir que a floresta sazonalmente alagada da planície de inundação do rio Verde Grande apresenta um comportamento totalmente influenciado pelo regime hidrológico do rio. Este estudo corroborou a hipótese levantada inicialmente, de que as espécies estão distribuídas de maneira diferenciada, ao longo do gradiente formado pelos diferentes microambientes encontrados na planície, com seus respectivos níveis de saturação hídrica e características edáficas associadas. Conclui-se também que o alagamento condiciona ambientes com maior dominância de espécies e que, diferentes intensidades e frequências de alagamento configuram microambientes distintos, com suas respectivas floras associadas. Levando-se em consideração essa diferenciação microambiental da flora, quando observada toda a comunidade arbórea, a planície de inundação do rio Verde Grande apresenta-se como uma área de alta diversidade de espécies, sendo indicada para conservação, uma vez que se encontra em meio a uma região com alto grau de degradação.

## ABSTRACT

Floodplains are areas that undergo lateral overflow of river water during the flood season. The physiognomy and structure of the vegetation in association to the floodplains are a reflex of the intensity and duration of the flooding. In the present study, we aimed at characterizing the floristic composition and tree community structure in the Verde Grande River floodplain, and identify the plant species distribution between the different microenvironments found in the community, relating such distribution to local edaphic conditions. In each microenvironment, in each margin of the river, we allocated three plots (400 m<sup>2</sup>), totalizing 30 plots and a sampling area of 1.2 ha. We listed all individuals with circumference at breast height (CBH)  $\geq$  10 cm and, in each plot, and collected a composite sample of surface soil (0-20 cm of depth). The horizontal structure was characterized based in ecological parameters of density, dominance and absolute and relative frequencies, calculating the importance values of the species'. The floristic relations between the microenvironments were analyzed using similarity analysis (Sørensen coefficient), Detrended Correspondence Analysis (DCA) and cluster analyzes. The species-environment relations were analyzed using the Canonic Correspondence Analysis (CCA). For each microenvironment, a frequency distribution of the individuals was conducted in diameter classes, comparing the classes using the G-test. We sampled 1422 individuals belonging to 26 families and 90 species. For total sampling, the Shannon diversity index and Pielou's equability were of 3.26 nats.ind<sup>-1</sup> and 0.73, respectively. The species presenting higher importance values in the community were: *Geoffroea spinosa*, *Triplaris gardneriana*, *Albizia inundata*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens*, *Mimosa tenuiflora*, *Pterocarpus zehntneri*, *Sideroxylon obitusifolium*, *Casearia commersoniana* e *Piptadenia viridiflora*. The microenvironments most susceptible to flooding presented lower diversity and high species dominance when compared to the microenvironments least susceptible to flooding. There was large species substitution between microenvironments, evidenced by the eigenvalues presented in the Detrended Correspondence Analysis (DCA). The edaphic variables also responded to the flooding regimen, fact evidenced by the eigenvalues of the Canonical Correlation Analysis (CCA). The tree community in the Verde Grande river floodplain presented high species richness, and is influenced by the hydrologic regime of the river, given that different



flooding intensities and frequencies conditioned different microenvironments with distinct flora.

Keywords: Caatinga. Floodplain. Verde Grande River. Phytosociology.

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 15-25.
- ARRUDA, D. M. et al. Phytogeographical patterns of dry forests *Sensu stricto* in northern Minas Gerais state, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 85, n. 2, p. 623-634, abr./jun. 2013.
- BAHIA, T. O. et al. Florística e fitossociologia de veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 14- 21, ago./set. 2009b.
- BAHIA, T. O. et al. Veredas da APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 4-13, ago./set. 2009a.
- AYERES, M. et al. **BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Brasília: CNPq, 2007.
- BETTINARDI, M. L. **Classificação de espécies arbóreas em função da tolerância ao alagamento e preparo de solo para a restauração de florestas paludosas**. 2014. 75 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.
- BRITO, E. R. et al. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **RevistaÁrvore**, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 829-836, set./out. 2006.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: Brown Publishers, 1984.

CARVALHO, F. A. et al. Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, p. 503-518, 2006.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotrópica**, São Paulo, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CONNELL, J. H. **Diversity in tropical rain forests and coral reefs**. Science, Basel, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, Mar. 1987.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 159-167.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

FERREIRA, L. V. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forest in Central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, p. 1353-1363, 1997.

FERREIRA, L. V.; ALMEIDA, S. S. Relação entre a altura de inundação riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de Igapó, na Amazônia Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 445-453, maio/jun. 2005.

FERREIRA, L. V.; STOHLGREN, T. J. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in central Amazonia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 120, n. 4, p. 528-587, 1999.

FURTINI-NETO, A. E. et al. **Fertilidade do solo**. Lavras: Editora da UFLA, 2001.

GAYA, T. R. L. M. **A floresta inundável do norte de Minas Gerais: identidade florística e estrutura de comunidades arbóreo-arbustivas**. 2014. 226 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

GOIS, S. S. **Recomposição da floresta ripária na margem do rio São Francisco**. 2014. 61 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2014.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Plano Estadual de Proteção à Biodiversidade**: panorama da biodiversidade em Minas Gerais. Belo Horizonte: DPBio, 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Normais climatológicas 1961 a 1990. Brasília: INMET, 1992.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de remanescentes de Floresta Estacional Decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 291-304, set. 2000.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 139-153, dez. 1997.

JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University, 1995.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the international larger river symposium**. Canadá: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989. p. 110-127.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. London: Belhaven Press, 1992.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M.; BARBOSA, M. R. V. Estudo do componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares na bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano: uma perspectiva para a sustentabilidade dos recursos naturais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, p. 331-340, 2007.

LISTA de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 28 fev. 2015.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 143-157.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD 5.0: multivariate analysis of ecological data**. Oregon: MjM Software, 2006.

MENINO, G. C. O. et al. A regeneração natural da vegetação ciliar do rio Pandeiros como indicativo da futura composição da comunidade arbórea. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 38-57, jun./jul. 2009.

MENINO, G. C. O. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region. **Edinburg Journal of Botany**, Edinburgh, v. 69, n. 1, p. 29-51, Mar. 2012.

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

MURTA, A. F. et al. Sobrevivência de crescimento de plântulas em três fitofisionomias na bacia do rio Pandeiros. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 58-69, jun./jul. 2009.

NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o pantanal mineiro. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 4-17, jun./jul. 2009.

OLIVEIRA, A. S. **Tolerância ao encharcamento, alterações morfológicas e anatômicas em algumas espécies lenhosas tropicais.** 2012. 52 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais:** mapeamento e inventário florístico da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Editora da UFLA, 2006.

PEREIRA, D. G. S. **Conexões estruturais e florísticas de ecunidade da vegetação arbórea de uma planície inundável do médio São Francisco.** 2013. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distribution in the dry seasonal forests of south America. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Saint Louis, v. 80, n. 4, p. 902-927, 1993.

ROCHA, C. T. V. et al. Comunidade arbórea de um *continuum* entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 203-218, abr./jun. 2005.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza e estrutura do componente arbóreo e características edáficas de um gradiente de floresta ciliar em Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1011-1023, nov./dez. 2013.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 18-37, jun./jul. 2009.

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 101-107.

SANTOS, R. M. et al. Estrutura e florística de um remanescente de caatinga arbórea em Juvenília, norte de Minas Gerais, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 2, p. 247-258, abr./jun. 2011.

SANTOS, R. M. **Identidade e relações florísticas da Caatinga Arbórea do norte de Minas Gerais e sudeste da Bahia**. 2009. 126 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SANTOS, R. M.; VIEIRA, F. A. Florística e estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de matas ciliares dos rios São Francisco, Cochá e Carinhanha, norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça, v. 4, n. 8, p. 01-18, 2006.

SCHUMM, S. A. **River variability and complexity**. New York: Cambridge University Press, 2005.

SILVA, A. C. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 883-893, 2011.

SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 63-90.

SOUZA, J. A. N.; RODAL, M. J. N. Levantamento florístico em um trecho de vegetação ripária de caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco – Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 3, n. 4, p. 54-62, out./dez. 2010.

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 843-853, jul./set. 2009.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, n. 1-3, p. 69-77, Apr. 1987.

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

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga**. Recife: Instituto de Conservação Ambiental, 2002.

VELOSO, M. D. M. et al. Floristic and structural variations of the arboreal community in relation to soil properties in the Pandeiros river riparian forest, Minas Gerais is, Brazil. **Interciencia**, Caracas, v. 39, n. 9, p. 628-636, Sept. 2014.

ZAR, J. K. **Biostatistic analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 2010.



## ANEXO

## ANEXO A – Tabela de levantamento fitossociológico

Tabela 1 Espécies arbóreas, com DAP  $\geq$  10 cm, registradas no levantamento fitossociológico realizado nos diferentes microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na planície de inundação do rio Verde Grande, norte de Minas Gerais e seus respectivos parâmetros fitossociológicos. N = número de indivíduos; DR = Densidade relativa; DoR = Dominância relativa; FR = Frequência relativa; VI = Valor de importância.

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Dique Marginal</b>					
<b>Anacardiaceae</b>					
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	1	0.301	0.058	1.852	0.737
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona spinescens</i> Mart.	8	2.410	1.232	7.407	3.683
<b>Cannabaceae</b>					
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	1	0.301	0.197	1.852	0.783
<b>Celastraceae</b>					
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	1	0.301	0.016	1.852	0.723
<b>Fabaceae</b>					
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J. W. Grimes	60	18.072	17.873	11.111	15.685
<i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	1	0.301	0.228	1.852	0.794
<i>Bauhinia cattingae</i> Harms.	1	0.301	0.043	1.852	0.732
<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. Ex Benth.) H. C. Lima	1	0.301	1.038	1.852	1.064
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	20	6.024	13.341	11.111	10.159
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	1	0.301	0.023	1.852	0.726
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.	2	0.602	0.564	1.852	1.006
<i>Prosopis ruscifolia</i> Griseb.	34	10.241	7.619	9.259	9.040
<i>Senegalia martii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1	0.301	0.023	1.852	0.726

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Phyllanthaceae</b>					
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	1	0.301	0.062	1.852	0.738
<i>Phyllanthus chacoensis</i> Morong	14	4.217	2.682	3.704	3.534
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	17	5.120	2.969	7.407	5.166
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	140	42.169	48.862	11.111	34.047
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Chomelia sericea</i> Müll. Arg.	3	0.904	0.319	3.704	1.642
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	1	0.301	0.023	1.852	0.726
<b>Salicaceae</b>					
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	14	4.217	0.822	7.407	4.149
<b>Sapindaceae</b>					
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk.	1	0.301	0.063	1.852	0.739
<b>Sapotaceae</b>					
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H. J. Lam	9	2.711	1.941	5.556	3.403
<b>Terraço Inferior</b>					
<b>Anacardiaceae</b>					
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	1	0.266	0.058	1.961	0.762
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona spinescens</i> Mart.	47	12.500	5.449	5.882	7.944
<b>Cactaceae</b>					
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	0.266	0.211	1.961	0.813
<b>Cannabaceae</b>					
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	3	0.798	0.343	3.922	1.688
<b>Capparaceae</b>					
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	2	0.532	0.058	1.961	0.850
<b>Fabaceae</b>					
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J. W. Grimes	69	18.351	20.299	11.765	16.805
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	101	26.862	48.178	11.765	28.935
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	1	0.266	0.128	1.961	0.785
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.	4	1.064	0.905	1.961	1.310
<i>Prosopis ruscifolia</i> Griseb.	76	20.213	8.837	9.804	12.951

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Fabaceae</b>					
<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	2	0.532	0.420	3.922	1.625
<i>Senegalia martii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	15	3.989	1.779	7.843	4.537
<b>Phyllanthaceae</b>					
<i>Phyllanthus chacoensis</i> Morong	2	0.532	0.524	3.922	1.659
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	3	0.798	0.246	3.922	1.655
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	23	6.117	10.822	9.804	8.914
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Chomelia sericea</i> Müll. Arg.	4	1.064	0.676	1.961	1.234
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	1	0.266	0.056	1.961	0.761
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	2	0.532	0.112	3.922	1.522
<b>Salicaceae</b>					
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	19	5.053	0.898	9.804	5.252
<b>Planície Baixa</b>					
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona spinescens</i> Mart.	71	34.634	18.467	12.121	21.741
<b>Capparaceae</b>					
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	2	0.976	0.062	3.030	1.356
<b>Fabaceae</b>					
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J. W. Grimes	26	12.683	16.503	9.091	12.759
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	28	13.659	46.542	12.121	24.107
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	9	4.390	0.873	3.030	2.764
<i>Prosopis ruscifolia</i> Griseb.	12	5.854	1.865	12.121	6.613
<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1	0.488	0.106	3.030	1.208
<i>Senegalia martii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	16	7.805	2.473	9.091	6.456
<b>Phyllanthaceae</b>					
<i>Phyllanthus chacoensis</i> Morong	4	1.951	2.544	6.061	3.519

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	1	0.488	0.130	3.030	1.216 11.01
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	23	11.220	9.701	12.121	4
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	1	0.488	0.104	3.030	1.207
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	6	2.927	0.351	6.061	3.113
<b>Salicaceae</b>					
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	5	2.439	0.279	6.061	2.926
<b>Terraço Superior</b>					
<b>Anacardiaceae</b>					
<i>Cyrtocarpa caatingae</i> J. D. Mitch. & Daly	1	0.382	0.116	1.389	0.629
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	1	0.382	0.294	1.389	0.688
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona spinescens</i> Mart.	1	0.382	0.033	1.389	0.601
<i>Rollinia leptopetala</i> R. E. Fr.	1	0.382	0.029	1.389	0.600
<b>Bignoniaceae</b>					
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	2	0.763	5.841	2.778	3.127
<b>Burseraceae</b>					
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett	1	0.382	0.059	1.389	0.610
<b>Cactaceae</b>					
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	7	2.672	2.122	4.167	2.987
<b>Cannabaceae</b>					
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	1	0.382	0.090	1.389	0.620
<b>Capparaceae</b>					
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	2	0.763	0.045	2.778	1.195
<b>Erythroxylaceae</b>					
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	7	2.672	2.163	5.556	3.463
<b>Euphorbiaceae</b>					
<i>Jatropha palmatifolia</i> Ule	1	0.382	0.104	1.389	0.625

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Fabaceae</b>					
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J. W. Grimes	2	0.763	0.762	1.389	0.971
<i>Chloroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby & J. W. Grimes	2	0.763	0.158	1.389	0.770
<i>Enterolobium timbouva</i> (Mart.)	1	0.382	0.077	1.389	0.616
<i>Goniorrhachis marginata</i> Taub.	2	0.763	3.413	1.389	1.855
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mat. Ex Benth.	1	0.382	0.016	1.389	0.596
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	1	0.382	0.192	1.389	0.654
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	12	4.580	0.516	4.167	3.088
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	74	28.244	7.617	5.556	13.806
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1	0.382	1.948	1.389	1.240
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.	10	3.817	11.143	5.556	6.839
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	6	2.290	1.882	4.167	2.780
<i>Pterocarpus zehntneri</i> Harms	61	23.282	5.827	4.167	11.092
<b>Meliaceae</b>					
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	0.763	0.089	1.389	0.747
<i>Trichilia hirta</i> L.	3	1.145	0.108	4.167	1.807
<b>Myrtaceae</b>					
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O. Berg	1	0.382	0.219	1.389	0.663
<b>Nyctaginaceae</b>					
<i>Bougainvillea praecox</i> Griseb.	1	0.382	0.015	1.389	0.595
<b>Olacaceae</b>					
<i>Ximenia americana</i> L.	2	0.763	4.239	2.778	2.593
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba schwackeana</i> Lindau	15	5.725	5.824	5.556	5.702
<i>Ruprechtia apetala</i> Wedd.	2	0.763	1.583	2.778	1.708
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	2	0.763	0.293	1.389	0.815
<b>Rhamnaceae</b>					
<i>Ziziphus cotinifolia</i> Reissek	2	0.763	5.209	2.778	2.917
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. Schmale	3	1.145	0.833	1.389	1.122
<i>Chomelia sericea</i> Müll. Arg.	2	0.763	0.366	1.389	0.839
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	18	6.870	0.671	8.333	5.291

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Simiras ampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	4	1.527	1.713	1.389	1.543
<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	1	0.382	0.019	1.389	0.596
<b>Sapotaceae</b>					
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T. D. Penn	6	2.290	34.376	4.167	13.611
<b>Planície Alta</b>					
<b>Anacardiaceae</b>					
<i>Cyrtocarpa caatingae</i> J. D. Mitch. & Daly	1	0.405	0.521	0.980	0.636
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	3	1.215	6.464	1.961	3.213
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	1	0.405	0.239	0.980	0.541
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona vepretorum</i> Mart.	1	0.405	1.341	0.980	0.909
<i>Rollinia leptopetala</i> R.E.Fr.	6	2.429	0.339	1.961	1.576
<b>Apocynaceae</b>					
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) Blake	4	1.619	3.016	2.941	2.525
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	3	1.215	0.724	0.980	0.973
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	16	6.478	3.508	1.961	3.982
<b>Bignoniaceae</b>					
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	1	0.405	0.133	0.980	0.506
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	10	4.049	11.196	2.941	6.062
<i>Handroanthus reticulatus</i>	1	0.405	0.152	0.980	0.513
<i>Handroanthus spongiosus</i> (Rizzini) S. Grose	10	4.049	4.874	1.961	3.628
<i>Tabebuia reticulata</i> A. H. Gentry	1	0.405	0.313	0.980	0.566
<b>Burseraceae</b>					
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett	3	1.215	9.029	1.961	4.068
<b>Cactaceae</b>					
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	7	2.834	2.979	2.941	2.918
<b>Combretaceae</b>					
<i>Combretum duarteanum</i> Cambess.	4	1.619	0.520	0.980	1.040
<b>Erythroxylaceae</b>					
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	2	0.810	0.349	0.980	0.713

“Tabela 1, continuação”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Euphorbiaceae</b>					
<i>Jatropha palmatifolia</i> Ule	8	3.239	0.265	2.941	2.148
<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	1	0.405	0.024	0.980	0.470
<i>Stillingia saxatilis</i> Müll. Arg.	10	4.049	0.408	1.961	2.139
<b>Fabaceae</b>					
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	3	1.215	1.320	0.980	1.172
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm.	1	0.405	5.484	0.980	2.290
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	3	1.215	1.732	1.961	1.636
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G. P. Lewis	2	0.810	0.410	1.961	1.060
<i>Dalbergia acuta</i> Benth.	1	0.405	0.024	0.980	0.470
<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	2	0.810	0.462	1.961	1.077
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	0.405	0.033	0.980	0.473
<i>Goniorrhachis marginata</i> Taub.	16	6.478	10.170	3.922	6.857
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	3	1.215	0.825	1.961	1.334
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	1	0.405	0.207	0.980	0.531
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	1	0.405	0.902	0.980	0.762
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	8	3.239	2.393	3.922	3.184
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.	1	0.405	0.079	0.980	0.488
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	6	2.429	2.435	2.941	2.602
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	4	1.619	0.233	0.980	0.944
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L. P. Queiroz	19	7.692	2.465	4.902	5.020
<i>Pterocarpus zehntneri</i> Harms	19	7.692	6.669	2.941	5.768
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. S. Irwin & Barneby	2	0.810	0.322	0.980	0.704
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	1	0.405	0.299	0.980	0.561
<b>Malpighiaceae</b>					
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	1	0.405	0.145	0.980	0.510
<b>Meliaceae</b>					
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	1	0.405	0.475	0.980	0.620
<i>Trichilia hirta</i> L.	1	0.405	0.051	0.980	0.479

“Tabela 1, conclusão”

Microambiente/Família/Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<b>Myrtaceae</b>					
<i>Campomanesia sessiliflora</i> (O.Berg)					
Mattos	1	0.405	0.201	0.980	0.529
<i>Eugenia uniflora</i> L.	4	1.619	0.370	1.961	1.317
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O. Berg	7	2.834	0.870	2.941	2.215
<b>Nyctaginaceae</b>					
<i>Pisonia tomentosa</i> Casar.	1	0.405	0.032	0.980	0.472
<b>Olacaceae</b>					
<i>Ximenia americana</i> L.	2	0.810	0.581	0.980	0.790
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba schwackeana</i> Lindau	6	2.429	1.140	3.922	2.497
<i>Ruprechtia apetala</i> Wedd.	6	2.429	3.356	2.941	2.909
<b>Rhamnaceae</b>					
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	1	0.405	7.485	0.980	2.957
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	4	1.619	0.205	3.922	1.915
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	17	6.883	1.437	4.902	4.407
<b>Rutaceae</b>					
<i>Galipea ciliata</i> Taub.	3	1.215	0.332	0.980	0.842
<b>Salicaceae</b>					
<i>Casearia selloana</i> Eichler	5	2.024	0.462	1.961	1.482