



# Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF

*Floristic and structural changes in the cerrado sensu stricto over 27 years (1985-2012) at Fazenda Água Limpa, Brasília, DF*

Raphael Ferreira Almeida<sup>1,4</sup>, Christopher William Fagg<sup>1</sup>, Maria Cristina de Oliveira<sup>2</sup>,

Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz<sup>1</sup>, Aldeni Silva de Lima<sup>1</sup> & Lamartine Soares Bezerra de Oliveira<sup>3</sup>

## Resumo

Os estudos das comunidades vegetais ao longo do tempo são fundamentais para a predição de suas trajetórias frente a distúrbios, portanto, para sua conservação. Dessa forma, este estudo objetivou avaliar a composição florística, riqueza, diversidade e estrutura da comunidade lenhosa em uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF num período de 27 anos. Inventários contínuos foram conduzidos a cada três anos em 19 parcelas permanentes de 1.000 m<sup>2</sup> (20 × 50 m) e, neste período, quatro eventos de fogo ocorreram no local. Os episódios de queimada não contribuíram com mudanças significativas em níveis de riqueza e diversidade na comunidade lenhosa ao longo de todo o período de estudo. Ao contrário, têm contribuído para a estabilidade florística e estrutural da comunidade, uma vez que a abundância e a densidade da comunidade se modificaram consideravelmente após período longo de exclusão do fogo. A supressão do fogo por períodos mais longos do que os ocorridos poderá conduzir a mudanças florísticas e estruturais importantes na comunidade estudada.

**Palavras-chave:** dinâmica de comunidades, fogo, NMDS, vegetação arbórea.

## Abstract

Studies on plants communities over time are important to predict their reaction when faced with disturbance, and so, for conservation. This study aimed to evaluate the floristic composition, richness, diversity and tree community structure in an area of cerrado *sensu stricto* at Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, over a period of 27 years. Continuous surveys were conducted in the area every three years on 19 permanent plots of 1,000 m<sup>2</sup> (20 × 50 m); during this time four fires occurred at the site. Periods of fire did not contribute to significant changes in richness and diversity for the woody community studied. Instead, it contributed to floristic and structural stability of the community, since community abundance and density changed considerably after long periods of fire exclusion. Fire suppression for longer periods than those observed may lead to significant structural and floristic changes in the community.

**Key words:** community dynamics, fire, NMDS, woody vegetation.

## Introdução

O Cerrado é caracterizado por abrigar grande diversidade de fisionomias e uma flora rica com 12.356 espécies já registradas (Ribeiro & Walter 2008; Mendonça *et al.* 2008). Quase 50% da cobertura original do Cerrado já foi devastada, sendo que a maior parte da vegetação remanescente encontra-se modificada por atividades antrópicas

(MMA 2011), especialmente agricultura e pastagem cultivada (Felfili *et al.* 2004). A flora dos remanescentes encontra-se bastante ameaçada, pois espécies nativas endêmicas estão desaparecendo ao longo do tempo, seja pelas pressões antrópicas (Klink e Machado 2005), seja pela supressão total de distúrbios como o fogo (Durigan & Ratter 2006).

<sup>1</sup> Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Dept. Botânica, 70910-900, DF, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade de Brasília, Faculdade UnB Planaltina, 73345-010, Planaltina, DF, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Dept. Engenharia Florestal, 70919-970, DF, Brasil.

<sup>4</sup> Autor para correspondência: [raphael-botanicaunb@hotmail.com](mailto:raphael-botanicaunb@hotmail.com)

As mudanças nas comunidades vegetais, para serem compreendidas, dependem de avaliação de sua composição e diversidade ao longo do tempo. A diversidade de uma comunidade pode ser avaliada pelo simples cômputo das espécies, pela sua abundância relativa ou por combinação destes dois componentes (Magurran 1988). A diversidade pode influenciar na plasticidade e resistência dos organismos em relação às mudanças ambientais que ocorrem nas comunidades (Hamilton 1999). As mudanças que ocorrem ao longo do tempo podem ser avaliadas por estudos de longa duração, pois as florestas tropicais são dinâmicas e tanto os indivíduos como as comunidades passam por mudanças contínuas (Felfili 1995; Durigan & Ratter 2006).

No Brasil, estudos com parcelas permanentes buscando este conhecimento vêm sendo conduzidos em áreas de cerrado *sensu stricto* (Felfili *et al.* 2000; Aquino *et al.* 2007; Roitman *et al.* 2007), matas de galeria (Felfili 1993; Felfili 1995; Schiavini *et al.* 2001; Lopes & Schiavini 2007) e florestas estacionais (Aquino *et al.* 1999; Carvalho & Felfili 2011; Werneck & Franceschinelli 2004; Paiva *et al.* 2007). A compreensão da dinâmica geralmente depende do monitoramento de fatores abióticos, como o clima e distúrbios, que podem direcionar a sucessão das comunidades. O fogo pode alterar a estrutura, a composição florística e o recrutamento de plantas (Woods 1989), causando diminuição na densidade de árvores (Medeiros & Miranda 2005) e podendo levar à extinção local de algumas espécies sensíveis, levando a uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo (Libano & Felfili 2006). Alguns autores descrevem o cerrado *sensu stricto* como uma comunidade em não equilíbrio, mantida pelos eventos periódicos de queima. Assim, em longo prazo, a supressão do fogo nessa vegetação poderia conduzir a um clímax de maior biomassa, como o cerradão, com cobertura de dossel variando de 50 a 90% e geralmente com árvores de 8 a 12 metros de altura (Lund 1843). Padrão semelhante foi relatado em savanas africanas úmidas, em que, uma vez estabelecidas, são frequentemente mantidas pelo fogo (Backéus 1992).

Tanto a ocorrência do fogo como a sua exclusão podem causar alterações na estrutura e composição da vegetação, apesar da propalada resiliência do Cerrado frente aos distúrbios (Felfili *et al.* 2000). O fogo é, possivelmente, um fator cujo efeito já está inserido na adaptação das espécies do Cerrado e na dinâmica deste ecossistema (Pinheiro & Durigan 2009).

As influências do meio abiótico sobre a dinâmica da vegetação determinam as principais características da comunidade vegetal, inclusive sua composição florística (Tilman *et al.* 1997). Assim, mudanças na dinâmica natural da vegetação em função do tempo e de fatores abióticos devem ser avaliadas para que os processos que mantêm a comunidade sejam entendidos (Arce *et al.* 2000; Aquino *et al.* 2007).

O presente estudo teve como objetivo avaliar as mudanças florísticas e estruturais da comunidade lenhosa em uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF, ao longo de um período de 27 anos (1985–2012), buscando responder às seguintes questões: 1) Houve mudanças florísticas e estruturais na comunidade neste período? 2) As mudanças, se constatadas, podem estar associadas à ocorrência de fogo registrada quatro vezes na área desde o primeiro inventário? Se a comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto* for resiliente e estável no tempo, é de se esperar que sua composição e diversidade não tenham se modificado significativamente em 27 anos de monitoramento, apesar dos distúrbios e mediante intervalos distintos sem perturbações.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Água Limpa (FAL), que ocupa área de 4.000 ha, localizada entre as coordenadas 15°56' a 15°59'S e 47°55' a 47°58'W, no Distrito Federal, 20 km ao sul da cidade de Brasília (Libano & Felfili 2006). Trata-se de Fazenda Experimental e Estação Ecológica da Universidade de Brasília que, em conjunto com a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e o Jardim Botânico de Brasília, totalizam 9.000 ha de Cerrado, inseridos na Área de Proteção Ambiental (APA) Gama Cabeça de Veado (Felfili *et al.* 1993). A fitofisionomia predominante na FAL é o cerrado *sensu stricto*, que se soma a grandes áreas de campo sujo e campo limpo. Esta área faz parte do sistema “Terras Altas da Superfície Pratinha” e da Reserva da Biosfera do Cerrado do Distrito Federal (Felfili *et al.* 2000).

A altitude média na FAL é de 1.100 m e, conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, sendo caracterizado por duas estações bem definidas, uma quente e chuvosa, que ocorre de outubro a abril, e outra fria e seca de maio a setembro (Nimer 1989). A temperatura média anual durante o período de estudo foi de

22,1°C e a precipitação média anual foi 1.468,6 mm, segundo dados meteorológicos da estação climatológica da Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Recor-IBGE). O solo predominante na área é classificado como Latossolo Vermelho-Escuro, ácido a muito ácido, com alto teor de alumínio e baixos teores de cálcio e magnésio (Libano & Felfili 2006).

A vegetação do cerrado *sensu stricto* estudado na FAL ocupa uma faixa de 148 ha (400 × 3.700 m) e se caracteriza por dois estratos: o inferior, composto por camada descontínua de gramíneas de até 50 cm de altura, e o superior composto por árvores de 3 e 5 m de altura, sendo que algumas chegam a atingir 12 m. (Felfili & Silva Júnior 1988). Estudo anterior na mesma área registrou riqueza de 63 espécies lenhosas, distribuídas em 31 famílias (Medeiros *et al.* 2007). O diâmetro máximo para muitas espécies é 10 cm, mas alguns indivíduos chegam a atingir até 50 cm de diâmetro (Felfili & Silva Júnior 1988).

Nesta área, no ano de 1984, foram estabelecidas 21 parcelas permanentes, cada uma com as dimensões de 20 × 50 m (1.000 m<sup>2</sup>), das quais 19 vêm sendo inventariadas a cada três anos desde 1985, com o intuito de se caracterizar a dinâmica da vegetação arbórea (Felfili & Silva Júnior 1988; Felfili *et al.* 2000; Libano & Felfili 2006) (Fig. 1). A distribuição das parcelas foi aleatorizada dentro de um retângulo de 400 × 3.700 m. Em 27 anos de monitoramento (1985 a 2012) houve registro de quatro queimadas na área, sendo a primeira em 1984, antes do início do primeiro levantamento (1985), a segunda em 1989, após o monitoramento de 1988, a terceira em 1994, logo após a coleta de dados daquele ano e a quarta em 2011, antes do monitoramento de 2012.

### Coleta de dados

No período de maio a junho de 2012, efetuou-se a remedição das parcelas permanentes, segundo os procedimentos adotados nos levantamentos anteriores. O critério de inclusão foi o diâmetro mínimo de 5 cm medido à altura de 30 cm acima do solo ( $D_{30} \geq 5$  cm), para todas as plantas lenhosas, conforme recomendado por Felfili *et al.* (2005). O diâmetro foi medido com suta de alumínio e a altura com régua telescópica graduada em metros. Os indivíduos receberam placas de alumínio contendo o seu número identificador e o ano de seu primeiro registro.

A identificação do material botânico foi feita em campo, pelo mesmo técnico que acompanha o experimento desde 1985 e por meio de comparações com exsicatas do Herbário da Universidade de Brasília (UB). Os exemplares foram classificados em famílias conforme o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group III (APG III 2009). Os autores dos primeiros estudos no cerrado *sensu stricto* da FAL utilizaram nomenclatura baseada no sistema de Cronquist (1988), em que a família Leguminosae era subdividida em três famílias: Fabaceae, Mimosaceae e Caesalpinaceae (Libano & Felfili 2006; Felfili *et al.* 2000). Dessa forma, para facilitar a comparação com os dados coletados para o presente estudo, as espécies dos estudos já realizados foram consideradas como uma única família (Fabaceae), conforme é apresentado pelo APG III (2009). As sinonímias taxonômicas foram confirmadas nos bancos de dados virtuais do Missouri Botanical Garden (Tropicos 2013), Kew Gardens (The Plant List 2013) e Flora do Brasil (Forzza 2013).

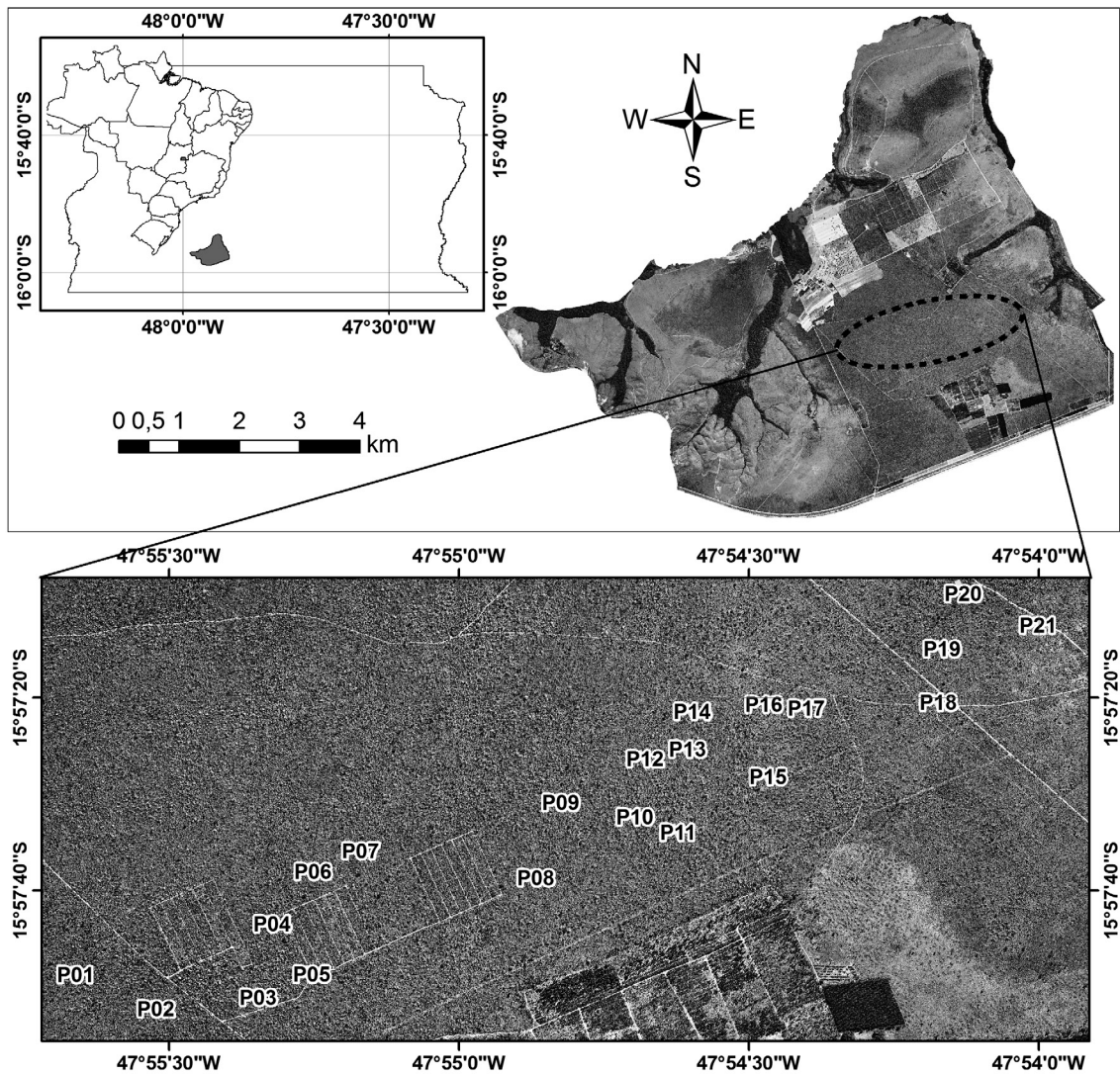
### Análise de dados

#### Composição florística e diversidade de espécies

A composição, riqueza e diversidade de espécies lenhosas foram comparadas entre os anos de 1985 a 2012. Foi gerada uma lista de espécies para cada ano de amostragem, onde se observou a entrada e saída destas ao longo do tempo, bem como a abundância de cada uma (Tab.1).

A diversidade florística em cada ano de inventário foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) na base neperiana, que é sensível às espécies raras, e pelo índice de dominância de Simpson ( $D$ ), que dá maior peso às espécies comuns (Magurran 2004). Juntamente ao índice de diversidade de Shannon, foi calculado o índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ), que avalia a abundância relativa das espécies dentro da mesma amostra (Magurran 2004). Os índices foram obtidos com uso do software Mata Nativa 3<sup>®</sup> (Cientec 2010), que permite a realização de avaliações qualitativas e quantitativas de comunidades vegetais.

O teste  $t$  de Hutcheson (Zar 2009) foi aplicado para verificar se há diferenças a 5% de significância ( $p < 0,05$ ) nos valores de diversidade de Shannon-Wiener entre os anos monitorados. Este teste foi aplicado de forma pareada entre os anos (dois a dois), totalizando 45 combinações. O teste foi realizado com o software PAST versão



**Figura 1** – Localização e distribuição das 21 parcelas permanentes amostradas no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF

**Figure 1** – Location and distribution of the 21 permanent plots sampled in the cerrado *sensu stricto* of Fazenda Água Limpa, Brasília, DF.

2.16 (Hammer *et al.* 2001). Para analisar ao longo do tempo o quão rica é a área e em que ponto essa riqueza se estabiliza, foram construídas curvas de rarefação espécies-área pelo método de Mao Tau (Colwell *et al.* 2004), com auxílio do software EstimateS 8.0 (Colwell 2009).

Para ordenar as relações florísticas entre os anos de monitoramento, foi utilizado Método de Escalonamento Não-Métrico Multidimensional (NMDS), pelo software PC-ORD 5.0 (McCune & Mefford 2006), a partir da matriz de abundância das espécies em cada ano amostrado. Este é um método baseado em uma matriz de distância, computada por

uma medida de distância ou de similaridade, em que o algoritmo busca localizar os pontos de dados em duas ou mais dimensões (Legendre & Legendre 1998). Uma medida de estresse é calculada para representar a incompatibilidade entre a ordem de classificação das distâncias nos dados e a ordem de classificação das distâncias na ordenação (Kent & Coker 1992), sendo que, à medida que o estresse diminui até chegar a um mínimo, as amostras são deslocadas em uma direção. A NMDS foi realizada com as seguintes configurações: distância de medida de Sorensen (Bray-Curtis), melhor solução em duas dimensões e critério para estabilização = 0,000001.

**Tabela 1** – Espécies lenhosas amostradas e respectivo número de indivíduos amostrados em 27 anos de monitoramento de parcelas permanentes no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Entre parênteses, o valor de importância (IVI) das espécies, destacados em negrito os dez maiores valores.  
**Table 1** – Woody species and respective number of individuals sampled in 27 years of monitoring of the permanent plots at the cerrado “*sensu stricto*” of Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. In bold, the value of the species with the ten highest Value Importance Index (IVI).

Espécie / Família	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012
Annonaceae										
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	1(0,26)	-	1(0,3)	1(0,3)	1(0,39)	1(0,37)	1(0,3)	1(0,27)	1(0,25)	1(0,27)
<i>Gouatteria sellowiana</i> Schltdl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1(0,24)
Apocynaceae										
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	2(0,59)	8(1,96)	3(1,05)	6(1,67)	2(0,92)	2(0,96)	4(1,05)	3(0,58)	4(0,84)	2(0,82)
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	49(7,51)	39(5,86)	37(6,74)	36(6,22)	35(6,88)	35(6,91)	37(5,44)	38(4,75)	38(4,42)	35(4,84)
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	1(0,25)	-	-	-	-	-	1(0,25)	1(0,23)	1(0,21)	1(0,24)
Araliaceae										
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	38(6,34)	41(6,16)	44(8,19)	52(9,04)	42(9,86)	49(10,59)	79(10,35)	103(10,68)	133(11,76)	126(13,7)
Asteraceae										
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	25(3,71)	33(5,38)	32(6,12)	97(10,95)	42(7,7)	86(12,75)	236(19,67)	212(16,19)	172(12,45)	49(6,03)
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gardner) Sch. Bip.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1(0,23)
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	28(4,79)	30(5,13)	20(4,12)	18(3,36)	9(2,65)	13(3,25)	26(3,86)	40(4,93)	50(5,28)	36(4,99)
Bignoniaceae										
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	5(1,16)	-	3(0,86)	4(1,13)	6(2,15)	6(2,01)	5(1,3)	5(1,2)	8(1,59)	8(1,78)
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose	-	1(0,25)	-	2(0,55)	-	-	-	1(0,28)	1(0,27)	1(0,26)
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	5(1,3)	4(1)	2(0,67)	-	-	-	-	-	-	-
Calophyllaceae										
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	40(5,08)	53(7,15)	30(5,66)	39(6,01)	35(7,18)	34(6,58)	53(6,51)	70(7,5)	101(8,13)	101(9,49)

Espécie / Família	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	32(4,77)	12(1,97)	7(1,82)	3(0,64)	1(0,35)	1(0,34)	2(0,53)	2(0,49)	3(0,68)	3(0,75)
Caryocaraceae										
<i>Caryocar brasiliense</i> A.St.-Hil.	57(13,14)	58(14,09)	56(14,63)	58(14,04)	51(15,95)	50(15,33)	82(14,49)	94(14,43)	110(13,36)	103(15,41)
Celastraceae										
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	7(1,79)	9(2,18)	6(1,72)	5(1,3)	3(1,19)	3(1,17)	3(0,9)	2(0,51)	3(0,7)	2(0,53)
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart ex Schult.) G.Don	11(2,59)	12(2,71)	9(2,53)	11(2,53)	4(1,39)	2(0,71)	2(0,54)	4(0,94)	3(0,68)	2(0,51)
Connaraceae										
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	17(2,35)	16(2,38)	7(1,45)	5(1,19)	3(0,59)	3(0,59)	5(0,93)	7(0,97)	12(1,61)	6(1,08)
<i>Rourea induta</i> Planch.	21(3,84)	17(4,45)	11(1,85)	15(2,95)	4(1,15)	4(1,12)	4(0,87)	4(0,75)	4(0,69)	3(0,73)
Dilleniaceae										
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	3(0,83)	2(0,52)	3(0,9)	4(1,1)	3(1,05)	4(1,1)	7(1,22)	15(2,41)	22(2,96)	19(3,14)
Ebenaceae										
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	12(2,05)	15(2,1)	11(2,23)	16(2,51)	5(1,55)	5(1,55)	20(3,1)	32(3,62)	42(4,08)	29(3,89)
Erythroxylaceae										
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	-	-	-	3(0,81)	-	-	-	-	-	-
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	10(1,84)	10(2,1)	3(0,88)	4(0,89)	10(2,67)	5(1,43)	18(2,69)	12(1,89)	14(1,84)	7(1,29)
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	33(4,74)	34(4,88)	13(2,34)	56(6,82)	8(2,24)	18(4,43)	45(6,16)	47(5,1)	52(5,18)	35(4,45)
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	23(3,91)	24(3,94)	10(2,16)	10(2,04)	12(2,3)	12(2,18)	18(2,78)	18(2,27)	17(2,09)	9(1,47)
Euphorbiaceae										
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	-	-	-	-	1(0,34)	-	-	-	-	-
Fabaceae										
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	15(3,36)	14(3,64)	12(2,91)	8(1,92)	2(0,74)	1(0,37)	2(0,55)	2(0,48)	1(0,24)	-

Espécie / Família	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012
<i>Andira paniculata</i> Benth.	4(0,77)	1(0,24)	1(0,28)	-	1(0,33)	1(0,33)	1(0,25)	2(0,46)	2(0,43)	2(0,47)
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	3(0,75)	1(0,26)	2(0,67)	2(0,64)	2(0,79)	2(0,79)	2(0,62)	3(0,82)	3(0,84)	2(0,58)
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	-	-	-	-	-	1(0,33)	1(0,28)	2(0,35)	2(0,37)	2(0,45)
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	59(11,52)	61(10,71)	52(11,95)	56(11,61)	46(14,18)	39(12,35)	46(10,38)	58(10,9)	71(10,68)	60(10,77)
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	5(1,28)	5(1,06)	4(1,19)	5(1,41)	4(1,44)	6(2,21)	7(2,05)	9(1,99)	10(1,92)	9(2,13)
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	5(1,75)	5(1,56)	3(1,24)	4(1,48)	4(1,89)	3(1,41)	7(1,72)	11(2,45)	15(2,81)	11(2,27)
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Hayne	13(4,32)	14(4,04)	13(5,24)	14(4,32)	10(4,99)	9(4,31)	11(3,72)	14(3,53)	16(3,94)	9(2,69)
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	-	-	-	-	-	-	4(0,45)	8(0,66)	14(0,95)	10(0,82)
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	1(0,26)	2(0,83)	-	1(0,27)	-	-	-	-	-	1(0,24)
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	6(1,59)	13(2,16)	5(1,48)	12(2,17)	4(1,12)	4(0,87)	17(3)	6(1,38)	3(0,64)	-
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	26(6,23)	27(6,32)	21(6,42)	15(4,98)	11(4,16)	10(4,18)	19(4,32)	47(6,43)	73(7,55)	77(9,2)
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G.Silva & H.C.Lima	95(14,95)	108(18,27)	97(20,95)	98(21,16)	68(22,21)	65(22,2)	84(19,87)	92(17,91)	93(16,38)	69(13,98)
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	64(9,57)	75(9,78)	70(11,78)	63(10,62)	28(7,79)	47(10,58)	73(9,54)	72(8,51)	74(7,8)	30(4,99)
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	7(1,39)	2(0,51)	8(2,07)	9(2,01)	8(2,36)	7(1,97)	10(2,26)	10(1,91)	13(2,06)	11(2,05)
<b>Lamiaceae</b>										
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	-	-	-	-	-	-	-	1(0,23)	2(0,42)	1(0,23)
<b>Loganiaceae</b>										
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	3(0,83)	2(0,51)	3(0,94)	4(0,98)	5(1,58)	4(1,42)	4(1,08)	6(1,27)	8(1,49)	7(1,5)
<b>Lythraceae</b>										
<i>Lafloensia pacari</i> A.St.-Hil.	2(0,35)	1(0,25)	2(0,68)	3(0,88)	2(0,8)	2(0,76)	5(1,09)	7(1,3)	8(1,31)	4(0,79)
<b>Malpighiaceae</b>										
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	41(6,06)	39(6,18)	15(3,32)	5(1,41)	2(0,69)	2(0,68)	7(1,58)	5(1,14)	13(1,96)	8(1,75)

Espécie / Família	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	82(10,49)	75(10,73)	43(7,39)	41(6,8)	36(7,33)	37(7,21)	48(6,65)	53(6,45)	59(6,38)	59(7,12)
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich. ex Juss.	55(7,83)	61(7,17)	35(6,16)	23(4,26)	20(5,13)	14(3,46)	16(3,19)	18(2,92)	24(3,69)	26(4,47)
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	2(0,61)	1(0,32)	1(0,39)	-	1(0,44)	2(0,78)	5(1,03)	12(1,69)	17(2,2)	16(2,09)
<b>Malvaceae</b>										
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	5(1,66)	5(1,4)	6(2,04)	12(2,83)	13(4,02)	15(4,1)	11(2,62)	33(4,36)	40(4,89)	42(5,82)
Melastomataceae										
<i>Acinodendron ferrugineum</i> (Desr.) Kuntze	11(2,92)	12(2,91)	10(2,77)	13(2,77)	6(2,05)	11(2,9)	15(2,86)	18(2,81)	29(3,47)	29(4,11)
<i>Acinodendron pohltianum</i> (Cogn.) Kuntze	46(8,12)	58(9,29)	56(9,43)	73(10,65)	50(10,21)	55(11,32)	119(13,98)	140(14,29)	169(15,37)	130(15,43)
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	-	-	-	-	1(0,33)	2(0,44)	1(0,25)	-	-	-
<b>Myrtaceae</b>										
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	7(2,11)	10(3,23)	9(3,34)	16(4,35)	18(5,7)	17(5,77)	26(6,2)	36(7,15)	43(7,41)	47(8,87)
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1(0,25)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	1(0,27)	1(0,25)	-	-	-	-	1(0,25)	2(0,46)	2(0,43)	2(0,48)
<b>Nyctaginaceae</b>										
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	17(4,12)	19(5,59)	16(4,27)	14(3,63)	10(3,59)	14(4,05)	38(5,77)	49(6,36)	50(6,03)	46(6,29)
<i>Neea theifera</i> Oerst.	-	1(0,24)	1(0,29)	2(0,62)	-	-	3(0,76)	5(0,98)	3(0,67)	2(0,48)
<b>Ochnaceae</b>										
<i>Polyouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Tiegh.	233(25,31)	241(24,75)	219(27,03)	263(28,36)	250(34,86)	253(34,41)	275(25,78)	282(22,35)	279(20,55)	231(20,37)
<b>Primulaceae</b>										
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	-	-	-	-	-	1(0,33)	-	-	-	-
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	-	-	-	-	-	-	-	-	1(0,21)	1(0,23)
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	7(2,07)	9(2,47)	7(2,42)	4(1,33)	2(0,95)	2(0,99)	9(1,56)	23(2,56)	50(4,12)	35(3,81)



Espécie / Família	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012
<i>Rapanea crassifolia</i> (R. Br.) Mez	-	-	-	-	-	-	-	-	2(0,42)	-
<b>Proteaceae</b>										
<i>Roupala montana</i> Aubl.	40(6,88)	36(5,65)	26(5,13)	31(5,59)	17(4,63)	15(4,65)	39(5,95)	70(7,41)	101(8,55)	61(6,9)
<b>Rubiaceae</b>										
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	77(9)	88(9,2)	67(9,68)	88(11,05)	52(8,82)	33(6,15)	35(4,68)	29(3,8)	31(4,01)	21(3,72)
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	2(0,33)	3(0,55)	1(0,28)	2(0,35)	4(1,09)	1(0,33)	1(0,25)	1(0,23)	-	-
Salicaceae										
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	6(1,04)	-	-	-	-	-	-	1(0,23)	1(0,21)	1(0,23)
<b>Sapotaceae</b>										
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	38(7,46)	37(7,39)	36(8,21)	40(8,8)	34(9,02)	35(9,09)	39(7,54)	50(7,64)	56(7,26)	50(7,59)
<b>Styracaceae</b>										
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	22(4,2)	23(4,57)	21(4,57)	24(4,71)	15(4,52)	15(4,5)	41(6,48)	62(7,01)	71(7,53)	27(4,38)
<b>Symplocaceae</b>										
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	11(1,82)	9(1,49)	9(1,89)	7(1,52)	7(1,97)	8(2,32)	10(2,01)	10(1,76)	7(1,42)	6(1,42)
<b>Vochysiaceae</b>										
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	109(16,7)	125(17,19)	104(17,72)	104(16,43)	80(18,02)	76(16,86)	92(13,57)	107(13,78)	124(13,91)	121(16,79)
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	23(5)	25(4,98)	22(5,23)	25(5,72)	16(4,13)	15(3,56)	23(4,01)	29(4,81)	36(4,95)	60(7,73)
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	171(32,86)	166(26,46)	130(29,25)	114(22,8)	76(21,25)	78(19,42)	207(24,26)	228(24,99)	205(20,61)	191(22,67)
<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	39(5,6)	48(7,87)	43(6,78)	44(6,71)	39(8,73)	34(7,28)	35(5,15)	35(4,54)	40(4,65)	41(5,56)
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	-	1(0,63)	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	27(5,55)	24(5,18)	32(8,42)	36(8,82)	30(9,7)	34(11,94)	35(9,54)	42(9,77)	44(10,27)	42(12,41)

### Estrutura da comunidade

Os parâmetros fitossociológicos (área basal, índice de valor de importância, densidade absoluta, densidade relativa, frequência absoluta, frequência relativa, dominância absoluta e dominância relativa - Tab. 2) (Müeller-Dombois & Ellenberg 2002) foram obtidos com auxílio do software Mata Nativa 3® (Cientec 2010) e utilizados para análise da estrutura da vegetação nas dez amostras (anos de medição).

Os indivíduos vivos foram distribuídos em classes diamétricas e hipsométricas para comparar a estrutura da comunidade ao longo do tempo. As classes foram definidas por meio do algoritmo de Sturges:  $nc = 1 + 3.3 \log(n)$ , onde,  $nc$  é o número de classes e  $n$  é o número de indivíduos e, também, pelo procedimento sugerido por Spiegel (1993), em que  $A$  se refere à amplitude. Os intervalos ideais de 3,5 para a distribuição diamétrica ao longo do tempo e 1 para a distribuição hipsométrica foram calculados em 2012, pela fórmula de Spiegel (1993).

## Resultados

### Composição florística e diversidade de espécies

O cerrado *sensu stricto* da FAL apresentou mudanças florísticas em 27 anos de monitoramento (1985 a 2012). A riqueza variou de 57 a 65 espécies, 45 a 52 gêneros e 27 a 30 famílias, sendo que ao longo de todo o período de monitoramento foram registradas 75 espécies, 59 gêneros e 31 famílias (Tab. 1). Ao longo desse período, o número de espécies que apresentou densidade igual ou maior

que 20 indivíduos.ha<sup>-1</sup> variou de 17 (2000) a 31 (2009) e no ano de 2012 foi de 30.

Das famílias registradas na área ao longo de 27 anos, Fabaceae foi a mais representativa, com 15 espécies, seguida de Vochysiaceae (6), Primulaceae (4), Malpighiaceae (4) e Erythroxylaceae (4). Essas cinco famílias contêm 44% das espécies que ocorrem na área. Do número total de famílias (31), 15 (48%) apresentaram somente uma espécie. Praticamente não houve mudanças de riqueza por família na área, exceto pela entrada de duas espécies em 2012, sendo uma na família Annonaceae e outra em Asteraceae. A maioria dos gêneros – 81% do valor total constatado em todo o período – apresentou uma única espécie. O gênero mais representativo na área foi *Erythroxylum*, com quatro espécies, seguido de *Byrsonima*, *Qualea* e *Vochysia*, com três espécies cada.

Entre todas as espécies amostradas ao longo do estudo, 48 (64%) foram registradas em todos os anos de monitoramento. Algumas (6 espécies – 8%) não foram registradas em uma única ocasião e outras (8 espécies – 11%) foram observadas em apenas um levantamento (Tab. 1). *Tabebuia aurea* teve seu destaque nos anos iniciais de monitoramento (1985, 1988 e 1991), mas a partir de 1994 não foi mais registrada nas parcelas. Em 27 anos de monitoramento, onze espécies, das quais seis tiveram registro único, deixaram de ocorrer na área e houve cinco novos registros a partir de 2006, a saber: *Guatteria sellowiana* e *Eremanthus goyazensis*, registradas em 2012, *Aegiphila sellowiana* (2006, 2009 e 2012), *Myrsine*

**Tabela 2** – Estrutura, riqueza, diversidade (Shannon-Wiener) e equabilidade da comunidade arbórea do cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, ao longo de 27 anos de monitoramento. DA – densidade absoluta; AB – área basal. Em negrito anos inventariados após fogo.

**Table 2** – Structure, richness, diversity (Shannon-Wiener) and evenness for the woody community of cerrado *sensu stricto* of Fazenda Água Limpa, DF, along 27 years of monitoring. DA - absolute density, AB - basal area. Years sampled after fire in bold.

	<b>1985</b>	1988	<b>1991</b>	1994	<b>1997</b>	2000	2003	2006	2009	<b>2012</b>
Indivíduos (n)	1.801	1.866	1.510	1.720	1.251	1.303	2.072	2.401	2.696	2.180
DA (ind. ha <sup>-1</sup> )	948	982	795	905	658	686	1.091	1.264	1.419	1.147
AB (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	7,21	10,6	6,3	6,9	5,5	5,9	7,7	9,7	10,6	9,2
Famílias	29	27	28	28	29	28	28	30	30	30
Gêneros	51	48	47	45	47	48	51	52	52	50
Espécies	61	59	57	57	57	58	61	63	64	64
Shannon-Wiener ( $H'$ )	3.46	3.42	3.36	3.37	3.27	3.27	3.3	3.4	3.49	3.46
Equabilidade ( $J'$ )	0.84	0.84	0.83	0.83	0.81	0.81	0.8	0.82	0.84	0.83

*coriacea* (2009 e 2012) e *Rapanea crassifolia* (2009). Em todos os inventários, as espécies que desapareceram e surgiram mais de uma vez são pouco abundantes, com três a dez indivíduos por hectare nos levantamentos. Na comparação entre o primeiro monitoramento, em 1985, e o último, em 2012, verifica-se que 56 espécies foram registradas em ambas as ocasiões e que a comunidade não só alcançou, mas ultrapassou a riqueza de espécies inicial de 1985, com três espécies a mais, mesmo com os eventos de fogo.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi elevado durante todo o tempo, variando de 3,27 a 3,49, e a equabilidade variou de 0,80 a 0,84 (Tab. 2). As menores diversidades ocorreram nos inventários de 1997 e 2000, enquanto a maior foi observada em 2009. Os valores de Shannon-Wiener ( $H'$ ) diferiram pelo teste  $t$  de Hutcheson ( $p < 0,05$ ) em cerca de metade das comparações quando as amostras foram analisadas aos pares (Tab. 3).

As maiores alterações na comunidade foram observadas na densidade de indivíduos vivos por levantamento. Em 27 anos de monitoramento, a comunidade apresentou acréscimos e decréscimos no número de indivíduos amostrados em 1,9 ha, variando de 1.251 (596 ind.ha<sup>-1</sup>) em 1997 até 2.696 indivíduos (1284 ind.ha<sup>-1</sup>) em 2009. A área de estudo passou por quatro eventos de fogo, que afetaram fortemente a densidade: o primeiro ocorreu em 1984, antes do primeiro monitoramento, que foi feito em 1985; o segundo em 1989, após o monitoramento de 1988, o que contribuiu com decréscimo de 356 indivíduos em 1991; o terceiro ocorreu em

1994, logo após o levantamento deste mesmo ano, ocasionando diminuição de 469 indivíduos no levantamento de 1997. Por outro lado, um tempo maior sem a passagem de fogo na área de 1997 até 2009 contribuiu com acréscimo de 1.445 indivíduos. Novo incêndio em setembro de 2011 ocasionou a perda de 516 indivíduos detectada em 2012 (Tab. 2).

As curvas de rarefação de todos os períodos de monitoramento (Fig. 2) mostram inflexão da curva a partir de 5.000 m<sup>2</sup> amostrados e que a riqueza em espécies na área praticamente não se alterou ao longo do tempo, mas há uma leve tendência de aumento. Esse resultado indica que a amostra foi suficiente para representar a riqueza florística da vegetação na área ao longo do tempo.

Os eixos de ordenação 5 e 6 da análise por NMDS (Fig. 3), incluindo a abundância das espécies, apresentaram os menores valores de estresse (0,45), uma vez que quanto mais próximo de zero menor é a distorção e melhor é a representação das distâncias entre as amostras, mostrando que após cada rodada mantiveram o mesmo padrão. A ordenação evidenciou a separação de dois grupos: o primeiro representado pelos anos que vão de 1985 a 2000, nos quais a abundância foi baixa, e o segundo pelos anos de 2003 a 2012, com alta abundância.

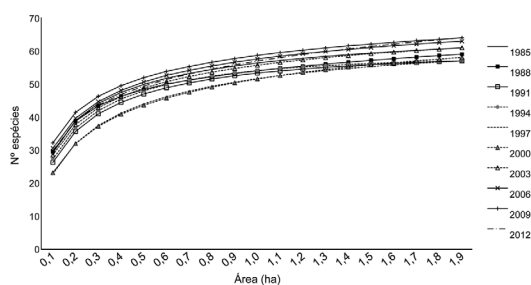
### Estrutura da comunidade

Em 27 anos de monitoramento houve acréscimos e decréscimos na densidade e área basal de indivíduos vivos na comunidade. Os menores valores para esta variável foram

**Tabela 3** – Comparações entre os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener entre anos de inventários. Em negrito anos inventariados após fogo.

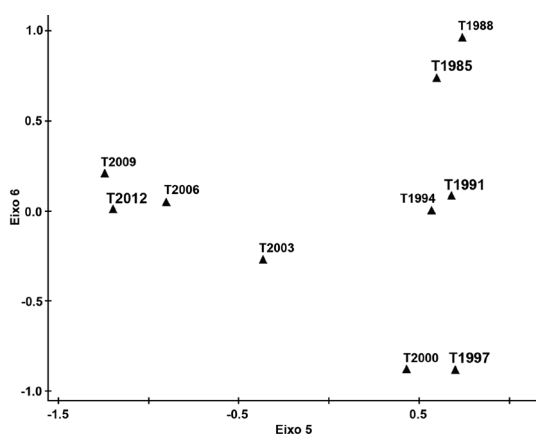
**Table 3** – Comparisons of the values of Shannon-Wiener index between years inventoried. Years sampled after fire in bold.

	<b>1985</b>	1988	<b>1991</b>	1994	<b>1997</b>	2000	2003	2006	2009	<b>2012</b>
<b>1985</b>										
1988	ns									
1991	*	ns								
1994	*	ns	ns							
1997	*	*	*	*						
2000	*	*	*	*	ns					
2003	*	*	ns	ns	ns	ns				
2006	ns	ns	ns	ns	*	*	*			
2009	ns	*	*	*	*	*	*	*		
2012	ns	ns	*	*	*	*	*	ns	ns	



**Figura 2** – Curvas de rarefação espécies-área (Sobs Mao Tau) para as 19 parcelas a cada 3 anos no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF.

**Figure 2** – Rarefaction curves of species-area (Sobs Mao Tau) for the 19 plots of every 3 years at cerrado “*sensu stricto*” of Fazenda Água Limpa, DF.



**Figura 3** – Escalonamento Não-Métrico Multidimensional (NMDS) das dez amostras (anos) na área de cerrado *sensu stricto* em função da abundância de espécies. Estresse = 0,45.

**Figure 3** – Non-metric multi-dimensional scaling (NMDS) of the ten samples (years) of the cerrado *sensu stricto* on the matter of the abundance of species. Estresse = 0.45

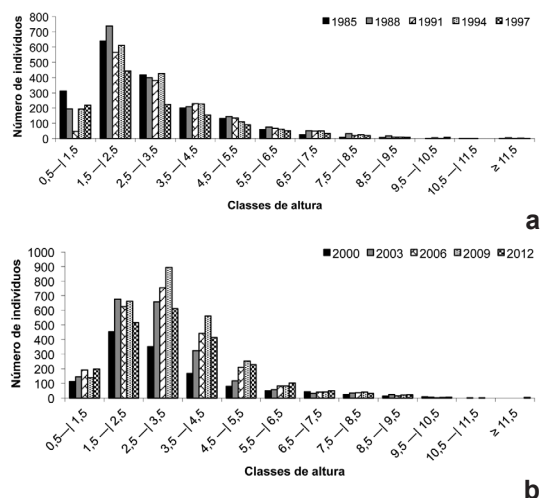
observados em 1997, ano influenciado pela terceira queima, ocorrida em 1994. No período de 2003 a 2009 houve aumento considerável na densidade, sendo que no ano de 2009 (14 anos sem ocorrência de fogo desde 1995) foram registradas as maiores densidades, decrescendo novamente em 2012, após a passagem de fogo ocorrida em 2011 (Tab. 2).

Algumas mudanças na hierarquia das espécies na comunidade ocorreram ao longo dos 27 anos de monitoramento. Das dez espécies de maior valor de importância (Tab. 1) em 1985, sete se mantiveram neste grupo nos três últimos monitoramentos

(2006, 2009 e 2012). Destas, *Qualea parviflora* e *Polyouratea hexasperma* obtiveram as melhores posições em todas as ocasiões, desde 1985 (1ª a 3ª e 1ª a 2ª posições, respectivamente). Em 27 anos, as 15 espécies melhor classificadas quanto ao VI contribuíram com metade do VI total da comunidade, variando de 50 a 55%. Acréscimos e decréscimos nos valores relativos fazem com que haja rearranjo do posicionamento das dez espécies de maior VI, como é o caso, por exemplo, de *Tachigali vulgaris*, que de terceira posição em 2006 e 2009 passou para a sexta posição em 2012.

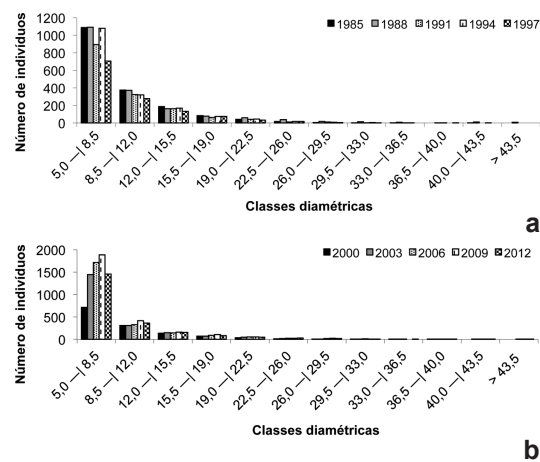
*Caryocar brasiliense* não apresentou mudança considerável ao longo do tempo, mantendo-se na quinta posição em todas as ocasiões, exceto em 2009, quando desceu para a sexta posição. *Acinodendron pohlianum* alternou sua posição de décima para quarta ao longo do tempo e, mesmo após o evento de fogo em 2011, ainda apresentou pequeno acréscimo no VI em 2012.

A distribuição dos indivíduos vivos em classes de altura (Fig. 4a; b) ao longo do tempo mostra que a maioria está distribuída na segunda classe ( $1,5 \text{ m} \leq h < 2,5 \text{ m}$ ) variando de 23% a 40%, terceira ( $2,5 \text{ m} \leq h < 3,5 \text{ m}$ ; 17% a 33%) e quarta ( $3,5 \text{ m} \leq h < 4,5 \text{ m}$ ; 11% a 21%), ou seja, a maioria das árvores tem entre 1,5 m e 4,5 m de altura. Em 27 anos de monitoramento houve variações nessa distribuição e as classes foram marcadas por pequenos acréscimos e decréscimos no número de indivíduos em cada classe em cada ocasião. A segunda classe apresentou queda no número de indivíduos nos períodos de 1988 a 1991, 1994 a 1997 e 2009 a 2012. O período de 2003 a 2006, mesmo não estando próximo dos eventos de queima, apresentou queda no número de indivíduos para esta classe. A terceira classe também apresentou decréscimo no número de indivíduos no período de 1985 a 1991 e tanto esta classe quanto a quarta foram marcadas por decréscimo no número de indivíduos no período de 2009 a 2012. A distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas (Fig. 5a;b) mostrou que a comunidade apresenta padrão em J-reverso em todas as ocasiões, ou seja, com a maioria ocorrendo nas menores classes, onde a maior parte dos processos dinâmicos são mais intensos. Ao longo do tempo (1985 a 2012) a distribuição variou de 50% a 70% na primeira classe diamétrica (5 até 8,5 cm). Os maiores valores nessa classe foram observados nos anos 2006 (1.715 indivíduos, 71,42%) e 2009



**Figura 4** – Distribuição hipsométrica dos indivíduos vivos em 27 anos de monitoramento no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. a. Distribuição para os anos de 1985 a 1997; b. distribuição para os anos de 2000 a 2012.

**Figure 4** – Hypsometric distribution of living individuals in 27 years of monitoring the cerrado “*sensu stricto*” of Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. a. Distribution for the years 1985-1997; b. distribution for the years 2000-2012.



**Figura 5** – Distribuição diamétrica dos indivíduos vivos em 27 anos de monitoramento no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. a. Distribuição para os anos de 1985 a 1997; b. distribuição para os anos de 2000 a 2012.

**Figure 5** – Diametric distribution of living individuals in 27 years of monitoring the cerrado “*sensu stricto*” of Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. a. Distribution for the years 1985-1997; b. distribution for the years 2000-2012.

(1886 indivíduos, 69,95%), que estão entre o período de 17 anos sem ocorrência de fogo na área, o que contribuiu para o recrutamento de mais indivíduos. Nota-se também que, ao longo do tempo, as classes diamétricas para cada levantamento apresentaram aumento e diminuição no número de indivíduos na ausência e presença do distúrbio, respectivamente.

## Discussão

### Composição florística e diversidade de espécies

Das 75 espécies listadas ao longo do tempo para a área em estudo, com exceção de *Erythroxylum campestre*, *Andira paniculata* e *Rapanea crassifolia*, as demais foram também encontradas entre as 617 registradas por Ratter *et al.* (2003) em ampla análise da flora de 376 áreas remanescentes da vegetação do Cerrado Brasileiro. *Erythroxylum campestre* também foi encontrada em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solo rochoso em Goiás e Tocantins (Felfili & Fagg, 2007), assim como *Andira paniculata*, que também teve ocorrência nestas áreas e em outras de Cerrado (Lopes *et al.* 2009; Mattos & Felfili 2010; Prado Júnior *et al.* 2012; Ribeiro *et al.* 2012). Estes dados sugerem que, mesmo com os distúrbios por fogo pelo qual passou, a vegetação da área tem se mostrado estável ao longo do tempo e apresenta grande riqueza de espécies arbóreas representativas do Cerrado, uma vez que a maioria das espécies encontradas nesta área foram também registradas por Ratter *et al.* (2003) em diversas áreas de Cerrado em todo o Brasil.

O destaque para Fabaceae é esperado, uma vez que é frequentemente registrada entre as mais importantes na fitofisionomia de cerrado *sensu stricto* no Brasil Central (Felfili & Silva-Júnior 2001; Pereira & Silva 2011) e em áreas disjuntas à área “core” (Moura *et al.* 2010). Quanto à Vochysiaceae, muitas de suas espécies são típicas acumuladoras de alumínio (Haridasan & Araújo 1988), o que facilita seu estabelecimento nos solos ácidos do cerrado *sensu stricto* estudado, onde este elemento está altamente disponível (Libano & Felfili 2006). Malpighiaceae e Erythroxylaceae apresentaram as mesmas espécies observadas por Felfili & Fagg (2007) em Goiás e Tocantins, o que sugere boa adaptação aos solos de ambas as áreas (latossolo em cerrado *sensu stricto* da FAL e afloramentos rochosos no cerrado *sensu stricto* nos outros locais).

A proporção de gêneros por espécie foi 1:1 para o componente lenhoso do cerrado *sensu stricto* da FAL. Em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos rochosos estes dados sugerem alta diversidade genérica para o componente lenhoso e pouca relação entre as espécies (Felfili & Fagg 2007).

A riqueza de 50 a 80 espécies lenhosas encontradas ao longo do tempo corresponde ao nível de riqueza geralmente encontrado nos cerrados do Distrito Federal, na Chapada Pratinha, na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (Felfili & Silva Júnior 1992; Felfili & Silva Júnior 2001; Felfili *et al.* 2004), em cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos (Felfili & Fagg 2007; Moura *et al.* 2010) e em área de cerrado *sensu stricto* na Bahia (Roitman *et al.* 2007). Também são semelhantes os valores de  $H'$  e equabilidade para as mesmas localidades, o que evidencia a elevada heterogeneidade e a baixa dominância ecológica da comunidade lenhosa, que parecem ser padrão para esta fisionomia do Cerrado (Balduino *et al.* 2005; Mews *et al.* 2011).

As diferenças detectadas pelo teste *t* de Hutcheson ( $p < 0,05$ ) na diversidade da comunidade em estudo entre anos mostraram que a passagem do fogo não altera a diversidade da comunidade lenhosa, mas que a supressão do fogo por períodos longos ocasiona mudanças. Isso indica que muitas espécies têm se mantido ao longo do tempo na área, porém com flutuações em sua densidade. Experimentos estabelecidos no sul da África em 1954, para estudar os efeitos do fogo na flora em regiões distintas, também mostraram que o distúrbio mantido constante por mais de 50 anos não teve efeito significativo na densidade arbórea (Buitenwerf *et al.* 2012), sugerindo que o evento pode afetar a estrutura da vegetação lenhosa por induzir a morte dos caules a longo prazo, mas raramente chega a matar os indivíduos (Higgins *et al.* 2007).

O acréscimo de 1.445 indivíduos no mais longo período sem ocorrência de queimadas (1997 a 2009) e o decréscimo de 516 em 2012 estão relacionados com a presença de algumas espécies sensíveis ao fogo e que apresentaram ganhos e perdas de indivíduos nestes períodos, como por exemplo *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*, respectivamente. Estas espécies também foram registradas como sensíveis ao fogo e apresentando acréscimo em abundância mediante o controle de incêndios em outros estudos (Moreira 2000; Hoffmann 1999).

No entanto, embora a densidade tenha sofrido fortes alterações ao longo do tempo, o aparecimento e desaparecimento de espécies neste estudo se limitaram às de baixa abundância, ou raras, fato também observado por Felfili *et al.* (2000), Hoffmann & Moreira (2002), Libano & Felfili (2006) e Mews *et al.* (2011). Espécies raras comumente têm populações flutuantes em uma mesma comunidade ao longo do tempo, pois fatores diversos aumentam facilmente suas taxas de mortalidade ou recrutamento, podendo resultar na presença ou ausência dessas espécies na comunidade (Aquino *et al.* 2007).

A suficiência amostral do presente estudo mostra que mais de 90% do número total de espécies foi encontrado em 50% das parcelas em todas as ocasiões e que a amostra foi representativa para composição florística e estrutura da área. Outros estudos (Gomes *et al.* 2011; Felfili *et al.* 2000, 2002; Moura *et al.* 2007; Maracahipes *et al.* 2011) concluíram que amostragens com área total de um hectare são suficientes para registrar a riqueza das comunidades arbóreas em cerrado *sensu stricto*.

A ordenação sugere que a comunidade se altera em composição com o tempo, com poucas mudanças ocorrendo no intervalo de três anos, mas podendo haver grande variação ao longo de 27 anos de monitoramento, quando se observa a posição das espécies na classificação de importância na primeira amostragem (1985) em comparação com o último levantamento (2012). A ordenação foi determinada pela flutuação das populações das espécies, que diminuem ou aumentam ao longo do tempo, frente aos intervalos entre distúrbios por fogo pelos quais a área tem passado.

Estudo sobre a dinâmica das fitofisionomias do bioma Cerrado no Estado de São Paulo mostrou que a vegetação remanescente do cerrado *sensu lato* tornou-se mais densa ao longo de 44 anos de supressão dos incêndios (Pinheiro & Durigan 2009), com provável modificação de sua composição florística. Em Floresta Estacional Semidecidual, após o fogo as espécies foram aparecendo novamente na área ao longo do tempo, recuperando gradativamente a riqueza da comunidade (Melo & Durigan 2010). A vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* estudado em quatro anos (2002 a 2006) apresentou baixa mortalidade e aumento na densidade de indivíduos na ausência do fogo, sugerindo boa resiliência para a comunidade (Mews *et al.* 2011).

### Estrutura da comunidade

Em período maior sem distúrbio por fogo, a comunidade lenhosa da FAL tende a aumentar em densidade e área basal. Ao contrário, com episódios de fogo mais frequentes, a densidade e a área basal diminuem. Resultados semelhantes foram constatados por Ribeiro *et al.* (2012) ao analisarem duas áreas de cerrado *sensu stricto* (área 1 – 2003 a 2009 e área 2 – 2006 a 2009), com ocorrência de fogo em 2007 e Roitman *et al.* (2007) ao estudarem uma área de cerrado *sensu stricto* na Bahia, protegida do fogo por 13 anos. O componente arbóreo sofre desbaste devido à passagem do fogo que, ao ser excluído, ocasiona aumento em densidade e área basal após alguns anos (Hoffman & Moreira, 2002). A comunidade lenhosa do Cerrado parece se recuperar da perturbação ocasionada pelo fogo e, por meio de mudanças no nível de população, pode retornar à sua densidade e área basal anteriores, demonstrando alta resiliência (Felfili *et al.* 2000).

Muitos indivíduos atingiram o critério de inclusão ( $D_{30} \geq 5$  cm) no maior período de exclusão do fogo e o contrário contribuiu para que indivíduos recém recrutados em 2009 tenham sido eliminados pelo fogo em 2011. Em estudo sobre o impacto do fogo em duas áreas de cerrado (*sensu stricto* e rupestre), os indivíduos lenhosos vivos apresentaram altos valores de densidade e área basal e estes valores seriam maiores se não tivesse ocorrido queima quatro meses antes do levantamento, uma vez que muitos indivíduos foram eliminados pelo fogo (Gomes *et al.* 2011). Menor número de indivíduos (1.574) e área basal (11,24 m<sup>2</sup>) também foram observados em área queimada, comparada a área não queimada (1.677 e 14,38 m<sup>2</sup>), em áreas de cerrado *sensu stricto* em Caldas Novas - GO (Lopes *et al.* 2009).

Nos anos iniciais de monitoramento, em que houve três episódios de fogo na área, um a cada cinco anos (1984 a 1994), *Tachigali vulgaris* subiu de quarta posição para a segunda em 1997 e se manteve em 2000. Num período maior e sem ocorrência de fogo (2003 a 2011), a espécie retornou à terceira posição e caiu para a sexta em 2012, após fogo, o que sugere adaptação desta espécie a eventos de queima frequentes para a manutenção populacional. Aquino *et al.* (2007) propuseram que o aumento em densidade de *Tachigali vulgaris* pode estar associado à sua adaptação aos distúrbios por fogo, que favorecem seu estabelecimento em relação a outras espécies.

A baixa dominância contribuiu para a queda em posição de *Caryocar brasiliense* no ano de 2009. Mesmo assim esta espécie se manteve entre as 10 mais importantes em VI ao longo do tempo e pode ser apontada como uma das espécies características do cerrado *sensu stricto* da FAL, assim como foi para a área do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) (Silva *et al.* 2002). *Acinodendron pohlianum* apresentou acréscimo em VI devido ao maior período sem fogo na área (1995 a 2009), sugerindo que seja sensível ao distúrbio, pois sua densidade diminuiu após a passagem do evento em 2011. O pequeno acréscimo em VI desta espécie no ano de 2012, mesmo após a queimada que ocorreu em 2011, mostra que houve recrutamento de novos indivíduos dessa espécie num intervalo maior sem queima e que na ocasião da queima a perda destes não foi suficiente para alterar sua hierarquia, o que a manteve na quarta posição em 2012.

O padrão de J-reverso para a distribuição diamétrica no presente estudo é comum de comunidades consideradas auto-regenerativas (Aquino *et al.* 2007; Assunção & Felfili 2004; Felfili *et al.* 2004; Lopes *et al.* 2009; Roitman *et al.* 2007). Outros estudos também apresentaram o mesmo padrão, em que grande parte dos indivíduos estão distribuídos na primeira classe diamétrica (Gomes *et al.* 2011; Mews *et al.* 2011). Foi também observado por Assunção & Felfili (2004), Felfili & Fagg (2007), Lopes *et al.* (2009) e Medeiros *et al.* (2007), maior número de indivíduos na primeira classe diamétrica e hipsométrica, essas com valores abaixo de 10 cm de diâmetro e altura variando de 1,5 a 4,5 m. Muitas espécies são de porte naturalmente pequeno e não alcançaram maiores classes de altura, padrão também encontrado nas matas de galeria do Brasil central (Felfili 1995).

O decréscimo na proporção de indivíduos nas menores classes de tamanho, observado neste estudo em alguns momentos, pode ter duas causas, que são opostas: maior mortalidade nestas classes com a passagem do fogo ou recrutamento para a classe superior na ausência do fogo. A queda no número de indivíduos nos períodos de 1988 a 1991, 1994 a 1997 e 2009 a 2012 para a segunda classe de altura está diretamente ligada com os eventos de queima de 1989, 1994 e 2011 na área. Para os anos de 2003 a 2006 nessa classe, anos mais afastados dos eventos de queima, o decréscimo sugere que alguns indivíduos tenham atingido novas alturas e

migrado para a terceira classe, uma vez que nesta houve aumento deste número no mesmo período. O ganho em altura dos indivíduos da terceira classe contribuiu para que o seu número diminuísse no período de 1985 a 1991, posicionando-os na quarta classe, a qual no mesmo período apresentou acréscimo. Por outro lado, a queima de 2011 levou à diminuição do número de indivíduos em ambas as classes no período de 2009 a 2012.

A comunidade lenhosa nas parcelas permanentes do cerrado *sensu stricto* da FAL apresentou pequenas mudanças florísticas, mas grandes mudanças estruturais e na abundância relativa das espécies ao longo do tempo, influenciadas pela ocorrência de fogo em intervalos mais longos ou mais curtos. No entanto, os episódios de fogo não comprometeram o nível de riqueza e nem colocaram em risco a persistência das espécies mais importantes e mais representativas da comunidade. A ausência do distúrbio num período maior (set/1994 a set/2011) proporcionou à vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* aumentos em densidade e área basal e, mesmo com os períodos em que houve redução nessas variáveis, a maioria das espécies manteve-se na área ao longo do tempo. Esse adensamento não chegou a ocasionar mudanças fisionômicas, uma vez que a área basal da comunidade ainda é coerente com cerrado *sensu stricto*. A continuidade dos inventários na área é necessária para verificar se o observado no presente estudo se manterá nos próximos monitoramentos ou se a comunidade tenderá a mudanças, especialmente se houver supressão de fogo por períodos muito longos, que possam levar a alteração na fisionomia. Estudos focando a ecologia das espécies, como reprodução, sensibilidade ao fogo, fenologia e coexistência entre os dois componentes (arbóreo e herbáceo arbustivo) poderão contribuir para o entendimento da dinâmica da vegetação local.

### Agradecimentos

Ao técnico da Fazenda Água Limpa Sr. Newton Rodrigues o apoio no trabalho de campo; aos colegas, professores e funcionários do Departamento de Botânica da Universidade de Brasília os conhecimentos e auxílio prestados; a Henrique Mews do Departamento de Engenharia Florestal pelos esclarecimentos; a CAPES a concessão da bolsa ao primeiro autor e ao CNPQ a concessão da bolsa de pos-doc ao terceiro autor (nº 557718/2009-0).

### Referências

- Angiosperm Phylogeny Group III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.
- Aquino, F.G.; Oliveira, M.C.; Schiavini, I. & Ribeiro, J.F. 1999. Dinâmica de população de *Anadenanthera macrocarpa* e *Acacia glomerosa* em mata seca semidecídua na estação ecológica do Panga (Uberlândia-MG). *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 4: 90-102.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of "Cerrado" *sensu stricto* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 113-12.
- Arce, J.E.; Felfili, J.M.; Gaiad, D.; Rezende, A.V. & Sanquetta, C.R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In: Lombardi, I. (ed.). *Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingeniería florestal. Congreso Florestal Latinoamericano. Tomo III.*
- Assunção, S. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF. Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18: 903-909.
- Backéus, I. 1992. Distribution and vegetation dynamics of humid savannas in Africa and Asia. *Journal of Vegetation Science* 3: 345-356.
- Balduino, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Silva-Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do Cerrado da flora de Paraopeba-MG. *Revista Árvore* 29: 25-34.
- Buitenwerf, R.; Bond, W.J.; Stevens, N. & Trollope, W.S.W. 2012. Increased tree densities in South African savannas: >50 years of data suggests CO<sub>2</sub> as a driver. *Global Change Biology* 18: 675-684.
- Carvalho, F.A. & Felfili, J.M. 2011. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica* 25: 203-214.
- Cientec. 2010. *Mata Nativa 3: manual do usuário*. Viçosa, MG. 295p.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X.; Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- Colwell, R.K. 2009. *Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's guide and application*. Disponível em <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide>>. Acesso em 13 Jan 2012.



- Cronquist, A. 1988. The evolutionary and classification of flowering plants. 2ª ed. The New York Botanical Garden, Bronx. 555p.
- Durigan, G. & Ratter, J. A. 2006. Successional changes in Cerrado and Cerrado/Forest ecotonal vegetation in western Sao Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 119-130.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* 2: 85-104.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparison of Cerrado and Gallery Forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In*: Furley, P.A.; Proctor, J.A. & Ratter, J.A. (eds.). *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. Chapman & Hall, London. Pp. 393-415.
- Felfili, J.M. 1993. Structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. Ph.D. Thesis. University of Oxford, Oxford. 180p.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Silva, P.E.N. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF – Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 6: 27-46.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11: 67-83.
- Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16: 579-590.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. (eds.). 2001. *Biogeografia do Bioma Cerrado: estudo fitofisionômico da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco*. Universidade de Brasília, Brasília. 152p.
- Felfili, J.M.; Nogueira, P.E.; Silva-Júnior, M.C.; Marimon, B.S. & Delitti, W.B.C. 2002. Composição florística e fitossociológica do cerrado sentido restrito no município de Água Boa-MT. *Acta Botanica Brasilica* 16: 103-112.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of Cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology* 175: 37-46.
- Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. (eds.). 2005. *Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal*. Universidade de Brasília, Brasília. 51p.
- Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 375-385.
- Forzza, R.C. *et al.* (eds.). *Lista de espécies da flora do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>>. Acesso em 2 Mar 2013.
- Gomes, L.; Lenza, E.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S. & Oliveira, E.A. 2011. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 25: 865-875.
- Hamilton, M.B. 1999. Tropical tree gene flow and seed dispersal. *Nature* 401: 129-130.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 0-9.
- Haridasan, M. & Araújo, G.M. 1988. Aluminum accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of central Brazil. *Forest Ecology and Management* 24: 15-26.
- Higgins, S.I.; Bond, W.J. & February, E.C. 2007. Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecology* 88: 1119-1125.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: Matrix Model Projections. *Ecology* 80: 1354-1369.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. *In*: Oliveira, P.S.; Marquiz, R.J. (eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of neotropical savanna*. Columbia University Press, New York. 398p.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven Press, London. 363p.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. 2<sup>nd</sup> ed. Elsevier Scientific, Amsterdam. 853p.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 249-261.
- Lopes, S.F.; Vale, V.S. & Schiavini, I. 2009. Efeito de queimadas sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal lenhosa do cerrado sentido restrito em Caldas Novas, GO. *Revista Árvore* 33: 695-704.
- Lund, P.W. 1843. Blik paa Brasilien dryeverden. *Slesh Skrsifter* 11: 1-82.

- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, New Jersey. 192p.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford. 215p.
- Maracahipes, L.; Lenza, E.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Pinto, J.R.R. & Marimon Junior, B.H. 2011. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 133-141.
- Matos, M.Q. & Felfili, J.M. 2010. Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24: 483-496.
- McCune B. & Mefford, M.J. 2006. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data. Version 5.12. MjM Software, Glaneden Beach.
- Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica* 19: 493-500.
- Medeiros, M.M.; Felfili, J.M. & Libano, A.M. 2007. Comparação florístico-estrutural dos estratos de regeneração e adulto em cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. *Cerne* 13: 291-298.
- Melo; A.C.G. & Durigan, G. 2010. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 33: 37-50.
- Mendonça, R.C.; Felfili, M.J.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado checklist com 12.356 espécies. *In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). Cerrado: ecologia e flora. Embrapa cerrados, Planaltina. Pp. 421-1279.*
- Mews, H.A.; Marimon, B.S.; Maracahipes, L.; Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de cerrado típico na região nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 73-82.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2011. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: Monitoramento do Bioma Cerrado. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, IBAMA, Brasília. 65p.
- Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*. 27: 1021-1029
- Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da Comunidade Lenhosa de uma área de Cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. *Revista de Biologia Neotropica* 4: 83-100.
- Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2010. Diversidade e estrutura comunitária de cerrado *sensu stricto* em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás. *Revista Brasileira de Botânica* 33: 455-467.
- Müeller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. 2<sup>nd</sup> ed. The Blackburn Press, New Jersey. 547p.
- Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. 422p.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 365-373.
- Pereira, B.A.S. & Silva, M.A. 2011. Flora fanerogâmica da Reserva Ecológica do IBGE. *In: Ribeiro, M.L. (ed.). Reserva Ecológica do IBGE: biodiversidade terrestre. Tomo II. IBGE, Rio de Janeiro. Pp. 23-37.*
- Pinheiro, E.S. & Durigan, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32: 441-454.
- Prado Júnior, J.A.; Lopes, S.F.; Vale, V.S.; Dias Neto, O.C. & Schiavini, I. 2012. Comparação florística, estrutural e ecológica da vegetação arbórea das fitofisionomias de um remanescente urbano de cerrado. *Bioscience Journal* 28: 456-471.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57-109.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In: Sano, S.; Ribeiro, J. P. & Almeida, S.P. (eds.). Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Cerrados, Planaltina. Pp. 151-199.*
- Ribeiro, M.C.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica* 26: 203-217.
- Roitman, I; Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2007. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em matas de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. *In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L. & Souza-Silva, J.C. (eds.). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. EMBRAPA-CPAC, Planaltina. Pp. 267-299.*
- Silva, L.O.; Costa, D.A.; Filho, K.E.S.; Ferreira, H.D. & Brandão, D. 2002. Levantamento florístico e

- fitossociológico em duas áreas de cerrado *sensu stricto* no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. *Acta Botanica Brasilica* 16: 43-53.
- Spiegel, M.R. 1993. *Estatística*. 3ª ed. Makron Books, São Paulo. 643p.
- The Plant List: A working list of all plant species. 2010. Disponível em <<http://www.theplantlist.org/>>. Acesso em 12 Fev 2013.
- Tilman, D.; Naeem, S.; Knops, J.; Reich, P.; Siemann, E.; Wedin, D.; Ritchie, M. & Lawton, J. 1997. Biodiversity and ecosystem properties. *Science* 278: 1866-1867.
- Tropicos. Missouri Botanical Garden. 2013. Disponível em <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em 10 Fev 2013.
- Werneck, M.S. & Franceschinelli, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174: 337-346.
- Woods, P. 1989. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21: 290-298.
- Zar, J. H. 2009. *Biostatistical analysis*. 4<sup>th</sup> ed. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.