

**UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS**

**POPULAÇÕES ATIVAS DE *Acacia auriculiformis* EM UNIDADE DE  
CONSERVAÇÃO – PERIGO DE BIOINVASÃO?**

**VINÍCIUS CATANE VITOR**

**VILA VELHA**  
**SETEMBRO / 2016**

**UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS**

**POPULAÇÕES ATIVAS DE *Acacia auriculiformis* EM UNIDADE DE  
CONSERVAÇÃO – PERIGO DE BIOINVASÃO?**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia de Ecossistemas.

**VINÍCIUS CATANE VITOR**

**VILA VELHA**  
**SETEMBRO / 2016**

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

V845p Vitor, Vinícius Catane.  
Populações ativas de *Acacia auriculiformis* em unidade de conservação – perigo de bioinvasão? / Vinícius Catane Vitor. – 2016.  
44 f.: il.

Orientador: Dr. Ary Gomes da Silva.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2016.  
Inclui bibliografias.

1. Ecossistemas. 2. Espécies. 3. Recursos naturais – Conservação. 4. Biodiversidade. I. Vitor, Vinícius Catane. II. Silva, Ary Gomes da. III. Universidade Vila Velha. IV. Título.

CDD 333.9516

**VINÍCIUS CATANE VITOR**

**POPULAÇÕES ATIVAS DE *Acacia auriculiformis* EM UNIDADE DE  
CONSERVAÇÃO – PERIGO DE BIOINVASÃO?**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia de Ecossistemas.

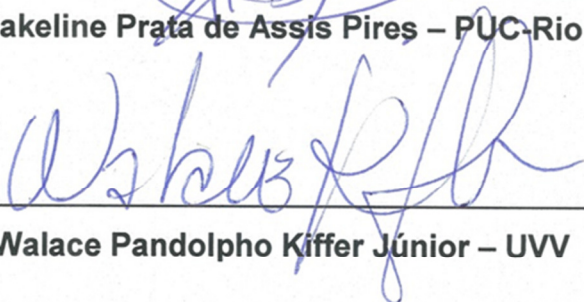
Aprovada em 30 de Setembro de 2016,

Banca Examinadora:



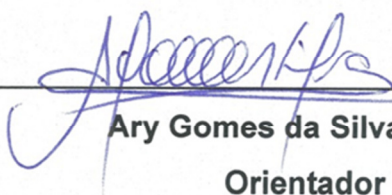
---

**Jakeline Prata de Assis Pires – PUC-Rio**



---

**Wallace Pandolpho Kiffer Júnior – UVV**



---

**Ary Gomes da Silva – UVV**

**Orientador**

Dedico esta Dissertação primeiramente a Deus por ter me concedido forças nesta conquista. Ebenézer! A minha esposa Thialy por ter me incentivado com carinho em todos os momentos. Aos meus Pais por acreditarem nesta trajetória. Aos meus irmãos e amigos por se alegrarem comigo neste momento.

“Bendito o homem que confia no Senhor, e cuja confiança é o Senhor. Porque será como a árvore plantada junto às águas, que estende as suas raízes para o ribeiro, e não receia quando vem o calor, mas a sua folha fica verde; e no ano de sequeidão não se afadiga, nem deixa de dar fruto”. Jeremias 17:7,8.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao prezado professor Dr Ary Gomes da Silva por ter aceitado a orientação, pela confiança e dedicação.

A amiga MSc. Ana Paula Ferreira da Costa por ter me auxiliado no trabalho de campo.

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, pela autorização do estudo no Parque, como também aos seus analistas ambientais Savana de Freitas Nunes pela dedicação na liberação da Licença e o Frederico Pereira Pinto pelo auxílio concernente ao histórico do Parque.

À FAPES, pela bolsa concedida, essencial para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos os colegas e amigos que participaram e colaboraram com o meu sucesso, Muito Obrigado!

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 - Populações ativas de <i>Acacia auriculiformis</i> em Unidade de Conservação – perigo de bioinvasão?</b>	<b>1</b>
Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Material e métodos	5
Área de estudo	5
Coleta de dados	8
- Demografia, estrutura etária e padrão espacial de <i>Acacia auriculiformis</i>	8
- Estrutura da Comunidade arbustiva aberta não inundável	9
Análise dos dados	10
- Demografia, estrutura etária e padrão espacial de <i>Acacia auriculiformis</i>	10
- A estrutura da Comunidade arbustiva aberta não inundável	11
- Teste Z de conversão à curva normal padronizada	11
Resultados	12
- Estrutura e padrão espacial das populações de <i>A. auriculiformis</i>	12
- Florística, Diversidade e Estrutura da comunidade arbustiva aberta	16
Discussão	22
Conclusão	27
Referências	27

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Mapa de Localização das duas áreas de estudo no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha – PEPCV- Guarapari, ES. – 1a. Mapa de localização da área de estudo 01 com a indicação das parcelas de 4x4m da distribuição da população de *Acacia auriculiformis* em vermelho e das parcelas de 10x10m na comunidade arbustiva aberta em amarelo -1b. Mapa de localização da área de estudo 02 com a indicação das parcelas de 4x4m da segunda população de *Acacia auriculiformis* em vermelho -1c.. 6
- Figura 2 Área de Estudo 01 – 2a. Área de Estudo 02 - 2b. Parcela de 4x4m alocada na área de estudo 01 – 2c. Mensuração do DAS (diâmetro altura do solo) com paquímetro – 2d. Parcela 01 de 10x10m com a presença do indivíduo de *Acacia auriculiformis* – 2e 7
- Figura 3 O pássaro *Ramphocelus bresilius* (L.) – tiê sangue - com a semente de *Acacia mangium* - em seu bico em Coqueiral de Aracruz, Aracruz-ES - 3a e 3b. Excremento de aves com sementes de *Acacia* sp. (*acacia Australiana*) em Coqueiral de Aracruz, Aracruz-ES - 3c e 3d. 8
- Figura 4 Distribuição em Classes de diâmetro dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 01 no PEPCV. 13
- Figura 5 Distribuição em Classes de diâmetro dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 02 no PEPCV. 13
- Figura 6 Distribuição em Classes de Altura dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 01 no PEPCV 14
- Figura 7 Distribuição em Classes de Altura dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 02 no PEPCV 14
- Figura 8 Diagrama de dispersão da alometria de diâmetros e alturas para as duas populações de *A. auriculiformis* amostrados no PEPCV 15



- Figura 9 Representação dos Índices Fitossociológicos das 50 parcelas amostradas na comunidade arbustiva arbórea no PEPCV evidenciando o esforço amostral na análise do delineamento do Número acumulado de espécies e do Índice de Riqueza de Whittaker acumulado 16
- Figura 10 Ordenação de espécies da amostragem total no PEPCV conforme o Valor de Importância. 19
- Figura 11 Ordenação de espécies da amostragem total no PEPCV conforme a abundância 20

## LISTA DE TABELAS

- |          |   |    |
|----------|---|----|
| Tabela 1 | Levantamento das famílias, respectivas espécies e correspondentes formações vegetais de ocorrência, amostradas no PEPCV   | 17 |
| Tabela 2 | Parâmetros fitossociológicos da formação arbustiva aberta, valores ordenados em ordem decrescente de acordo com o VI, para cada espécie amostrada no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha. N - número de indivíduos; DA – densidade absoluta; DR – densidade relativa; DoA – dominância absoluta; DoR – dominância relativa; Fai – frequência absoluta; FR – frequência relativa; VC – valor de cobertura; VI – valor de importância | 20 |

## **LISTA DE SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E NOMENCLATURAS**

AB - Área Basal

DA - Densidade Absoluta

DR – Densidade Relativa

DoA – dominância absoluta

DNS – Diâmetro ao Nível do Solo

DoR – Dominância relativa

Fai - Frequência Absoluta

FR - Frequência Relativa

H' - Diversidade Shannon - Wiener

ha - hectare

IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

J - Índice de Equitabilidade de Pielou

MMA – Ministério do Meio Ambiente

PEPCV – Parque Estadual Paulo César Vinha

UC – Unidade de Conservação

UTM - Universal Transverse Mercator

VC - Valor de Cobertura

VI - Valor de Importância

## RESUMO

VITOR, VINÍCIUS CATANE, M.Sc, Universidade Vila Velha – ES, setembro de 2016.

**Populações ativas de *Acacia auriculiformis* em unidade de conservação – perigo de bioinvasão?** Orientador: Ary Gomes da Silva.

A forma com que tem se dado o avanço e introdução de espécies exóticas em ambientes naturais tem gerado preocupação a nível mundial, uma vez que a maioria dos países ainda não realiza nenhum tipo de controle ou aplica medidas de erradicação sobre elas. A *Acacia auriculiformis* é uma espécie da família Fabaceae nativa da Austrália e Papua Nova Guiné, onde é encontrada em planícies tropicais sazonalmente secas em zonas húmidas e sub-húmidas e tem se estabelecido em áreas impactadas que anteriormente tiveram a remoção de areia no Parque Estadual Paulo César Vinha – PEPCV. Os resultados desse estudo mostraram que na comunidade arbustiva aberta não inundável não houve diferença significativa do índice de diversidade de Shanon ( $Z=1,48$ ,  $p=0,14$ ), e do índice de Riqueza de Wittaker ( $Z=1,49$ ,  $p=0,14$ ) para a parcela em que ocorreu *A. auriculiformis* em relação à média estimada para as outras 49 parcelas. Os índices supracitados da única parcela foram maiores do que o índice médio das demais 49 parcelas. A população de *A.auriculiformis* na área impactada por extração de areia – Área 01 – com aproximadamente 5,42ha teve 51 indivíduos distribuídos em 432 subparcelas de 1m<sup>2</sup>, e na outra área impactada por extração de areia – área 02 - de aproximadamente 6,87ha foram encontrados 19 indivíduos distribuídos em 176 subparcelas de 1m<sup>2</sup>, sendo 16 subparcelas ocupadas. O valor do índice de Morisita para a população de *A.auriculiformis* da Área 01 foi de  $4,74 \pm 0,50$  ( $\chi^2 = 618,177$ ,  $df = 431$ ,  $p = 0,00000$ ), indicando o padrão espacial agrupado entre os espécimes nesta área. E para Área 02 foi de  $4.117 \pm 0,50$  ( $\chi^2 = 231,105$ ,  $df =175$ ,  $p = 0,00288$ ) indicando o mesmo padrão espacial para Área 01. No estudo florístico da vegetação arbustiva aberta não inundável na área conservada amostrada no PEPCV adjacente a área 01 impactada por extração mineral registramos a presença de 61 espécies distribuídas em 53 gêneros e 37 famílias, em um total de 4261 indivíduos amostrados nas 50 parcelas. Dentre as 37 famílias as três que apresentaram maiores riquezas específicas foram a Myrtaceae, a Bromeliaceae e Cactaceae. A diversidade da comunidade teve como parâmetro de medida o índice de diversidade Shannon - Wiener ( $H'$ ) para a qual identificamos um valor de  $2,97 \text{ nat.ind}^{-1}$ , uma equitabilidade de 0,818 e um índice de riqueza de Whittaker de 7,299. A *A.auriculiformis* na fitofisionomia arbustiva aberta do ecossistema restinga ocorre em sua maior parte em áreas impactadas e descaracterizadas pela extração mineral, onde se introduz com certa facilitação, se estabelece com capacidade de formar indivíduos reprodutivos e adultos e está se expandindo por toda esta área, indicando neste estudo grande potencial de estabelecer populações satélites na fitofisionomia arbustiva aberta inundável conservada.

**Palavras chaves:** Espécies exóticas, invasão biológica, espécies nitrófilas, ecossistemas, perturbação.

## ABSTRACT

VITOR, VINÍCIUS CATANE, M.Sc, University of Vila Velha – ES, September 2016.

**Active populations of *Acacia auriculiformis* in conservation unit – danger of bioinvasão?** Advisor: Ary Gomes da Silva.

The advancement of the introduction of exotic species in natural environments has carried a worldwide concern, since most countries still does not perform or applied any kind of control or eradication measures. The *Acacia auriculiformis* is a species of native fabaceae family from Australia and Papua New Guinea, where it is found in seasonally dry tropical lowlands in humid and sub-humid zones and has settled in impacted areas that previously had the sand removal in the State Park Paulo Cesar Vinha - SPPCV. There was no significant difference Shanon diversity index ( $Z = 1.48$ ,  $p = 0.14$ ), and Whittaker Wealth index ( $Z = 1.49$ ,  $p = 0.14$ ) for the parcel in which it occurred *A. auriculiformis* in relation to the estimated average for the other 49 installments, the above indexes of single plot were higher than the average of the remaining 49 installments. The population of *A.auriculiformis* of Area 01 had 51 individuals in 432 subplots of 1m<sup>2</sup> in an area of approximately 5,42ha, and the area 02 comprised 19 individuals in 176 subplots of 1m<sup>2</sup> in an area of approximately 6,87ha. The value of Morisita index for the population of *A. auriculiformis* of Area 01 was  $4.74 \pm 0.50$  ( $\chi^2 = 618.177$ ,  $df = 431$ ,  $p = 0.00000$ ), indicating the spatial pattern clustered between the specimens in this area. And for Area 02 was  $4.117 \pm 0.50$  ( $\chi^2 = 231.105$ ,  $df = 175$ ,  $p = 0.00288$ ) indicating the same spatial pattern to Area 01. In the floristic study of the sampled area in SPPCV in open shrub vegetation we recorded the presence of 61 species in 53 genera and 37 families, a total of 4261 individuals sampled in 50 plots. Among the 37 families who have three specific greater riches were the Myrtaceae, the Bromeliaceae and Cactaceae. The diversity of the community had as a parameter of measurement the Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ) for which we identified a value of  $2.97 \text{ nat.ind}^{-1}$ , an evenness of 0.818 and a Whittaker wealth index of 7,299. The *A.auriculiformis* in open shrubby vegetation type of the restinga ecosystem occurs mostly in impacted areas and descaracterizadas by mineral extraction, which is introduced with some facilitation, settles with ability to form reproductive individuals and adults and is expanding throughout this area, indicating great potential in this study to establish satellite populations in vegetation type shrubby open floodable preserved.

**Keywords:** Exotic species, biological invasion, nitrophilous species, ecosystems, disturbance.

Trabalho apresentado segundo as normas da Revista Biota Neotropica

## **Populações ativas de *Acacia auriculiformis* em Unidade de Conservação – perigo de bioinvasão?**

**Título resumido:** Perigo de bioinvasão de *Acacia auriculiformis* em Unidade de Conservação

Vinícius C Vitor<sup>1,2</sup> e Ary G Silva<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas. Centro Universitário Vila Velha - UVV. Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, Vila Velha, Espírito Santo, Brasil. CEP 29101-770; <sup>2</sup>Mestrado em Ecologia de Ecossistemas, vincicv@hotmail.com; <sup>3</sup>Professor Titular IV, bolsista de Produtividade em Pesquisa FAPES, arygomes@uvv.br <sup>4</sup>

### **Introdução**

A ação antrópica tem condicionado ao longo dos séculos para o maior deslocamento de espécies e dispersão no mundo (Humair et al. 2015). A introdução de espécies exóticas em ambientes naturais tem gerado preocupações em escala mundial, uma vez que a maioria dos países ainda não realiza nenhum tipo de controle ou aplica medidas de erradicação sobre elas (Simberloff et al. 2013, Ziller 2000). Significando também uma grande ameaça ao bem-estar ecológico e econômico do planeta, sendo agravada e facilitada pelas mudanças globais do clima e impactos antrópicos (Bradley al. 2010, Matheus & Brand 2005, Holmes & Cowling 1997).

Três processos principais, em geral, atuam como barreiras sucessivas e são considerados de suma importância na invasão de espécies (Gallien et al. 2015). A primeira barreira é rompida quando a espécie exótica se dispersa no novo ambiente; a segunda barreira é rompida quando ela consegue ter sucesso reprodutivo no estabelecimento em comunidades beneficiárias através de interações; a terceira barreira é vencida quando ocorre a ampliação de sua área de ocupação no habitat, usando uma de duas estratégias, ou seja, evitar a competição pelo uso de diferentes recursos ou a exclusão competitiva de espécies nativas. A compreensão do papel dos padrões de introdução e fatores históricos de sucesso ou fracasso das espécies exóticas é essencial para a compreensão do próprio processo de invasão (Zenni & Nuñez 2013).

No novo cenário do desenvolvimento industrial e tecnológico vivenciados desde o século passado com as grandes demandas da matéria prima no setor florestal: madeira, celulose e carvão vegetal (Mazzochin 2010), e a necessidade de adaptar essas commodities a gigantescas escalas de produção sobre uma nova ótica ambiental em crítica ao exaurimento mundial dos recursos naturais (Williams 2002) conduziram o setor a necessidade de padronizar e aperfeiçoar o processo de produção florestal, onde a homogeneização da matéria prima florestal se tornou crucial nesta transformação industrial (Mazzochin 2010), onde a produção florestal empregando espécies exóticas foi um dos principais sucessos desta mudança. No Brasil a cultura do eucalipto foi uma das espécies exóticas que mais se ajustou a este novo cenário, sendo uma espécie que atendeu a diversos setores da indústria florestal, como o da celulose.

Em 1976 a silvicultura de eucalipto foi fortemente afetada pela doença bacteriana denominada Seca dos Ponteiros em algumas regiões do país, com destaque para o estado de Minas Gerais na região do Vale do Rio Doce (Almeida et al. 2013, Ferreira 1989). Como medida para contornar este problema o Brasil então vivencia grandes campanhas experimentais, muito delas patrocinadas pelo governo brasileiro e executadas através da Embrapa, que viram nas acácias Australianas, espécies potenciais para o mercado florestal e mais uma espécie para salvaguardar a economia brasileira neste setor, desde então bem promissor (Silva et al. 1996, Ferreira et al. 1990, Barros et al. 2010).

As primeiras introduções de *Acacia mangium* Willd. foram realizadas em 1979, em pequenos talhões em caráter experimental pela Embrapa Florestas (Ferreira et al. 1990). A partir daí, foram se formando verdadeiras “Ilhas Fonte de propágulos” e dando o início a um processo de estabelecimento e naturalização destas espécies no país, sem saber por certo quais seriam os custos e o impacto ambiental desta introdução (Aguiar et al. 2014).

Um estudo realizado em Linhares no norte do Espírito Santo (ES) com início em agosto de 1991 em uma área desmatada na década de 50 na Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce, datavam um plantio experimental de *Eucalyptus grandis* Hill ex. Maiden e *A. mangium* de sete anos de idade (Garay et al. 2004). Tendo também em Linhares-ES praticamente na mesma época registros de introdução de experimentos com a *Acacia auriculiformis* Cunn. ex Benth. por Jesus et al. (1993).

Estudos mostram que acácias australianas são capazes de promoverem alterações estruturais e funcionais em ecossistemas litorâneos e arenosos (Kutiel et al., 2004, Marchante et al. 2008, 2015). Ecossistemas de dunas costeiras são considerados vulneráveis pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) e devem ter a prioridade em ações de conservação, quando os valores significativos de biodiversidade estiverem em risco (Shine et al. 2000).

De acordo com registros globais de acácias australianas, 386 espécies foram levadas da Austrália para diferentes partes do mundo por intervenção humana, destas 71 espécies estão naturalizadas ou coexistem, e 23 são inequivocamente invasoras, sendo que modelos climáticos indicam que cerca de um terço da superfície terrestre do mundo é climaticamente adequado para as acácias australianas

(Richardson 2011a). Diante da pontencialidade de estabelecimento dessas espécies em diferentes regiões, estudos sobre os diferentes processos e aspectos ecológicos de interação dessas espécies no ambiente introduzidas são imprescindíveis.

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi de investigar o estabelecimento de *A. auriculiformis* numa área que sofreu remoção de areia e que desde 1996 está nos limites do Parque Estadual Paulo César Vinha, uma unidade de conservação de proteção integral conforme (Lei nº 9.985/2000 – SNUC), e investigar a ocorrência de indivíduos desta espécie na fitofisionomia arbustiva aberta não inundável na planície arenosa adjacente à área de impacto. Este estudo foi orientado pela hipótese de que *A. auriculiformis* possui potencial de bioinvasão e se apresenta estabelecida e reprodutivamente ativa numa unidade de proteção integral. Se for assim, será evidenciado indivíduos em diferentes classes etárias, caracterizando a atividade reprodutiva a partir de sementes, ampliando a área de ocorrência e os padrões espaciais de ocupação e também será evidenciado a competição pelo menos por espaço com as populações de espécies nativas.

## **Material e métodos**

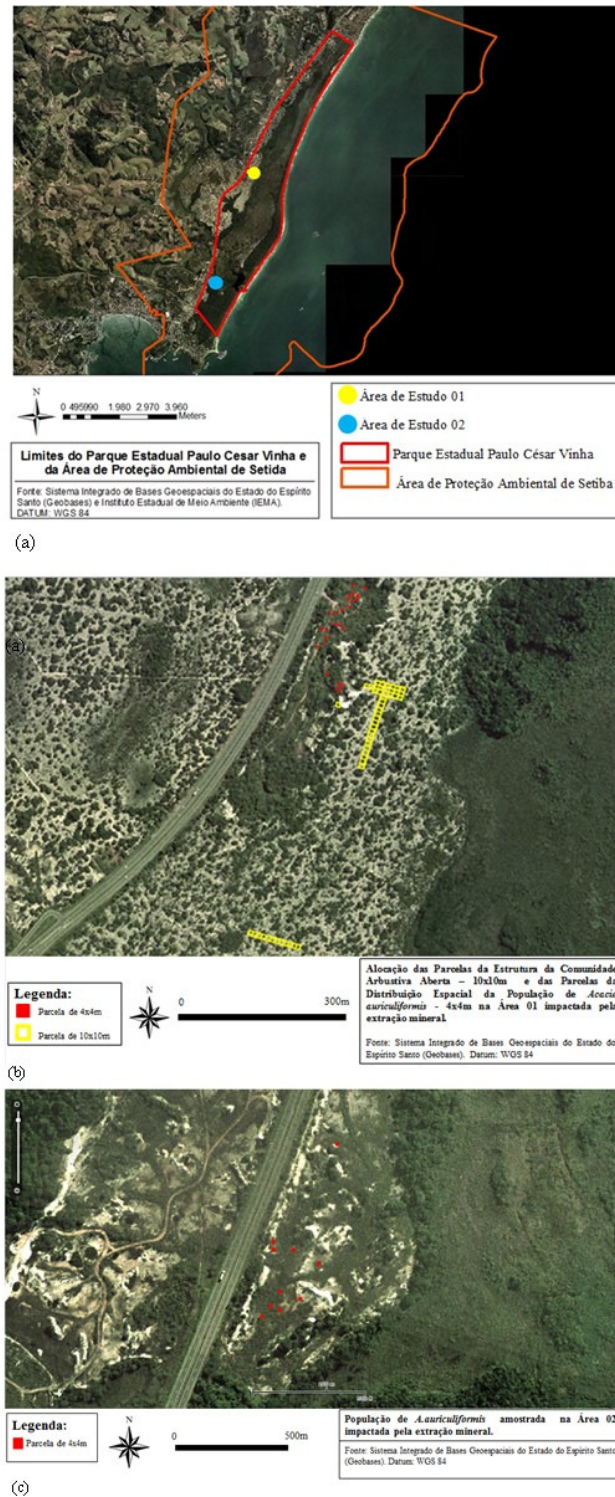
### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, localizado entre as coordenadas 20°33'-20°38'S e 40°26'-40°23'W na cidade de Guarapari, estado do Espírito Santo (Figura 1). Esta unidade ocupa uma área de 1.575 ha e abriga diversas fitofisionomias da restinga. Conforme a classificação de Koeppen o clima da região é do tipo Aw com temperatura média anual de 23,3 °C, precipitação média anual de 1.307 mm e umidade relativa média anual de 80% (Fabris 1995).

O PEPCV foi primeiramente criado pelo Decreto Estadual Nº 2.993-N de 05 de junho de 1990, com o nome de Parque Estadual de Setiba, e posteriormente em 02 de maio de 1994 pela Lei Estadual Nº 4.903/94 recebeu o nome atual.

Entre as distintas comunidades vegetais da restinga, foi escolhida uma área de formação arbustiva aberta, uma vez que *A. auriculiformis* é predominantemente encontrada em áreas impactadas e ocupadas por esta fitofisionomia (Figura 2). Esta formação vegetal tem como característica marcante a presença de areia branca exposta e vegetação distribuída em moitas por diferentes tamanhos e formas, com indivíduos de até oito metros de altura, intercaladas por espaços na qual a cobertura vegetal é esparsa (Pereira 2003).





**Figura 1** – Mapa de Localização das duas áreas de estudo no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha – PEPCV- Guarapari, ES. – 1a. Mapa de localização da área de estudo 01 com a indicação das parcelas de 4x4m da distribuição da população de *Acacia auriculiformis* em vermelho e das parcelas de 10x10m na comunidade arbustiva aberta em amarelo -1b. Mapa de localização da área de estudo 02 com a indicação das parcelas de 4x4m da segunda população de *Acacia auriculiformis* em vermelho -1c.



**Figura 2** – Área de Estudo 01 e 02 respectivamente indicadas nas figuras 2a 2b. Parcela de 4x4m alocada na área de estudo 01 – 2c. Alometria do DAS (diâmetro altura do solo) com paquímetro – 2d. Parcela 01 de 10x10m com a presença do indivíduo de *Acacia auriculiformis* – 2e.

### Espécie de estudo

*Acacia auriculiformis* é uma espécie da família Fabaceae nativa da Austrália e Papua Nova Guiné (Patel 2010) onde é encontrada em planícies tropicais sazonalmente secas em zonas húmidas e sub-húmidas (Kotiluoto et al. 2008) e também desde o nível do mar a 400 m, onde precipitação média anual varia entre 900 a 2000 mm, em um padrão de monções (Turnbull 1986), e em temperaturas médias anuais variando entre 26 a 30 ° C (NAS 1980). Ocorre em uma ampla variedade de solos, como latossolos, solos arenosos ou de textura argilosa, solos salinos e solos com pH variando entre 3,0 e 9,5 (NAS 1980). Possui a característica em solo tropicais de fixar nitrogênio através da nodulação com estirpes de *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* em suas raízes (Dart 1998). Foi utilizada em reflorestamentos e sistemas agroflorestais em Bangladesh por apresentar rápido crescimento, prosperar

em solos pobres e por terem filódios não palatáveis ao gado (Hossain et al 1989 e 1994, Amin et al., 1995). Atualmente há registros de bioinvasão da *Acacia auriculiformis* em Gujarat região da Saurashtra (Patel 2010); Ilha de Unguja na África (Kotiluoto et al. 2008), e a Mussununga, terreno arenoso encravado nas formações terciárias, associadas a Mata Atlântica no Brasil (Lehmann et al. 2015).

As suas sementes são dispersas por aves (Aguiar et al. 2014, Langeland & Burks 1998) como observado na maioria das acácias Australianas (Richardson 2011b) (figura 3a, 3b, 3c e 3d), e as suas flores são polinizadas por abelhas (Stone 2003) e geralmente há um período de floração mais acentuado que pode variar consideravelmente conforme a localização (Turnbull e Awang 1997, Pukittayacamee et al. 1993).



**Figura 3** – O pássaro *Ramphocelus bresilius* (L.) – tiê sangue - com a semente de *Acacia mangium* - em seu bico em Coqueiral de Aracruz, Aracruz-ES - 3a e 3b. Excremento de aves com sementes de *Acacia* sp - acácia Australiana - em Coqueiral de Aracruz, Aracruz-ES - 3c e 3d.

## Coleta de Dados

### Demografia, estrutura etária e padrão espacial de *Acacia auriculiformis*

Foi realizado o censo com o levantamento alométrico de duas populações de *A.auriculiformis*, uma na área impactada próxima as 50 parcelas da comunidade arbustiva aberta (área 01) entre os quilômetros 34 e 35 com aproximadamente 5,42ha, e outra em uma população a aproximadamente 3700 metros de

distância desta, em outra área impactada por extração mineral (área 02) entre o quilômetro 38 a 39 com aproximadamente 6,87ha.

Para inclusão na amostra, empregou-se como critério a introdução de indivíduos com diâmetro no nível do solo (dns) igual ou acima de 0,5 cm. A altura de cada indivíduo foi mensurada do solo para o mais alto ramo considerando os indivíduos enraizados até a linha fronteira da parcela. Foram incluídos na amostra indivíduos danificados por agentes naturais, que aparentaram ramos saudáveis. Todavia indivíduos com DNS iguais ou superiores a 0,5 cm e que estavam mortos não foram amostrados.

Para a identificação da invasibilidade da *A. auriculiformis* foi realizado o dimensionamento das duas populações através do estudo do padrão espacial dos indivíduos em todas as suas faixas estárias nas duas áreas degradadas adjacentes a comunidade arbustiva aberta não inundável.

Para a análise do padrão espacial dos indivíduos da população de *A. auriculiformis* foram implantadas 38 parcelas de 4 x 4 m nos adensamentos das espécies, sendo 27 parcelas na Área 01 (Figura 1b), e 11 parcelas na Área 02 (Figura 1c), subdivididas em microparcelsas de 1 x 1 m (Figura 2c), onde em todos os indivíduos amostrados foram registradas as coordenadas cartesianas métricas (x e y) para localização dentro da parcela considerando o eixo x paralelo à rodovia ES-060, o critério de inclusão dos indivíduos na amostragem foi o de enraizamento na parcela (Krebs 1998).

Quando os indivíduos apresentaram outras ramificações, além do caule principal, foram realizadas as medidas de todas as ramificações para posterior cálculo da área basal. Indivíduos de porte arbóreo danificados por agentes naturais, que apresentaram ramificações saudáveis, foram incluídos na amostragem.

O inventário quantitativo da descrição estrutural e espacial das duas populações de *A. auriculiformis* em suas respectivas áreas ocorreu no mês de agosto de 2016.

### **Estrutura da Comunidade arbustiva aberta não inundável**

A amostragem dos indivíduos da comunidade da formação arbustiva aberta foi realizada através de um levantamento quantitativo relativo à descrição estrutural da mesma na área, onde se utilizou o método de parcelas (10 x 10m) sendo alocadas 50 parcelas de 100 m<sup>2</sup> cada, totalizando uma área amostral de 5.000 m<sup>2</sup>, instaladas entre os quilômetros 34 e 35 do lado Leste da Rodovia do Sol, ES-60, dentro dos limites do PEPCV, dispostas sempre paralelas à Rodovia, com no mínimo 100 metros de distância desta e em faixas ininterruptas, inseridas diretamente na área conservada nas redondezas da área impactada pela extração mineral, englobando tanto a vegetação em moitas como entre as moitas, na fisionomia de vegetação arbustiva aberta (Figura 1b).

Foram incluídos na amostra indivíduos arbóreos e arbustivos danificados por agentes naturais, que aparentaram ramos saudáveis. Todavia indivíduos com DNS iguais ou superiores a 1,5 cm e que estavam mortos não foram amostrados.

As parcelas foram balizadas e georeferenciadas usando um GPS portátil, modelo GARMIM, usando o sistema de coordenadas UTM datum WGS 84, foram utilizados na marcação das parcelas hastes de alumínio de 33cm e delimitadas com cordões de algodão (Figura 2d).

Para inclusão na amostra, empregou-se como critério de inclusão de indivíduos com diâmetro no nível do solo (dns) igual ou acima de 1,5 cm. A altura de cada indivíduo foi mensurada do solo para o mais alto ramo considerando os indivíduos enraizados até a linha fronteira da parcela.

O sistema de classificação utilizado neste estudo foi o Angiosperms Phylogenetic Group – APG III (Bremer et al. 2009), e para os binômios científicos e os seus respectivos autores e famílias adotou-se como base a nomenclatura Tropicos®, com sede em Missouri Botanical Garden, por consulta ao site <http://www.tropicos.org>, como também o The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/index.html>).

O inventário quantitativo da descrição estrutural da comunidade vegetal arbustiva aberta não inundável foi realizado entre os meses outubro de 2014 a março de 2015, sendo uma continuação dos estudos realizados por Ferreira (2011) e Bruno (2015) no Laboratório de Ecologia Funcional, onde engloba parcelas destes autores levantadas na respectiva área conservada excluindo as da área impactada.

## **Análise dos Dados**

### **Demografia, estrutura etária e padrão espacial de *Acacia auriculiformis***

Os parâmetros estruturais absolutos das duas populações de *Acacia auriculiformis* como abundância, área basal e frequência foram calculados de acordo com Brower et al. (1998). E Para a descrição da estrutura vertical destas populações, os dados alométricos do Diâmetro no Nível do Solo (DNS) e altura foram mensurados, respectivamente, em centímetros e em metros. Os diâmetros foram dispostos em classes crescentes, e estas organizadas em intervalos de 1,6 cm e expressos em gráficos de barra para ter uma melhor análise da estrutura etária das duas populações. E as alturas também foram dispostas em classes crescentes com intervalos de 40 cm e expressos em gráficos de barra, para uma melhor análise da estrutura demográfica das duas populações em estudo.

E para uma análise mais ampla da estrutura vertical e horizontal das duas populações, o gráfico de dispersão das razões diâmetros e alturas foram expressos com os respectivos dados convertidos em metros e logaritimizadas após a adição de uma unidade em todos os referidos valores, evitando desta forma resultados negativos no gráfico (Krebs 1998).

A presença, número e coordenadas cartesianas dos indivíduos de *A. auriculiformis* em cada parcela foram analisados através índice de dispersão de Morisita (IDM) e o índice de dispersão de Morisita Estandarizado (IDME). Sendo que se IDM for razoavelmente menor do que um, a população apresenta padrão uniforme; se for maior que um, padrão agregado; e, se for igual a um, o padrão é

aleatório. Quando o IDME for igual ou maior que 0.5, o padrão espacial é o agregado, se for menor ou igual a -0.5, o padrão é o uniforme, e se o valor for intermediário, é o aleatório. Os ajustes de distribuições de probabilidade de Poisson, binominal positiva e binominal negativa foram efetivados para constatar a significância dos padrões espaciais: aleatório (binomial positiva), uniforme (Poisson) e agregado (binomial negativa). Os parâmetros utilizados para a interpretação do padrão espacial dos indivíduos foram estimados pelo programa WinKrebs (Krebs 1998).

### **A estrutura da Comunidade arbustiva aberta não inundável**

Os parâmetros estruturais absolutos da comunidade arbustiva aberta não inundável como abundância, área basal, dominância, frequência, valor de importância, bem como os seus parâmetros relativos foram calculados de acordo com Brower et al. (1998).

A saturação da amostra foi analisada pelo índice de riqueza de Whittaker (Whittaker 1975), delineando a curva da razão do número acumulado de espécies pelo logaritmo do número acumulado de indivíduos até a última unidade de amostra (Loss & Silva 2005, Christo et al. 2009).

Foram calculados os parâmetros fitossociológicos da comunidade arbustiva arbórea para as espécies e famílias seguindo o método de Müller-Dombois e Ellenberg (1974) utilizando as estimativas da Área Basal (AB), Densidade Relativa (DR), Dominância Absoluta (DoA), Dominância Relativa (DoR), Frequência Absoluta (Fai), Frequência Relativa (FR), Valor de Cobertura (VC) e Valor de Importância(VI).

E também foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') de toda a comunidade bem como a Equitabilidade de Pielou (J) (Ludwig & Reynolds 1988)

Para a descrição da estrutura vertical da comunidade vegetal em estudo, os dados alométricos do Diâmetro no Nível do Solo (DNS) e altura foram mensurados, respectivamente, em centímetros e em metros. Os diâmetros foram dispostos em classes crescentes, e estas organizadas em intervalos de 1,6 cm e expressos em gráficos de barra para ter uma melhor análise da estrutura etária da comunidade. E as alturas também foram dispostas em classes crescentes com intervalos de 20 cm e expressos em gráficos de barra, para uma melhor análise do grau de estratificação da comunidade vegetal em estudo.

### **Teste Z de conversão à curva normal padronizada**

A premissa de normalidade foi verificada pelo teste de  $K^2$  (Zar 2010), rejeitando-se a hipótese de normalidade quando  $p \leq 0,05$  (Zar 2010). Tendo os dados apresentado distribuição normal, o pertencimento dos valores dos índices diversidade de Shannon e o de riqueza de Whittaker foram verificadas pelo teste Z de conversão à curva normal padronizada dos valores de diversidade e riqueza

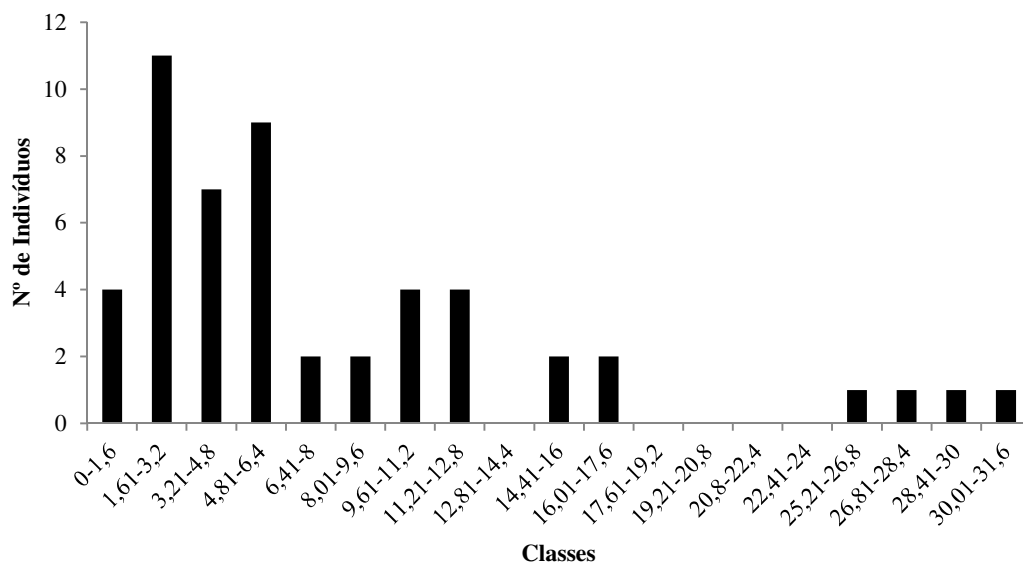
obtidos para a parcela em que houve ocorrência de *A. auriculiformis* (Figura 2e), considerando a diversidade e a riqueza médias obtidas para as demais 49 parcelas amostradas. Diferenças para Z foram consideradas significativas quando  $p \leq 0,05$  (Zar 2010). As análises foram realizadas no programa Systat versão 12.0 (Wilkinson 2007).

## Resultados

### Estrutura e padrão espacial das populações de *Acacia auriculiformis*

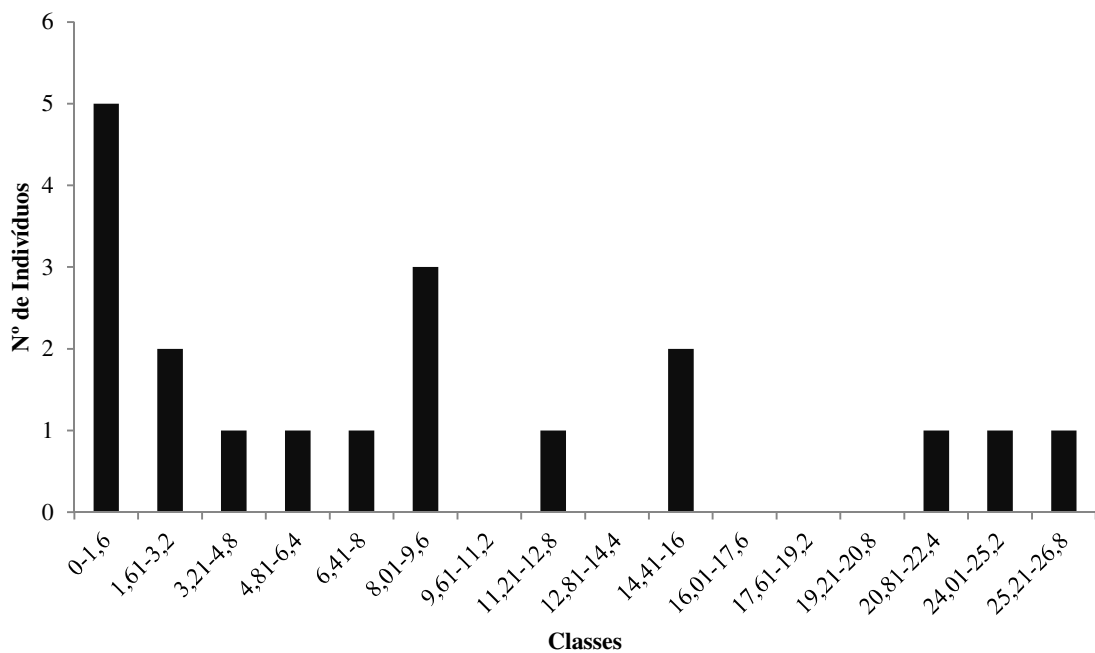
Na área 1, correspondendo ao fundo de uma cava de retirada de areia no interior do PEPCV (Figura 2a) e que está adjacente a uma planície arenosa sem sinais de impacto de extração de areia, a população de *A.auriculiformis* estava constituída por 51 indivíduos. A maior concentração dos indivíduos amostrados ocorreu nas classes de menor diâmetro, sendo menos frequentes os indivíduos das maiores classes diamétricas.

Considerando a distribuição desses indivíduos em classes de diâmetros, esta população foi marcada pela presença de quatro indivíduos com diâmetros entre 26,74 a 29,28cm. Estas classes de diâmetro são identificadas como as dos possíveis colonizadores desta área. Além deles, os demais 47 indivíduos encontrados na área amostrada se distribuem em indivíduos adultos que provavelmente adviram de sementes dos possíveis colonizadores e de juvenis advindos tanto dos colonizadores quanto de adultos em reprodução. Outro evento importante foi a existência de três modas diferentes na distribuição de indivíduos, assim como uma lacuna antes das classes de adultos reprodutivos, sugerindo uma dinâmica de recrutamento em coortes com densidades de indivíduos maiores em determinados períodos (Figura 4).



**Figura 4.** Distribuição em classes de diâmetro dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 01 (fundo de uma cava de retirada de areia) no PEPCV.

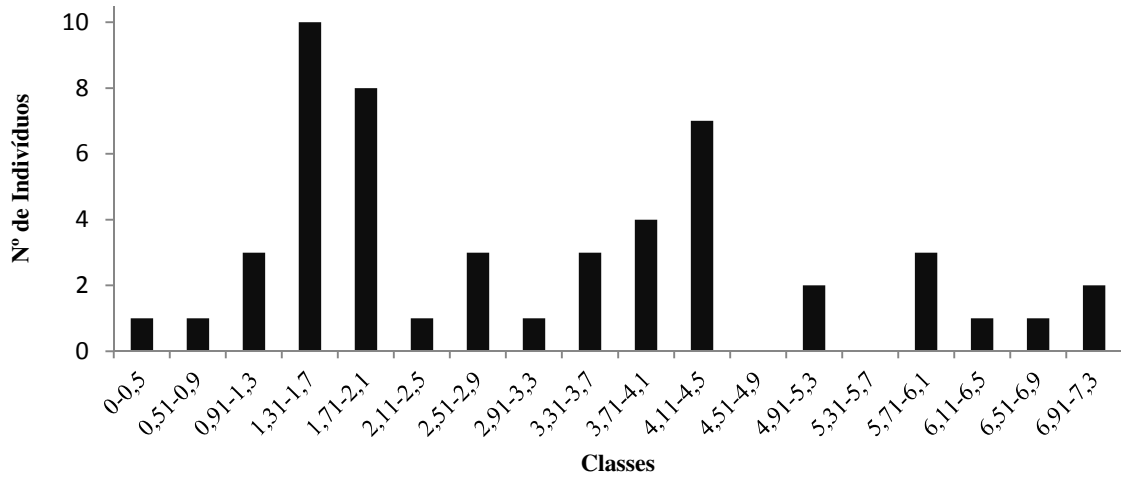
A área 2, correspondendo também ao fundo de uma cava de retirada de areia no interior do PEPCV, foram também encontrados um total de 19 indivíduos, três deles ocuparam classes com diâmetro maior, tendo o primeiro e o terceiro maiores indivíduos adultos respectivamente 26,42 e 21,65cm, e em sequência uma ausência de três classes diamétricas, seguido de um indivíduo de 15,92cm, e uma baixa frequência de indivíduos entre maioria das classes etárias. O recrutamento mais acentuado em coortes isoladas não ficaram tão evidentes como na área 1 (Figura 5).



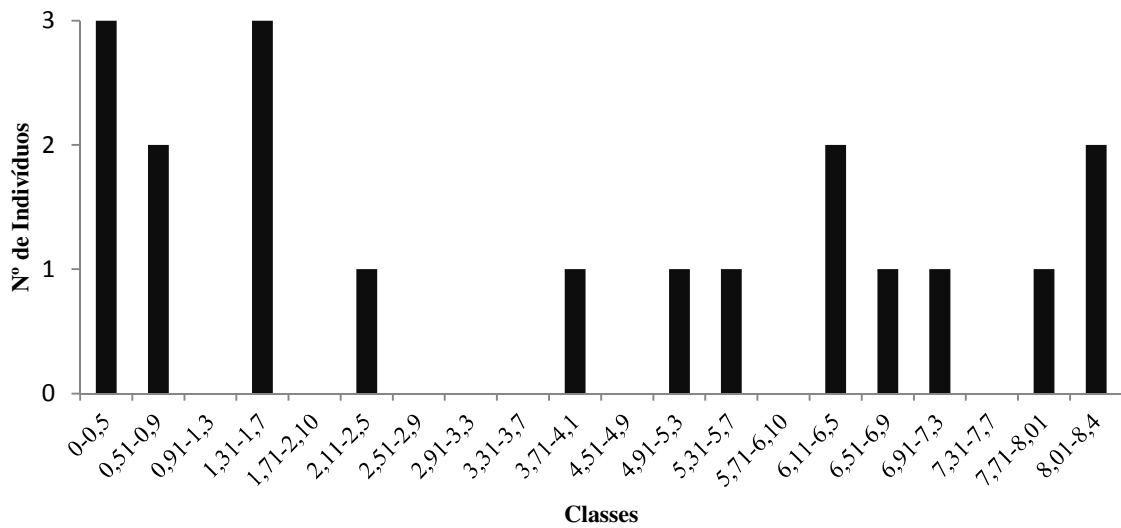
**Figura 5.** Distribuição em Classes de diâmetro dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 02 no PEPCV.

A distribuição dos indivíduos nas classes de altura é semelhante à distribuição nas classes diamétricas, corroborando desta forma com as constatações da alometria nas duas populações de *A. auriculiformis* (Figura 6 e 7).



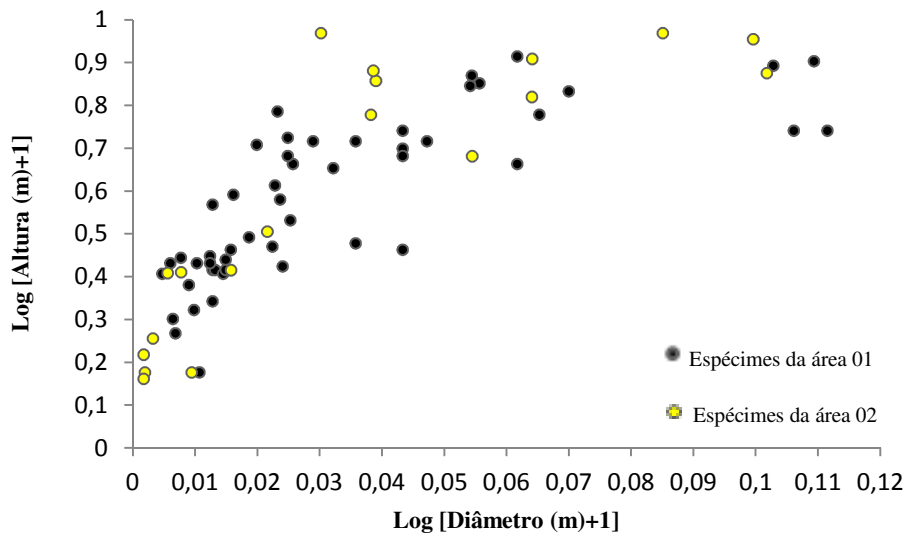


**Figura 6.** Distribuição em Classes de Altura dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 01 no PEPCV.



**Figura 7.** Distribuição em Classes de Altura dos indivíduos de *A. auriculiformis* amostrados na área 02 no PEPCV.

A área 01 para alguns espécimes, o ganho em diâmetro não é acompanhado pelo ganho em altura (figura 8). De outra forma na área 02, em poucos espécimes o ganho em altura não é acompanhado pelo acréscimo no diâmetro (figura 8).



**Figura 8.** Diagrama de dispersão da alometria de diâmetros e alturas para as duas populações de *A. auriculiformis* amostrados no PEPCV.

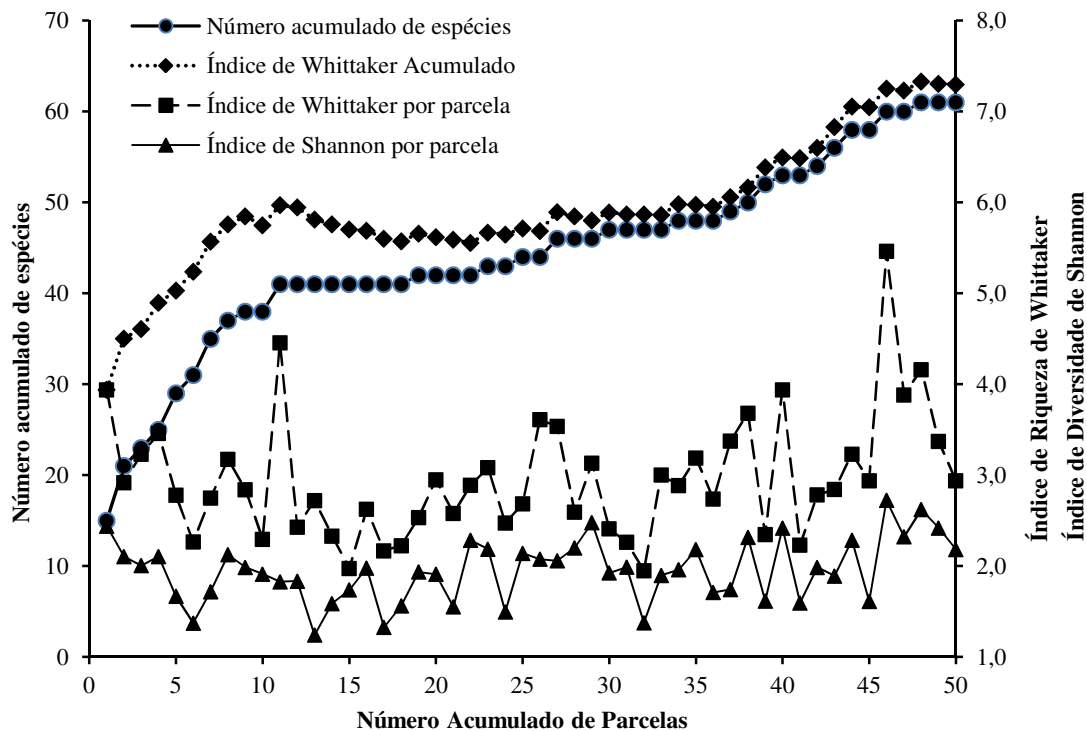
A população de *A. auriculiformis* da Área 01 teve 51 indivíduos distribuídos em 432 subparcelas de 1m<sup>2</sup>, sendo 42 subparcelas ocupadas, e a área 02 constou 19 indivíduos distribuídos em 176 subparcelas de 1m<sup>2</sup>, sendo 16 subparcelas ocupadas. O ajuste logaritmico para as duas populações de *A. auriculiformis* indica que a população se encontra estabelecida, pois possui indivíduos tanto jovens como adultos reprodutivos (figura 8).

O valor do índice de Morisita para a população de *A. auriculiformis* da Área 01 foi de  $4,74 \pm 0,50$  ( $\chi^2 = 618,177$ ,  $gl = 431$ ,  $p = 0,001$ ), indicando o padrão espacial agrupado entre os espécimes nesta área. E para Área 2 foi de  $4,117 \pm 0,50$  ( $\chi^2 = 231,105$ ,  $df = 175$ ,  $p = 0,001$ ) indicando o mesmo padrão espacial para Área 01.

### ***Acacia auriculiformis* na comunidade arbustiva aberta não inundável: efeito sobre a riqueza e diversidade da parcela**

O esforço amostral evidenciou uma tendência à estabilização das curvas do número acumulado de espécies e do índice de Wittaker acumulado a partir 30<sup>o</sup> parcela, todavia a partir 37<sup>o</sup> parcela, as duas curvam voltam a crescer, caracterizando uma disposição ao crescimento da riqueza biológica e, conseqüentemente, demandas de ampliação do esforço amostral, com picos de riqueza local em duas parcelas (Figura 9). Não apresentando tendências de diferenciação da diversidade local das parcelas.

Na parcela 01 de 10x10m também alocada na comunidade arbustiva aberta não inundável foi encontrado um indivíduo de *A. auriculiformis*, apresentando uma baixa densidade e condição de raridade.



**Figura 9.** Representação dos Índices Fitossociológicos das 50 parcelas amostradas na comunidade arbustiva arbórea no PEPCV evidenciando o esforço amostral na análise do delineamento do número acumulado de espécies e do índice de riqueza de Whittaker acumulado.

Não houve diferença significativa do índice de diversidade de Shanon ( $Z=1,48$ ,  $p=0,14$ ), e do índice de Riqueza de Wittaker ( $Z=1,49$ ,  $p=0,14$ ) para a parcela de número um em que ocorreu *A. auriculiformis* em relação à média estimada para as outras 49 parcelas, o índices supracitados da única parcela foram maiores do que o índice médio das demais 49 parcelas.

### Florística e Diversidade da comunidade arbustiva aberta não inundável

No estudo florístico da área amostrada no PEPCV na vegetação arbustiva aberta registramos a presença de 61 espécies distribuídas em 53 gêneros e 37 famílias, em um total de 4261 indivíduos amostrados nas 50 parcelas. Dentre as 37 famílias as quatro que apresentaram maiores riquezas específicas foram a Myrtaceae com 6 espécies (9,4%), a Bromeliaceae e Cactaceae ambas com 4 espécies (6,5%), e a Orchidaceae com 3 espécies (5%).

Das 61 espécies amostradas, 33 ocorreram apenas nas moitas, e seis ocorreram somente entre as moitas de vegetação. E que ocorreram tanto nas moitas de vegetação como entre as moitas foram 22 espécies (Tabela 1).

A diversidade da comunidade teve como parâmetro de medida o índice de diversidade Shannon - Wiener ( $H'$ ) para a qual identificamos um valor de  $2,97 \text{ nat. ind}^{-1}$ , uma equitabilidade de 0,818 e um

índice de riqueza de Whittaker de 7,299. Foi verificado um alto índice de raridade onde seis espécies tiveram um único indivíduo (singletons), perfazendo um total de 10% do total das espécies, e apenas uma espécie teve dois indivíduos (doubletons). Dez espécies foram encontradas em apenas uma parcela (uniques) e seis espécies foram encontradas em somente duas parcelas (duplicates).

**Tabela 1** – Levantamento das famílias, respectivas espécies e correspondentes formações vegetais de ocorrência, amostradas no PEPCV.

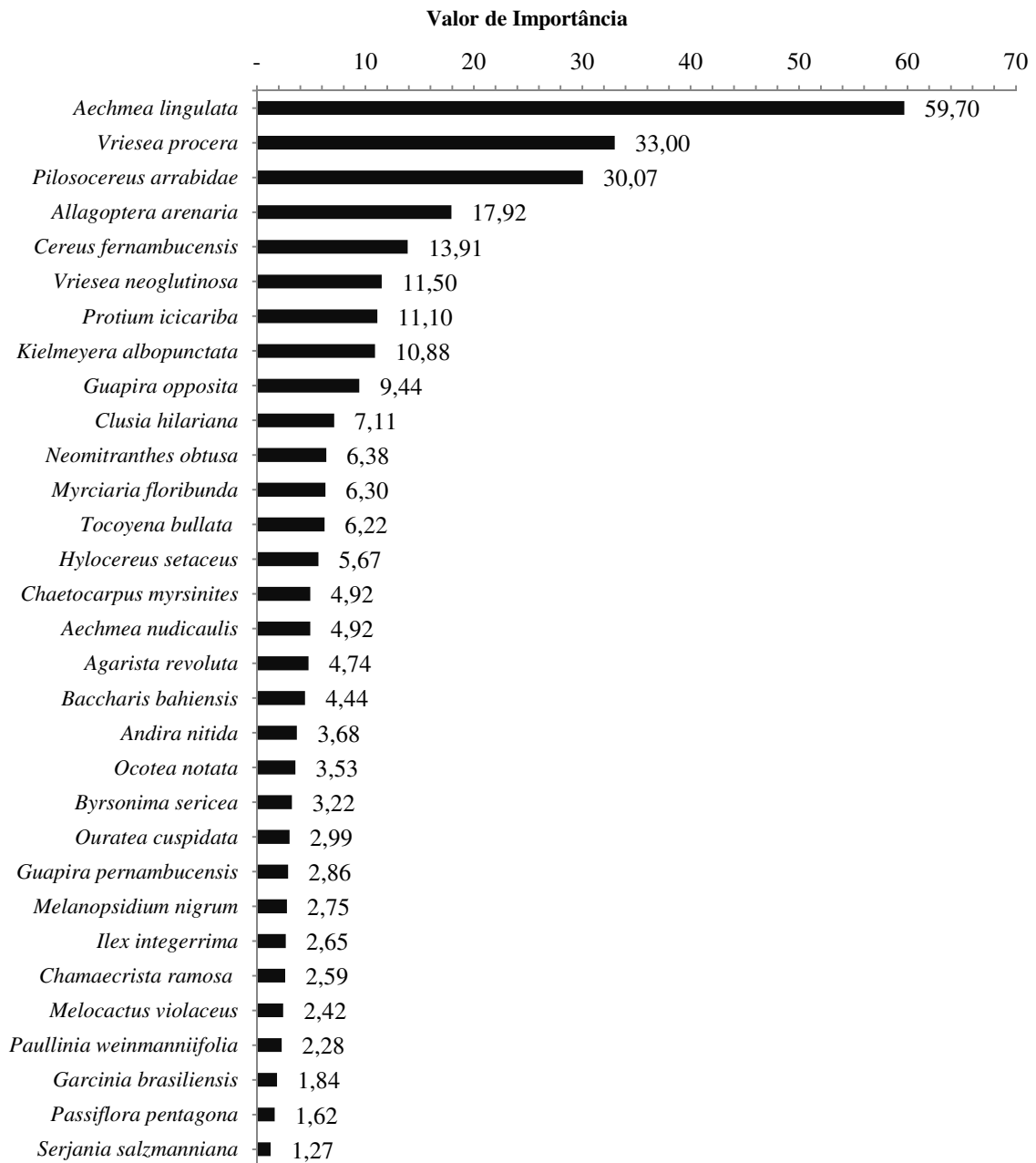
Família	Espécie	Ocorrência	
		Moitas	Entre Moitas
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi*§	X	
Apocynaceae	<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson*§		X
Aquifoliaceae	<i>Ilex integerrima</i> Reissek	X	
Araceae	<i>Anthurium cleistanthum</i> G.M. Barroso§	X	
	<i>Anthurium parasiticum</i> (Vell.) Stellfeld§	X	
Arecaceae	<i>Allagoptera arenaria</i> (Gomes) Kuntze	X	X
Asteraceae	<i>Baccharis bahiensis</i> Baker		X
	<i>Vernonia fruticulosa</i> Mart. ex DC.		X
Bonnetiaceae	<i>Bonnetia stricta</i> (Nees) Nees & Mart.* §	X	
Bromeliaceae	<i>Aechmea lingulata</i> (L.) Baker	X	
	<i>Aechmea nudicaulis</i> (L.) Griseb.	X	
	<i>Vriesea neoglutinosa</i> Mez	X	X
	<i>Vriesea procera</i> (Mart. ex Schult.f.) Wittm.	X	X
Burseraceae	<i>Protium icicariba</i> (DC.) Marchand	X	
Cactaceae	<i>Cereus fernambucensis</i> Lem.	X	X
	<i>Hylocereus setaceus</i> (Salm-Dyck) Ralf Bauer	X	
	<i>Melocactus violaceus</i> Pfeiff.	X	X
	<i>Pilosocereus arrabidae</i> (Lem.) Byles & G.D. Rowley	X	X
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera albopunctata</i> Saddi	X	X
Clusiaceae	<i>Clusia hilariana</i> Schldtl.	X	
	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	X	X
Combretaceae	<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	X	
Convolvulaceae	<i>Evolvulus genistoides</i> Ooststr.	X	X
	<i>Evolvulus maximiliani</i> Mart. ex Choisy *§		X
Ericaceae	<i>Agarista revoluta</i> (Spreng.) Hook. f. ex Nied.	X	X
	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn. §	X	X
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum subsessile</i> (Mart.) O.E. Schulz§	X	
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania glandulosa</i> (Sw.) Müll. Arg.		X
Fabaceae	<i>Acacia auriculiformis</i> A. Cunn. ex Benth.* §	X	
	<i>Andira nítida</i> Mart. ex Benth.	X	X
	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby		X
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> Aubl.* §	X	
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X

Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	X	X
Metteniusaceae	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	X	
Myrtaceae	<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng. §	X	
	<i>Marlierea neuwiedea</i> (O. Berg) Nied.	X	
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.* §	X	
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	X	
	<i>Neomitranthes obtusa</i> Sobral & Zambom	X	
	<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N. Silveira §	X	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	
	<i>Guapira pernambucensis</i> (Casar.) Lundell	X	
Ochnaceae	<i>Ouratea cuspidata</i> Tiegh.	X	X
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium holstii</i> L.C. Menezes	X	
	<i>Cyrtopodium flavum</i> Link & Otto ex Rchb.	X	
	<i>Vanilla chamissonis</i> Klotzsch	X	
Passifloraceae	<i>Passiflora pentagona</i> Mast.	X	
Pentaphragaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess. §	X	X
Peraceae	<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	X	
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus klotzschianus</i> Müll. Arg. §	X	X
Polygonaceae	<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar. §	X	
	<i>Coccoloba arborescens</i> R.A. Howard	X	
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> G. Don	X	
Rubiaceae	<i>Melanopsidium nigrum</i> Colla	X	
	<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	X	X
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmanniaefolia</i> Mart.	X	X
	<i>Serjania salzmanniana</i> Schltr.	X	X
Sapotaceae	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	X	
Schoepfiaceae	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	X	
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	X	

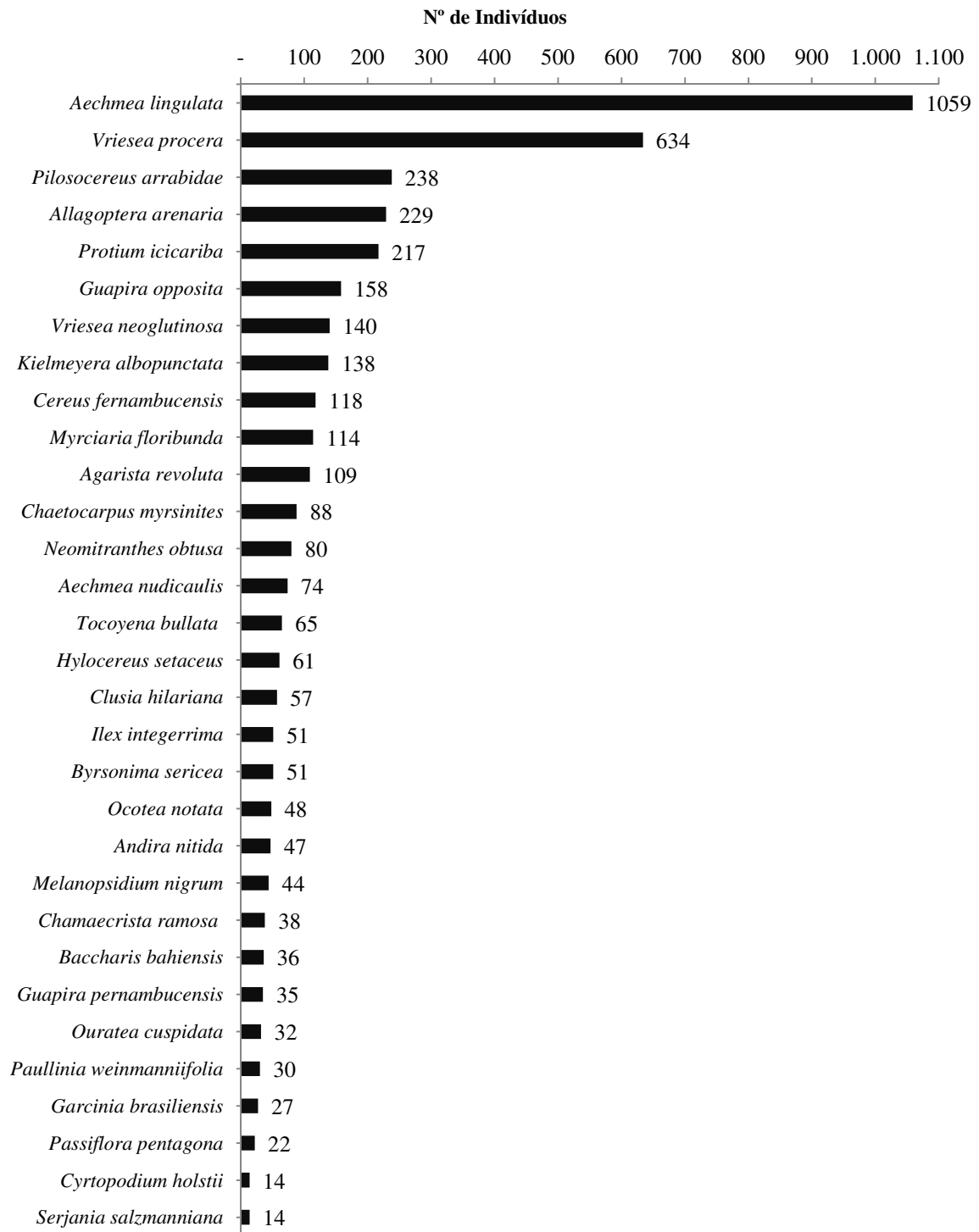
Legenda: \* corresponde a uma ou duas ocorrências em todo o conjunto amostral; § uma a duas ocorrências por parcela

### Estrutura horizontal e vertical da comunidade arbustiva aberta não inundável

As cinco espécies que tiveram o maior VI foram a *Aechmea lingulata* com 59,70 (sendo 20% do total), *Vriesea procera* 33,00 (11%), *Pilosocereus arrabidaei* 30,07 (10%), *Allagoptera arenaria* 17,92 (6%) e *Cereus fernambucensis* 13,91 (5%), se destacando as mesmas em uma comunidade de 61 espécies (Tabela 2) (Figura 10). E as cinco espécies que apresentaram as maiores abundâncias em todo levantamento amostral representando 56% do total de números de indivíduos foram a *Aechmea lingulata* com 1059 indivíduos (25%), seguindo da *Vriesea procera* com 634 (15%), *Pilosocereus arrabidaei* 238 (6%), *Allagoptera arenaria* 229 (5%) e *Protium icicariba* com 217 indivíduos (5%) (Tabela 2) (Figura 11).



**Figura 10**– Espécies vegetais amostradas no Parque Estadual Paulo César Vinha em ordem decrescente do Valor de Importância.



**Figura 11** – Espécies da amostragem total no PEPCV em ordem decrescente de abundância.

**Tabela 2.** Parâmetros fitossociológicos da formação arbustiva aberta, valores ordenados em ordem decrescente de acordo com o VI, para cada espécie amostrada no Parque Estadual Paulo Cesar Vinha. N - número de indivíduos; DA – densidade absoluta; DR – densidade relativa; DoA – dominância absoluta; DoR – dominância relativa; Fai – frequência absoluta; FR – frequência relativa; VC – valor de cobertura; VI – valor de importância.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR	Fai	FR	VC	VI
<i>Aechmea lingulata</i>	1059	0,02895	24,85	3,657770	0,0007315541	30,11	0,60	4,74	54,96	59,70
<i>Vriesea procera</i>	634	0,04094	14,88	1,548424	0,0003096848	12,74	0,68	5,37	27,62	33,00
<i>Pilosocereus arrabidaei</i>	238	0,01042	5,59	2,283249	0,0004566498	18,79	0,72	5,69	24,38	30,07
<i>Allagoptera arenaria</i>	229	0,02950	5,37	0,776291	0,0001552581	6,39	0,78	6,16	11,76	17,92
<i>Cereus fernambucensis</i>	118	0,01381	2,77	0,854346	0,0001708692	7,03	0,52	4,11	9,80	13,91
<i>Vriesea neoglutinosa</i>	140	0,02604	3,29	0,537604	0,0001075207	4,42	0,48	3,79	7,71	11,50
<i>Protium icariba</i>	217	0,12485	5,09	0,173812	0,0000347624	1,43	0,58	4,58	6,52	11,10
<i>Kielmeyera albopunctata</i>	138	0,04999	3,24	0,276070	0,0000552139	2,27	0,68	5,37	5,51	10,88
<i>Guapira opposita</i>	158	0,13128	3,71	0,120352	0,0000240704	0,99	0,60	4,74	4,70	9,44
<i>Clusia hilariana</i>	57	0,01695	1,34	0,336342	0,0000672684	2,77	0,38	3,00	4,11	7,11
<i>Neomitranthes obtusa</i>	80	0,09211	1,88	0,086853	0,0000173705	0,71	0,48	3,79	2,59	6,38
<i>Myrciaria floribunda</i>	114	0,12013	2,68	0,094894	0,0000189789	0,78	0,36	2,84	3,46	6,30
<i>Tocoyena bullata</i>	65	0,19525	1,53	0,033290	0,0000066581	0,27	0,56	4,42	1,80	6,22
<i>Hylocereus setaceus</i>	61	0,02301	1,43	0,265131	0,0000530263	2,18	0,26	2,05	3,61	5,67
<i>Chaetocarpus myrsinites</i>	88	0,11188	2,07	0,078658	0,0000157317	0,65	0,28	2,21	2,71	4,92
<i>Aechmea nudicaulis</i>	74	0,03455	1,74	0,214157	0,0000428313	1,76	0,18	1,42	3,50	4,92
<i>Agarista revoluta</i>	109	0,08302	2,56	0,131300	0,0000262601	1,08	0,14	1,11	3,64	4,74
<i>Baccharis bahiensis</i>	36	0,24576	0,84	0,014649	0,0000029297	0,12	0,44	3,48	0,97	4,44
<i>Andira nitida</i>	47	0,07379	1,10	0,063693	0,0000127386	0,52	0,26	2,05	1,63	3,68
<i>Ocotea notata</i>	48	0,07722	1,13	0,062159	0,0000124317	0,51	0,24	1,90	1,64	3,53
<i>Byrsonima sericea</i>	51	0,14910	1,20	0,034205	0,0000068410	0,28	0,22	1,74	1,48	3,22
<i>Ouratea cuspidata</i>	32	0,14015	0,75	0,022833	0,0000045667	0,19	0,26	2,05	0,94	2,99
<i>Guapira pernambucensis</i>	35	0,20157	0,82	0,017364	0,0000034727	0,14	0,24	1,90	0,96	2,86
<i>Melanopsidium nigrum</i>	44	0,26605	1,03	0,016538	0,0000033076	0,14	0,20	1,58	1,17	2,75
<i>Ilex integerrima</i>	51	0,21991	1,20	0,023192	0,0000046383	0,19	0,16	1,26	1,39	2,65
<i>Chamaecrista ramosa</i>	38	0,11442	0,89	0,033212	0,0000066424	0,27	0,18	1,42	1,17	2,59
<i>Melocactus violaceus</i>	13	0,01062	0,31	0,122395	0,0000244790	1,01	0,14	1,11	1,31	2,42
<i>Paullinia weinmanniifolia</i>	30	0,07920	0,70	0,037879	0,0000075758	0,31	0,16	1,26	1,02	2,28
<i>Garcinia brasiliensis</i>	27	0,08747	0,63	0,030867	0,0000061735	0,25	0,12	0,95	0,89	1,84
<i>Passiflora pentagona</i>	22	0,05754	0,52	0,038236	0,0000076472	0,31	0,10	0,79	0,83	1,62
<i>Serjania salzmanniana</i>	14	0,07811	0,33	0,017924	0,0000035848	0,15	0,10	0,79	0,48	1,27
<i>Coccoloba arborescens</i>	6	0,11706	0,14	0,005126	0,0000010251	0,04	0,12	0,95	0,18	1,13
<i>Vanilla chamissonis</i>	11	0,43041	0,26	0,002556	0,0000005111	0,02	0,10	0,79	0,28	1,07
<i>Sebastiania glandulosa</i>	9	0,18136	0,21	0,004962	0,0000009925	0,04	0,10	0,79	0,25	1,04
<i>Cyrtopodium polyphyllum</i>	12	0,11877	0,28	0,010103	0,0000020207	0,08	0,08	0,63	0,36	1,00
<i>Emmotum nitens</i>	10	0,14803	0,23	0,006755	0,0000013510	0,06	0,08	0,63	0,29	0,92
<i>Manilkara subsericea</i>	7	0,05268	0,16	0,013287	0,0000026575	0,11	0,08	0,63	0,27	0,91
<i>Buchenavia capitata</i>	8	0,02810	0,19	0,028471	0,0000056942	0,23	0,06	0,47	0,42	0,90
<i>Cyrtopodium holstii</i>	14	0,13751	0,33	0,010181	0,0000020362	0,08	0,06	0,47	0,41	0,89
<i>Marlierea neuwiediana</i>	13	0,19514	0,31	0,006662	0,0000013323	0,05	0,06	0,47	0,36	0,83
<i>Vernonia fruticulosa</i>	6	0,27790	0,14	0,002159	0,0000004318	0,02	0,08	0,63	0,16	0,79
<i>Schoepfia brasiliensis</i>	5	0,10886	0,12	0,004593	0,0000009186	0,04	0,08	0,63	0,16	0,79
<i>Evolvulus genistoides</i>	5	0,25549	0,12	0,001957	0,0000003914	0,02	0,08	0,63	0,13	0,77
<i>Myrsine umbellata</i>	10	0,16548	0,23	0,006043	0,0000012086	0,05	0,06	0,47	0,28	0,76
<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	4	0,29567	0,09	0,001353	0,0000002706	0,01	0,08	0,63	0,11	0,74



<i>Calyptanthes brasiliensis</i>	12	0,14866	0,28	0,008072	0,0000016145	0,07	0,04	0,32	0,35	0,66
<i>Erythroxylum subsessile</i>	9	0,52517	0,21	0,001714	0,0000003427	0,01	0,04	0,32	0,23	0,54
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	7	0,13318	0,16	0,005256	0,0000010512	0,04	0,04	0,32	0,21	0,52
<i>Neomitranthes obscura</i>	10	0,09334	0,23	0,010714	0,0000021427	0,09	0,02	0,16	0,32	0,48
<i>Coccoloba alnifolia</i>	5	0,32055	0,12	0,001560	0,0000003120	0,01	0,04	0,32	0,13	0,45
<i>Anthurium parasiticum</i>	5	0,34216	0,12	0,001461	0,0000002923	0,01	0,04	0,32	0,13	0,45
<i>Anthurium cleistanthum</i>	10	0,17356	0,23	0,005762	0,0000011524	0,05	0,02	0,16	0,28	0,44
<i>Phyllanthus klotzschianus</i>	4	0,42039	0,09	0,000952	0,0000001903	0,01	0,04	0,32	0,10	0,42
<i>Gaylussacia brasiliensis</i>	4	0,52941	0,09	0,000756	0,0000001511	0,01	0,02	0,16	0,10	0,26
<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	2	0,35172	0,05	0,000569	0,0000001137	0,00	0,02	0,16	0,05	0,21
<i>Acacia auriculiformis</i>	1	0,05093	0,02	0,001964	0,0000003927	0,02	0,02	0,16	0,04	0,20
<i>Myrcia guianensis</i>	1	0,10394	0,02	0,000962	0,0000001924	0,01	0,02	0,16	0,03	0,19
<i>Evolvulus maximiliani</i>	1	0,16240	0,02	0,000616	0,0000001232	0,01	0,02	0,16	0,03	0,19
<i>Schinus terebinthifolia</i>	1	0,17465	0,02	0,000573	0,0000001145	0,00	0,02	0,16	0,03	0,19
<i>Bonnetia stricta</i>	1	0,24069	0,02	0,000415	0,0000000831	0,00	0,02	0,16	0,03	0,18
<i>Humiria balsamifera</i>	1	0,31831	0,02	0,000314	0,0000000628	0,00	0,02	0,16	0,03	0,18

## Discussão

Na formação vegetal estudada, as cinco espécies que tiveram o maior VI foram a *Aechmea lingulata* com 59,70 (sendo 20% do total), *Vriesea procera* 33,00 (11%), *Pilosocereus arrabidaei* 30,07 (10%), *Allagoptera arenaria* 17,92 (6%) e *Cereus fernambucensis* 14 (45%), se destacando as mesmas em uma comunidade de 61 espécies (Figura 10) (Tabela 2).

E dentre as famílias as quatro que tiveram maiores VI foram a Bromeliaceae com 109,12 (sendo 36% do total), Cactaceae 52,06 (17%), Arecaceae 17,92 (6%), Myrtaceae 14,85 (5%), Nyctaginaceae 12,29 (4%) se destacando estas entre 37 famílias. Esses achados não foram muito diferente daqueles encontrados para a formações arbustivas abertas no Espírito Santo (Thomazi 2009, Ferreira 2011, Bruno 2014) e nem no Rio de Janeiro (Pereira, 2001).

As espécies que mais ocorreram em diferentes parcelas foram a *Allagoptera arenaria* (39), *Pilosocereus arrabidaei* (36), *Kielmeyera albopunctata* (34), *Vriesea procera* (34), *Aechmea lingulata* e a *Guapira opposita* que ocorreram em 30 parcelas, e também ocorreram em 29 a 22 parcelas a *Protium icicariba*, *Tocoyena bullata*, *Cereus fernambucensis*, *Neomitranthes obtusa*, *Vriesea neoglutinosa* e a *Baccharis bahiensis*.

Porém, merece destaque o fato de que foi encontrado um indivíduo de *A. auriculiformis* em uma das 50 parcelas amostradas. Esta frequência aparentemente baixa, ganha importância quando são consideradas as características de estruturação populacional desta espécie e sua capacidade de crescimento em altura e em diâmetro e, em consequência, sua dominância. A população de *A.auriculiformis* na área 01 amostrada nas parcelas de 4x4m adjacentes as 50 parcelas de 10x10m na

comunidade arbustiva aberta, apresentou um período etário sem indivíduos recrutantes, com quatro indivíduos de diâmetros maiores com evidências de serem os colonizadores e que o período sem recrutamento evidenciada em quatro classes diamétricas sem indivíduos foi o tempo em que estes indivíduos colonizadores germinaram, atingiram a fase jovem e a adulta, e por fim a fase reprodutiva com a dispersão e a germinação de sementes dando início ao ciclo de recrutamentos (Figura 4).

A área 02 corrobora com a mesma dinâmica de período etário de classes diamétricas evidenciada na Área 01 para os indivíduos colonizadores e recrutantes, onde de forma semelhante teve três indivíduos de *A.auriculiformis* com diâmetro maior, e um período de três classes diamétricas sem indivíduos, com o início de recrutantes logo após estas classes (Figura 5). E ambas as áreas a primeira e a segunda classes de recrutantes são provavelmente advindos somente do grupo de colonizadores, sendo que a demais classes de recrutantes, possivelmente, detém indivíduos advindos não somente dos colonizadores como também das primeiras classes de recrutantes e assim sucessivamente.

As classes diamétricas indicam para as duas áreas e mais especificamente para área 01, faixas etárias intercaladas com baixos e altos números de indivíduos. O que sugere que estas populações de *A.auriculiformis*, respectivamente nas duas áreas impactadas com a extração de areia, respondem com diferentes recrutamentos demográficos a diferentes eventos pluviométricos marcados com estações de subsecas nos meses de fevereiro, maio a setembro (Ferreira 2010) e estações úmidas com chuvas de verão Köppen (1948). A área 02 além de indicar esta tendência, também apresenta baixos números de indivíduos na maioria das classes diamétricas o que pode indicar que fatores pontuais nesta área podem estar influenciando nesta baixa populacional. Esta área além da presença da *A. auriculiformis* tem também a presença de outra planta exótica a *Dodonaea viscosa* Jacq, que provavelmente pode estar competindo interespecificamente com as plântulas da *A.auriculiformis* na expansão de território, onde aquela ocorre nesta área principalmente em solo argilosos desencapados da areia branca, em quase toda a sua totalidade, a qual também ocorre a *A. auriculiformis*.

Aliás, esta área apresenta desde os indivíduos colonizadores, em comparação com os colonizadores da área 01, indícios de competição interespecífica em algum momento da fase jovem, considerando estas áreas de fitofisionomia arbustiva aberta, onde os espécimes colonizadores da área 02 apresentam diâmetros menores e maiores alturas (Figura 5) do que os espécimes colonizadores da área 01, que apresentam de forma contrária diâmetros maiores e menores alturas (Figura 4). Sendo que espécies intolerantes ao sombreamento em condições de concorrência tendem a reprimir a vegetação concorrente mais rapidamente com um maior investimento do crescimento em altura (Franco e Dillenburg 2007).

Diferenças estas que poderiam ser também explicadas, ou em parte, pelas diferenças edafoclimáticas advindas de distintos graus de exploração de areia e conseqüente exposição do solo argiloso diferenciando desta forma a drenagem do solo e a altura do lençol freático para as duas áreas. Como constatado com a *Acacia saligna* (Labill.) H.Wendl que no sistema de dunas se expande também para habitats onde o regime de água é melhorado, invadindo também as depressões entre as dunas, em

locais onde o lençol freático é próximo à superfície, bem como as margens dos córregos sazonais e reservatório da área (Kutiel et al. 2004). Para as duas áreas observa-se no geral uma linearidade com o aumento das classes diamétricas acompanhadas pelo acréscimo de altura, todavia na área 01 para alguns espécimes, o ganho em diâmetro não é acompanhado pelo ganho em altura (figura 6 e 8) e na área 02, em poucos espécimes o ganho em altura não é acompanhado pelo acréscimo no diâmetro (figura 7 e 8), causas estas discutidas anteriormente.

Nas duas populações é constatado um baixo número de indivíduos, principalmente os acima de 1,7m de altura, indicando um alto nível de mortalidade e baixo recrutamento, onde a sustentação da população é garantida por espécimes com maior DAP, reprodutivamente maduros e capazes de manter o estoque de sementes, e de espécimes jovens dando a manutenção na população (Dislich & Mantovani 1998). Não foram encontrados indivíduos de *A.auriculiformis* durante todo o levantamento que pudessem ser classificados como plântulas, podendo isto ser o reflexo dos períodos de seca prolongada ocorrido nos últimos três anos.

Para as duas populações de *A. auriculiformis* o padrão espacial foi o agrupado, corroborando com outros estudos que indicam que sementes e mudas do gênero *Acacia* são comumente encontradas próximas à planta mãe (Marchante et al. 2010), como também indicando o mesmo padrão espacial e de dispersão constatado para a espécie na Ilha de Zanzibar em Unguja (Kotiluoto et al. 2008) que em torno de plantações comerciais os indivíduos de acácia mostraram duas formas muito clara de autocorrelação espacial (Kotiluoto et al. 2008):

Primeiro, os indivíduos de acácia tinham distribuição agregada dentro das linhas de amostra. Em segundo lugar, a abundância de acácias tendia a ser maior quanto mais próximo estava de uma plantação de acácia, tendo nos primeiros 100 m da plantação uma densidade média de 330 espécimes por hectare. E entre a distância de 100 para 200 m a densidade média de acácia diminuiu para menos de um terço, ficando gradualmente menor quanto mais se distanciava do plantio, com a maioria de indivíduos jovens e com menos de três metros de altura.

Considerando que a espécie possui sementes leves com arilo proteico alaranjado que atraem a avefauna, o padrão espacial agregado seria o menos esperado para a espécie, porém a mesma proporciona com a nitrificação do solo uma facilitação intraespecífica, aumentando a probabilidade de sobrevivência de espécimes próximos a estes gradientes de nitrificação (Warren et al. 2009; Lorenzo et al. 2010).

Os espécimes de *A.auriculiformis* nas duas áreas do PEPCV estão mais restritos e se expandem nas áreas onde ocorreram alterações com a retirada da camada de areia, como também observado no Nitzanim Duna Parque em que a direção da expansão dos bosques de *Acacia* nas dunas costeiras foi determinada principalmente para áreas com areias pedregosas, a partir da qual a camada de areia foi extraída, sendo que a escassez de áreas livres de concorrentes neste habitat constitui um fator limitante para o potencial de invasão das espécies exóticas (Kutiel et al. 2004). Não descartando a possibilidade

desta espécie de se estabelecer e invadir a área conservada, uma vez que na área degradada ocorre um aumento gradativo de espécimes adultos que com o tempo aumentam as chuvas de sementes e consequente pressão de propágulos sob a área conservada, tendo como aliada a dispersão de sementes por aves (Aguiar et al. 2014, Langeland & Burks 1998) (Figura 21).

Em plantações de 8-9 anos de *A. mangium* em regiões da savana amazônica, foi registrada a presença de indivíduos a uma distância de 900 m da borda do cultivo, indicando que a espécie, independentemente do estágio de vida ou padrão de estabelecimento pode se dispersar naturalmente neste ecossistema, e que um dos mais fortes mecanismos primários de dispersão empregada pela espécie na savana de Roraima foi à ornitocoria (Aguiar et al. 2014). Considerando que a maturidade precoce e alta produção de sementes de baixa massa são características essenciais para que uma planta adquira o status de invasora (Rejmánek & Richardson 1996), a *A. mangium* em savanas amazônicas têm uma boa chance de estabelecer populações satélite devido à sua capacidade de dispersar em longas distâncias e atingir a maturidade reprodutiva (Richardson et al. 2004).

A ocorrência de um único indivíduo de *A. auriculiformis* na parcela 01 na área de estudo da vegetação arbustiva aberta conservada sem alterações significativas da riqueza e diversidade local em relação às outras 49 parcelas não deve ser desconsiderada, e sim o alerta de um início da introdução e estabelecimento desta espécie nesta fitofisionomia conservada, uma vez que as espécies de acácia são capazes de influenciar fortemente a riqueza de espécies das comunidades de plantas, sendo a perda de espécies frequentemente relatada após a nitrificação dos solos (Clark et al. 2007, Lazzaro et al. 2015), promovendo desta forma um circuito de realimentação positiva que pode levar a uma redução da resiliência dos ecossistemas (Gaertner et al. 2012).

A Reserva Natural das Dunas de São Jacinto (SJDNR), na costa centro-norte de Portugal mostra que áreas invadidas pela *Acacia longifolia* (Andrews) Willd apresentam maiores teores de Nitrogênio e menores taxas C/N do que as áreas nativas, sendo este processo influenciado pelo tempo de invasão e que áreas recém-invadidas são mais propensas a alcançarem uma recuperação bem sucedida. (Marchante et al. 2008, 2015). A *A. auriculiformis* na vegetação arbustiva nativa na ilha de Unguja na África mostrou ser capaz de se introduzir e alcançar um tamanho reprodutivo, sendo a ocorrência desta espécie na vegetação autóctone, especialmente em vegetação arbustiva e floresta, relevante em si mesmo, ainda sem quaisquer considerações estatísticas (Kotiluoto 2008).

Nos ecossistemas mediterrâneos, muitas acácias australianas foram encontradas se estabelecendo e rapidamente se espalhando, gerando muitas vezes severos impactos sobre a vegetação de sub-bosque (Lazzaro et al. 2015). Impactos semelhantes em comunidades de plantas nativas são comuns de ocorrerem por espécies exóticas estreitamente relacionadas (Vilà et al. 2014). Na Iha Elba, central mar mediterrâneo, a *Acacia pycnantha* exerceu nestes ecossistemas impactos negativos sobre a vegetação nativa, principalmente, ocasionando uma perda drástica de espécies no extrato de sub-bosque e no empobrecimento dos ecossistemas invadidos (Lazzaro et al. 2015). Nestes ecossistemas, a exclusão competitiva na fase de transição parecia ser o principal processo ecológico, sendo completamente

desenvolvido na fase invadida e provavelmente impulsionado pelo processo de nitrificação e subsequentes alterações na camada de areia (Lazzaro et al. 2015).

Em um estudo com a *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don em ambientes do Mediterrâneo observou um conglomerado de plântulas desta espécie e de indivíduos de seis espécies nativas crescendo embaixo da copa de plantas-mães desta exótica, indicando que condições facilitadoras são muito mais favoráveis para a própria espécie do que para as nativas, e que pelo menos a longo prazo esta exótica pode prevalecer sobre as demais nativas. Neste contexto, medidas de controle foram sugeridas como: não favorecimento de novas introduções, não erradicação das populações locais de Acácia, e sim o gerenciamento e controle através do corte seletivo da exótica onde as espécies nativas se desenvolveram (Pasta 2012).

O aumento de nitrogênio e outros nutrientes do solo na Reserva Natural das Dunas de São Jacinto (SJDNR), na costa centro-norte de Portugal (Marchante et al. 2008) pode ser um problema na composição de espécies nativas de dunas (Smith & Huston 1989), causando a exclusão destas espécies e ao mesmo tempo facilitando a *Acacia longifolia* (Andrews) Willd e outras espécies exóticas (Warren et al. 2009). A alteração das comunidades vegetais na SJDNR se intensifica com o tempo de invasão da *Acacia longifolia* e desencadeia uma diversidade de alterações estruturais e funcionais que são dinâmicas ao longo de alguns anos, em uma escala de médio prazo, mas que tendem a estabilizar-se após várias décadas em uma escala de longo prazo (Marchante et al. 2015). Três anos após o plantio do bosque de acácia em 1962, na borda oriental do Nitzanim Duna Parque em Israel, surgiram indivíduos de acácia fora dos limites da área plantada, em habitats destruídos pela mineração de areia e em áreas de depressão entre as dunas, sugerindo que a mineração não possibilita a invasão da acácia devido à remoção de um fator competitivo, mas sim que as alterações abióticas relacionadas com a composição morfológica e hidrológica da areia permitem a propagação da mesma (Kutiel et al. 2004).

No presente estudo identificamos um índice de diversidade Shannon - Wiener ( $H'$ ) com valor de 2,97  $\text{nat.ind}^{-1}$ , o qual é similar para a mesma fitofisionomia ao encontrado na APA de Setiba por Bruno (2014) com 2,971  $\text{nat.ind}^{-1}$ , abaixo do que o encontrado por Thomazi (2009) com 3,30  $\text{nat.ind}^{-1}$  na fitofisionomia arbustiva aberta inundável e não inundável na APA de Setiba e abaixo também do encontrado por Ferreira (2011) com 3,27  $\text{nat.ind}^{-1}$ , para a mesma fitofisionomia, com algumas parcelas na área de recuperação da extração mineral no PEPCV, e superior ao encontrado por Castro et al. (2007) com 2,67  $\text{nat.ind}^{-1}$  para a mesma fitofisionomia na Restinga da Marambaia (RJ). Como também um índice de riqueza de Whittaker menor do que o de Thomazi (2009) e similar ao de Bruno (2014).

Os resultados superior e similar do índice de diversidade Shannon - Wiener ( $H'$ ) e do índice de riqueza de Whittaker com a APA de Setiba e para faixas de recuperação no PEPCV é devido ao surgimento de microzonas edafoclimáticas produzidas pela extração de areia com enclaves mais próximos ao lençol freático, facilitando o empoçamento em períodos úmidos, e desta forma uma maior variedade e recrutamento de espécies de outras fitofisionomias deste ecossistema, e conseqüentemente aumento dos níveis de diversidade e de riqueza (Thomazi 2009). O índice de Equitabilidade de Pielou ( $J$ ) de 0,82 no

presente estudo foi maior do que o de Bruno (2014), Thomazi (2009) Castro et al. (2007) e similar ao de Ferreira (2011), todos realizados na fitofisionomia arbustiva aberta.

As quatro famílias que apresentaram maiores riquezas específicas foram a Myrtaceae, Bromeliaceae, Cactaceae e a Orchidaceae, sendo a família Myrtaceae não somente destaque para Riqueza neste estudo, mas destaque no trabalho de Pereira (2001), Thomazi (2009) e o terceiro maior destaque em Ferreira (2011).

Foi verificado raridade de espécies no estudo, onde seis espécies tiveram um único indivíduo (singletons) (Martins 1979), perfazendo um total de 9,8% do total das espécies, onde a *Acacia auriculiformis* foi encontrada nesta condição tendo apenas um único indivíduo em todas as amostras, se destacando entre as espécies raras nesta comunidade por apresentar um Valor de Importância (VI) de 0,20 onde o menor e maior VI entre as espécies raras foi respectivamente, 0,18 para a *Humiria balsamifera* e 0,19 para a *Myrcia guianensis*.

Assis (2004) em um estudo em um trecho de floresta de restinga no PEPCV encontrou 13% de espécies raras e Pereira (2001) encontrou 38% de espécies raras para a comunidade arbustiva fechada na restinga da Barra de Maricá - RJ, e na comunidade arbustiva aberta a raridade de espécies tem variado entre 15% a 20% respectivamente em trabalhos de Silva (1991) na restinga da Barra de Maricá - RJ e Zaluar (1997) na restinga de Carapebus, RJ. Apresentando o presente estudo uma raridade de espécies abaixo do encontrado em outros estudos de mesma fitofisionomia, podendo este baixo valor ser um reflexo da proximidade desta fitofisionomia à área impactada, que acaba resultando na diminuição das áreas fonte de propágulos potenciais para a área amostrada.

## **Conclusão**

As populações de *A. auriculiformis* próximo à comunidade arbustiva aberta não inundável indica o estabelecimento desta espécie exótica em meio a esta comunidade de plantas nativas da planície arenosa. A *A.auriculiformis* ocorre em sua maior parte em áreas impactadas e descaracterizadas pela extração mineral na fitofisionomia arbustiva aberta do ecossistema restinga, onde se introduz com certa facilitação, se estabelece com capacidade de formar indivíduos reprodutivos e adultos e está se expandindo por toda esta área degradada. Sendo as populações de *A. auriculiformis* destas áreas impactadas verdadeiras fonte de propágulos, indicando neste estudo grande potencial de estabelecer populações satélites na fitofisionomia arbustiva aberta conservada.

## **Referências**

- AGUIAR, JR.A., BARBOSA, R.I., BARBOSA, J.B. & MOURÃO, JR.M. 2014. Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry. *Plant Ecology & Diversity* 7:359-369.
- ALMEIDA, A.Q., RIBEIRO, A. & LEITE, F.P. 2013. Relação entre a seca dos ponteiros do eucalipto e o clima no vale da bacia hidrográfica do rio Doce. *Engenharia Ambiental (Online)* 10:005-013.
- AMIN, S.M.R., ALI, M.O. & FATTAH, M.I.M. 1995. Eucalypts in Bangladesh. In: Proceedings of a seminar held at Bangladesh Agricultural Research Council on April 06, 1994.
- ASSIS, A.M., PEREIRA, O.J. & THOMAZ, L.D. 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). *Revista Brasileira de Botânica* 27(2):349-361.
- BARROS, S.V.S., NASCIMENTO, C.C., AZEVEDO, C.P., PIO, N.S. & COSTA, S.S. 2010. Avaliação do potencial energético das espécies florestais *Acacia auriculiformis* e *Ormosia paraensis* cultivadas no município de Iranduba/Amazonas. *Madera y Bosques, Xalapa* 15:59-69.
- BRADLEY, B.A., BLUMENTHAL, D.M., WILCOVE, D.S. & ZISKA, L.H. 2010. Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution* 25:310–318.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC: 3. ed. aum., MMA/SBF., Brasília,.52p.
- BREMER, B., BREMER, K., CHASE, M.W, FAY, M.F, REVEAL, J.L, SOLTIS, D.E, SOLTIS P.S. & STEVENS, P.F. 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* 161:105-121.
- BROWER, J.E., ZAR, J.H. & ENDE, C.N.V. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. 4 ed. WCB McGraw-Hill, Boston, USA.
- BRUNO, A.S. 2015. Seria a diversidade biológica uma questão de esforço amostral? Dissertação de Mestrado, PPEE-UVV, Vila Velha.
- BRUNO, A.S., OLIVEIRA, M.V. & SILVA, A.G. 2014. A vegetação entre moitas numa planície costeira arenosa próxima a uma área que sofreu impacto de mineração de areia no Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Natureza on line* 12:170-178.
- CASTRO DN, SOUZA M. & MENEZES LFT. 2007. Estrutura da formação arbustiva aberta não inundável na Restinga da Marambaia (RJ). *Revista Brasileira de Biociência* 5:75-77.
- CHRISTO, A.G., GUEDES-BRUNI, R.R., SOBRINHO, F.A.P.; SILVA, A.G. & PEIXOTO, A.L. 2009. The structure of the shrubaroreal component of an Atlantic Forest fragment on a hillock on the central lowland of Rio de Janeiro, Brazil. *Interciencia, Caracas*, p. 232-239.

- CLARK, C.M., CLELAND, E.E., COLLINS, S.L., FARGIONE, J.E., GOUGH, L., GROSS, K.L., PENNING, S.C., SUDING, K.N. & GRACE, J.B. 2007. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecol Lett.* 10:596-607.
- DART, P.J. 1998. Microbial symbioses of tree and shrub legumes. In: GUTTERIDGE, R.C.; SHELTON, H.M. (Ed.) Forage tree legumes in tropical agriculture. Toowoomba: Tropical Grassland Society of Australia, p. 143-157.
- DISLICH, R. & MANTOVANI, W. 1998. A flora de epífitas da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim Botânico da Universidade de São Paulo* 17: 61-84.
- FABRIS, L.C. 1995. Composição florística e fitossociológica de uma faixa de floresta arenosa litorânea do Parque Estadual de Setiba, Município de Guarapari, ES. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- FERREIRA, C.A.; et al. 1990. Acacia mangium: uma nova opção para reflorestamento. In: Congresso Florestal Brasileiro, Campos do Jordão. Anais... Campos do Jordão: SBS, p.564-568.
- FERREIRA, F.A. 1989. Patologia florestal: principais doenças florestais no Brasil. Viçosa: SIF.
- FERREIRA, L.C., THOMAZI, R.D., OLIVEIRA, D.A.C. & SILVA, A.G. 2010. Estrutura populacional e padrão espacial de *Protium icicariba* (DC.) Marchand na Área de Proteção Ambiental de Setiba, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Natureza on line* 8 (1):39-45.
- FERREIRA, P.F. 2011. A vegetação arbustiva aberta numa área de restinga que sofreu impacto da extração de areia no parque estadual Paulo Cesar Vinha – PEPCV. Dissertação de Mestrado, PPEE-UVV, Vila Velha.
- FRANCO, A.M.S. & DILLENBURG, L.R. 2007. Ajustes morfológicos e fisiológicos em plantas jovens de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em resposta ao sombreamento. *Hoehnea* 34(2):135 – 144.
- GAERTNER, M., HOLMES, P. & RICHARDSON, D. 2012. Biological invasions, resilience and restoration. In: VAN ANDEL, J., ARONSON, J. Restoration ecology: The new frontier, 2nd edn. Malden: Blackwell Publishing, p.265–280.
- GALLIEN, L., MAZEL, F., LAVERGNE, S., RENAUD, J., DOUZET, R. & THUILLER, W. 2015. Contrasting the effects of environment, dispersal and biotic interactions to explain the distribution of invasive plants in alpine communities. *Biological Invasions* 17:1407-1423.
- GARAY, I., et al. 2004. Evaluation of soil conditions in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: a contribution to the study of sustainable land use. *Applied Soil Ecology* 27(2):177-187.



- HOLMES, P.M. & COWLING, R.M. 1997. Diversity of composition and guild relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbus shrublands. *Plant Ecol.* 133:107–122.
- HOSSAIN, M.K., ISLAM, Q.N., ISLAM, S.A., TARAFDAR, M.A., ZASHIMUDDIN, M. & AHMED, M. 1989. Assistance to the second agricultural research projects, Bangladesh. Status report on the activities of the Silvicultural Research Division, BFRI, FAO, Chittagong, Bangladesh.
- HOSSAIN, M.K., ZASHIMUDDIN, M., ISLAM, S.A., TARAFDAR, M.A., & ISLAM, Q.N. 1994. Growth and yield of coppice crops of three Eucalyptus species in the sal forests of Bangladesh. *Bangladesh Journal of Forest Science*, 23(2): 61–66.
- HUMAIR, F., HUMAIR, L., KUHN, F. & KUEFFER, C. 2015. E-commerce trade in invasive plants. *Conservation Biology* 29(6): 1658–1665.
- JESUS, R.M., DARIO, F.R. & DIAZ, M.P. 1993. Espaçamento em *Acacia auriculiformis*. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993. Curitiba. Anais... São Paulo: SBS, p. 286-288.
- KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia: com um estudo de los climas de la tierra*. México. Fondo de Cultura Económica.
- KOTILUOTO, R., RUOKOLAINEN, K. & KETTUNEN, M. 2008. Invasive *Acacia auriculiformis* Benth. in different habitats in Unguja, Zanzibar. *Afr. J. Ecol.* 47:77-86.
- KREBS, C.J. 1998. *Ecological methodology*. 2 ed. United States of America: Benjamin Cummings.
- KUTIEL, P.B., COHEN, O. & SHOSHANY, M. 2004. Invasion rate of the alien species *Acacia saligna* within coastal sand dune habitats in Israel. *Israel Journal of Plant Sciences* 52(2):115-124.
- LANGELAND, K.A. & BURKS, K.C. (Eds) 1998 *Identification & Biology of NonNative Plants in Florida's Natural Areas*. University of Florida.
- LAZZARO, L. & ET AL. 2015. Plant species loss and community nestedness after leguminous tree *Acacia pycnantha* invasion in a Mediterranean ecosystem. *Folia Geobot* 50: 229-238.
- LEHMANN, J. R. K., ZVARA, O. & PRINZ, T. 2015. Mapping of invasive *Acacia* species in Brazilian Mussununga ecosystems using high-resolution IR remote sensing data acquired with an autonomous Unmanned Aerial System (UAS). EGU General Assembly, v.17.
- LORENZO, P., GONZÁLEZ, L. & REIGOSA, M.J. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Ann Sci Forest.* v.67, p.101.
- LOSS, A.C.C & SILVA, A.G. 2005. Comportamento de forrageio de aves nectarívoras de Santa Teresa – ES. *Natureza on line* 3(2):48-52.

- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. Toronto: John Wiley; Sons.
- MARCHANTE, E., KJØLLER, A., STRUWE, S. & FREITAS, H. 2008. Short and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Appl Soil Ecol.* 40:210–217.
- MARCHANTE, H., FREITAS, H. & HOFFMANN, J.H. 2010. Seed ecology of an invasive alien species, *Acacia longifolia* (Fabaceae), in Portuguese dune ecosystems. *American Journal of Botany* 97:1780–1790.
- MARCHANTE, H., MARCHANTE, E., FREITAS, H. & HOFFMANN, J.H. 2015. Temporal changes in the impacts on plant communities of an invasive alien tree, *Acacia longifolia*. *Plant. Ecol.* 216(11):1481–1498.
- MARTINS, F.R. 1979. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo: Parque Estadual de Vassununga. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- MATHEUS, S. & BRAND, K. 2005. América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. Programa Global de Espécies Invasoras (GISP).
- MAZZOCHIN, M. S. 2010. Indústria madeireira mundial e brasileira: o caso Paranaense, Dissertação de Mestrado Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
- MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley; Sons.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES-NAS. 1980. *Firewood crops; shrubs and tree species for energy production (Vol. I & II)*. National Academy Press, Washington, D.C.
- PASTA, S., BADALAMENTI, E. & LA MANTIA, T. 2012. *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don (Leguminosae) in Italy: first cases of naturalization *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 69(2): 193-200.
- PATEL, A. D., JADEJA, H. R. & PANDEY, A. N. 2010. Effect of salinization of soil on growth, water status and nutrient accumulation in seedlings of *Acacia auriculiformis* (Fabaceae). *Journal of Plant Nutrition* 33:914-932.
- PEREIRA, O.J. 2003. Restinga: origem, estrutura e diversidade. Desafios da botânica no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal (eds Jardim MAG, Bastos MNC e Santos JUM), pp. 177-179. MPEG, UFRA: Embrapa, Brasil/Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.

- PEREIRA, O.J., ARAÚJO, D.S.D. & PEREIRA, M.C.A. 2001. Estrutura de uma comunidade arbustiva da restinga de Barra de Marica (RJ). *Revista Brasileira de Botânica* 24: 273-281.
- PUKITTAYACAMEE, P., SAELIM, S. & BHODTHIPUKS, J. 1993. Seed collection period for selected tree species in Thailand. Leaflet. Muak-Lek: ASEAN-Canada Forest Tree Seed Centre Project, 2 pp.
- REJMÁNEK, M. & RICHARDSON, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77:1655–1661.
- RICHARDSON, D.M. & REJMÁNEK, M. 2011b. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and Distributions* 17: 788–809.
- RICHARDSON, D.M., BINGGELI, P. & SCHROTH, G. 2004. Invasive agroforestry trees: problems and solutions. In: SCHROTH, G., FONSECA, G.A.B., HARVEY, C.A., GASCON, C., VASCONCELOS, H.L. & IZAC, A.M.N. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington (DC): Island Press, p.371-396.
- RICHARDSON, D.M., CARRUTHERS, J., HUI, C., IMPSON, F.A.C., MILLER, J.T., ROBERTSON, M.P., ROUGET, M., LE ROUX, J.J. & WILSON, J.R.U. 2011a. Human-mediated introductions of Australian acacias—a global experiment in biogeography. *Diversity and Distributions* 17:771–787.
- SHINE, C., WILLIAMS, N. & GÜNDLING, L. 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. IUCN, Gland, Switzerland.
- SILVA, F.P., BORGES, R.C.G. & PIRES, I. 1996. E. Avaliação de procedências de *Acacia mangium* Willd, aos 63 meses de idade, no Vale do Rio Doce MG. *Revista Árvore* 20:299-308.
- SILVA, M.B.R. 1991. Fitossociologia da vegetação lenhosa de restinga em Maricá, Rio de Janeiro. Dissertação de mestrado, UFRJ, Rio de Janeiro.
- SIMBERLOFF, D. & ET AL. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28:58–66.
- SMITH, T. & HUSTON, M. 1989. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. *Vegetatio* 83:46–69.
- STONE, G.N., RAINE, N.E., PRESCOTT, M. & WILLMER, P.G. 2003. Pollination ecology of acacias (Fabaceae, Mimosoideae). *Aust Syst Bot.* 16:103–118
- THOMAZI, R.D. 2009. Evidências estruturais para conservação das comunidades arbustivo-herbáceas na Área de Proteção Ambiental de Setiba, Guarapari, ES. Dissertação de Mestrado, PPEE-UVV, Vila Velha.

- TURNBULL JW. 1986. Multipurpose Australian trees and shrubs: lesser-known species for fuelwood and agroforestry. ACIAR Monograph No. 1.
- TURNBULL, J.W. & AWANG, K. 1997. *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. In: Faridah Hanum I, van der Maesen LJG, eds. Plant Resources of South-East Asia No 11. Auxiliary plants. Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers, p.52-56.
- VILÀ, M., ROHR, R.P., ESPINAR, J.L., HULME, P.E., PERGL, J., LE ROUX, J.J., SCHAFFNER, U. & PYŠEK, P. 2014. Explaining the variation in impacts of non-native plants on local-scale species richness: the role of phylogenetic relatedness. *Global Ecol Biogeogr.*
- WARREN, J., TOPPING, C.J. & JAMES, P. 2009. A unifying evolutionary theory for the biomass–diversity–fertility relationship. *Theor Ecol.* 2:119–126.
- WHITTAKER, R.H. 1974. *Communities and Ecosystems*. New York, MacMillan.
- WILKINSON, L. 2007. SYSTAT 12. Richmond, SYSTAT Software, Inc.
- WILLIAMS, M. 2002. *Deforesting the earth: from prehistory to global crisis*. Chicago, USA, University of Chicago Press.
- ZALUAR, H.L.T. 1997. *Espécies focais e a formação de moitas na restinga aberta de Clusia, Carapebus, RJ*. Dissertação de mestrado, UFRJ, Rio de Janeiro.
- ZAR, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5 ed. Upsaddle Road, Prentice Hall.
- ZENNI, R.D. & NUÑEZ, M.A. 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos* 122:801–15.
- ZILLER, S.R. 2000. *A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.