

VIRGÍNIA DE FERNANDES SOUZA

**RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE *AECHMEA* E *HOHENBERGIA* (BROMELIACEAE)  
EM DUAS PAISAGENS CONTRASTANTES NO SUL DA BAHIA, BRASIL**

ILHÉUS  
2013



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
DA BIODIVERSIDADE

VIRGÍNIA DE FERNANDES SOUZA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eliana Cazetta

Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Talita Fontoura

ILHÉUS  
2013

S719 Souza, Virgínia de Fernandes  
Riqueza e abundância de Aechmea e Hohenbergia  
(Bromeliaceae) em duas paisagens contrastantes no sul da  
Bahia, Brasil / Virgínia de Fernandes Souza. – Ilhéus, BA:  
UESC, 2013.  
44 f.: il.

Orientadora: Eliana Cazetta.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de  
Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e  
Conservação da biodiversidade.  
Inclui referências.  
Inclui apêndice.

1. Bromeliaceae – Bahia. 2. Biodiversidade – Mata  
Atlântica. 3. Paisagens fragmentadas – Mata Atlântica. 4.  
Cacaueiro – Bahia. I. Título.

CDD 584.85

"A natureza criou o tapete sem fim que recobre a superfície da terra.  
Dentro da pelagem desse tapete vivem todos os animais, respeitosamente.

Nenhum o estraga, nenhum o rói, exceto o homem. "

(Monteiro Lobato)

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Santa Cruz pelo apoio logístico.

À CAPES por me conceder a bolsa de mestrado, que foi de extrema importância para o desenvolvimento do projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pelo apoio.

À secretária Iky Anne Dias pela presteza e pelo auxílio em questões burocráticas.

À minha orientadora, Dr<sup>a</sup> Eliana Cazetta, pela orientação na execução do projeto e escrita da dissertação, pela confiança, disponibilidade, colaboração e conhecimentos transmitidos ao longo de todo o trabalho

À minha co-orientadora, Dr<sup>a</sup> Talita Fontoura pela disponibilidade e colaboração no decorrer de todo mestrado.

Ao professor Dr. Gil Marcelo Reuss pela ajuda na elaboração do mapa.

Aos colegas do PPGEGB pelas trocas de experiência.

Aos professores do PPGEGB pela competência e disposição de discutir sobre ciências.

Aos motoristas da UESC pela dedicação e ajuda no campo.

Aos proprietários e administradores das áreas em que trabalhei pela autorização para a realização da pesquisa.

Aos que me ajudaram nas idas a campo, que não foram poucas. Jamille Bomfim, Marcelle Vidal, José Lima Paixão, Aline Nascimento, Bruna Flores, Tarcio Cardoso.

À Edyla Ribeiro, Roberta Mariano, Jamille Bomfim, Marcelle Vidal, Aline Nascimento e Bruna Flores, pela amizade, pela convivência e por me tornarem uma pessoa melhor.

Agradeço de forma especial à Jam, que esteve ao meu lado em momentos cruciais da elaboração dessa dissertação pela incrível disponibilidade oferecida. Você foi simplesmente essencial.

À minha família e aos meus amigos, pelo companheirismo, carinho e encorajamento.

Ao meu pai, pelo suporte fornecido ao longo de toda a minha vida acadêmica.

Agradeço em especial à minha mãe, o seu apoio foi, e continuará sendo muito importante na minha vida, tanto pessoal quanto profissional. Obrigada pela minha formação, pelo carinho e pelo apoio às minhas escolhas. Obrigada por acreditar e apoiar o meu trabalho apesar da saudade.

E tantos outros, de quem não me lembro agora, por esquecimento injusto.

Enfim, por tudo, agradeço a Deus.

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL .....	2
	MATA ATLÂNTICA E CABRUCAS.....	2
	BROMÉLIAS.....	4
2	RESUMO.....	6
3	INTRODUÇÃO.....	8
4	METODOLOGIA.....	19
	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	19
	AMOSTRAGEM .....	21
	ANÁLISE DE DADOS.....	22
5	RESULTADOS.....	23
	ÁRVORES E FORÓFITOS.....	23
	RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE <i>AECHMEA</i> E <i>HOHENBERGIA</i> .....	26
6	DISCUSSÃO .....	31
	ÁRVORES E FORÓFITOS.....	31
	RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE <i>AECHMEA</i> E <i>HOHENBERGIA</i> .....	32
7	CONCLUSÕES.....	35
8	REFERÊNCIAS.....	36
9	APÊNDICE.....	43



## 1- INTRODUÇÃO GERAL

- Mata Atlântica e Cabruca

A Floresta Atlântica brasileira possui altos índices de biodiversidade e taxas de endemismo, sendo considerada um dos 5 *hotspots* do mundo (Myers et al. 2000). Em decorrência da perda de habitat e fragmentação da floresta, as populações estão se tornando cada vez mais isoladas em pequenas manchas florestais e muitas espécies, especialmente as endêmicas, estão desaparecendo localmente (Ribon et al. 2003). A perda de florestas causa a redução, fragmentação e até mesmo extinção de populações de plantas (Fahrig 2003). Numa paisagem fragmentada, a capacidade de dispersão pode influenciar o sucesso de colonização e o fluxo gênico de organismos entre os remanescentes florestais.

A quantidade e diversidade de recursos estão geralmente relacionadas com o tamanho do fragmento, que influencia diretamente o tamanho e número de populações residentes (Laurance 2001). Fragmentos maiores geralmente contêm mais espécies e também populações maiores, o que, teoricamente, aumenta a estabilidade contra variações demográficas, processos genéticos e ambientais (Laurance e Vasconcelos 2009). A perda da floresta primária resulta na criação de um novo habitat matriz, o qual promoverá alterações adicionais nos fragmentos florestais (efeito matriz) (Tabarelli e Gascon 2005). A configuração da matriz circundante pode exercer um efeito forte sobre os processos ecológicos e demográficos que ocorrem no interior de fragmentos (Kupfer et al. 2006). A matriz age como um filtro para o movimento de espécies através da paisagem (conectividade funcional) (Laurance 2001).

Determinar como aumentar a conectividade é alvo crescente de pesquisas (Lefkovitch e Faring 1985; Beier e Noss 1998). Um grande número de evidências vem apontando a importância da matriz na abundância e composição das espécies nos fragmentos florestais (Laurance 1991; Gascon et al. 1999; Perfecto et al. 2003). As manchas de florestas podem estar mais ou menos isoladas (efetivamente) do que indicaria uma simples medição de distância, dependendo do tipo de matriz na qual está imersa (Ricketts 2001).



O tipo de vegetação da matriz é que determina o quão permeável ela é para os organismos florestais (Gascon et al. 1999). Os sistemas agroflorestais, que consistem na associação de cultivos agrícolas com espécies arbóreas e arbustivas nativas (May et al. 2008), podem atuar como corredores ecológicos em paisagens antropizadas nas quais os habitats remanescentes não conseguem manter a diversidade de espécies (Tabarelli et al. 2010). Como ocorre a manutenção de parte da florística original, as agroflorestas representam uma oportunidade de aliar a conservação da biodiversidade ao desenvolvimento agrícola (Bhagwat et al. 2008).

Vários estudos têm revelado a importância desses agrossistemas como mantenedores da biodiversidade em plantações de café (Hylander e Nemomissa 2008; Philpott et al. 2008) e em plantações de cacau (Alves 1990, Faria e Baumgarten 2007, Faria et al. 2006, Cassano et al. 2009, Schroth et al. 2011). Muitas vezes esses sistemas agroflorestais são relevantes por estarem imersos em áreas de alto nível de endemismo, por prestarem serviços hidrológicos e por servirem de barreira às altas taxas de desmatamento (Toledo-Aceves et al. 2011).

Na Mata Atlântica da região sul da Bahia, as plantações sombreadas de cacau são o principal tipo de cultivo e correspondem à maior plantação da costa leste do Brasil (Delabie et al. 2007). Na região predomina a floresta tropical úmida, com alta diversidade de espécies vegetais e animais e com alto grau de endemismo (Mori et al. 1983; Thomas et al. 1998). Possui ainda grandes manchas de floresta, quando comparada ao restante do bioma que tem sido reduzido a pequenos fragmentos <100 ha (Ribeiro et al. 2009). Essa característica se deve em parte ao cultivo do cacau (*Theobroma cacao*), plantado em um sistema conhecido localmente como cabucas, onde ocorre a substituição da camada de sub-bosque da floresta pelo cacaueiro e parte das árvores nativas é mantida para sombreamento da cultura (Alves 1990). O resultado desta modificação é a alteração na composição florística e a plantação se assemelha a uma floresta simplificada (Alves 1990, Schroth et al. 2011).

As cabucas são utilizadas por vários organismos florestais, quando comparada a outros usos da terra, como pastagens e monoculturas intensivas

(Rice e Greenberg 2000, Tschardt et al. 2011). Embora significativamente alterada, a cabruca causa menos danos que o desmatamento, porque mantém uma variedade de plantas e animais nativos (Pardini et al. 2009; Saatchi et al. 2001; Sambuichi 2003) favorecendo a conexão de áreas protegidas. Elas podem funcionar como trampolins ecológicos (*stepping-stones*), interconectando os fragmentos e amenizando o efeito de borda nos remanescentes florestais (Rice e Greenberg 2000). Além disso, quando as cabucas são abandonadas, sua diversidade tende a crescer com o tempo, até mesmo a ponto de se aproximar a uma floresta nativa (Sambuichi et al. 2012).

Na região sul da Bahia as agroflorestas de cacau são relativamente bem estudadas, apresentam fauna bem conhecida, em especial os grupos taxonômicos das aves, morcegos e pequenos mamíferos (Laps et al. 2003, Faria et al. 2006, Faria e Baumgarten 2007, Pardini et al. 2009), bem como o componente arbóreo (Sambuichi e Haridasan 2007, Sambuichi et al. 2012). Sambuichi et al. (2012) evidenciaram que as cabucas apresentam um alto nível de diversidade de árvores. Em um estudo realizado em cinco cabucas na região de Ilhéus, 97% das árvores usadas para o sombreamento do cacau são espécies nativas (Sambuichi e Haridasan 2007).

O fato de as cabucas manterem parte das árvores para o sombreamento dos cacauzeiros permite que muitas epífitas possam colonizar esse ambiente. As árvores desempenham um importante papel na manutenção da diversidade das epífitas, dada a dependência inerente desses organismos pelas árvores hospedeiras (forófitos) (Williams-Linera et al. 1995, Dunn 2000). Em contrapartida, esse ambiente apresenta condições microclimáticas diferentes das encontradas em áreas de florestas, fazendo com que ocorra uma alteração na taxa de colonização por epífitas, visto que luz e a umidade são elementos essenciais para estes organismos (Castro-Hernández et al. 1999).

#### - Bromélias

Epífitas vasculares são representadas por orquídeas, bromélias, aráceas e pteridófitas e são um importante componente de vegetação das florestas neotropicais (Nieder et al. 2000). O epifitismo é responsável por parte

significativa da diversidade que faz das florestas tropicais úmidas um dos mais complexos ecossistemas da Biosfera (Kersten e Silva 2001). Parte da capacidade das florestas tropicais de abrigar um grande número de animais pode ser atribuída ao sustento provido pelas epífitas, como local de forrageio, produção de frutos (Oliveira et al. 2010) e flores (Araujo et al. 1994). As epífitas também retêm os nutrientes vindos da chuva, neblina, e partículas em suspensão (Nadkarni 1986).

As bromélias são organismos sensíveis principalmente à luminosidade e umidade e variações nesses componentes podem interferir nos padrões de distribuição e abundância desses organismos (Griffiths et al. 1983; Hietz e Hietz-Seifert 1995). Outros fatores que podem influenciar as comunidades de bromélias são concentração de CO<sub>2</sub> (Monteiro et al. 2009) e fatores relacionados com os forófitos tais como arquitetura, e características da casca (Steege e Cornelissen 1989). Mudanças em comunidades de plantas epífitas entre habitats florestais alterados e não alterados são atribuídas a modificações nas condições microclimáticas e na dispersão de sementes (Castro-Hernández et al. 1999). Consequentemente, alterações microclimáticas no dossel poderiam explicar por que as comunidades epífitas em paisagens fragmentadas compreendem mais espécies tolerantes à seca (Flores-Palacios e García-Franco 2004, 2008). Outro fator importante é a fragmentação florestal que pode ocasionar na extirpação local e regional de árvores emergentes (Laurance et al. 2000), consideradas habitat chave para espécies de bromélias epífitas (Williams-Linera et al. 1995; Hietz-Seifert et al. 1996). A fragmentação florestal também tem como consequência a facilitação de coleta por parte da população humana (Clark et al. 1995), o que pode provocar efeitos diretos na comunidade de bromélias.

As Bromeliaceae representam um conspícuo componente florístico e fisionômico em diferentes formações vegetais, com espécies terrestres, epífitas e rupícolas (Scarano et al. 2002). Nos neotrópicos, a família se destaca pela grande diversidade genérica e específica, apresentando cerca de 57 gêneros e 3.086 espécies (Luther 2006). Representantes da família são encontrados nas mais variadas condições de altitude, temperatura e umidade apresentando sofisticadas adaptações ao hábito epífítico, podendo ser epífitas obrigatórias ou

facultativas. A partir de dados filogenéticos, Givinish et al. (2007) dividiram a família Bromeliaceae em oito subfamílias: Brocchinioideae, Lindmanioideae, Tillandsioideae, Hechtioideae, Navioideae, Bromelioideae, Puyoideae e Pitcairnioideae. A família apresenta dois centros de diversidade, sendo que o primeiro compreende o Escudo das Guianas e o segundo, a Floresta Atlântica brasileira com mais de 500 espécies e variedades (Martinelli et al. 2008).

A subfamília Bromelioideae é composta por 31 gêneros e cerca de 722 espécies e é mais diversa no Brasil (Luther 2006), possuindo a característica de ter frutos carnosos dispersos por animais (Faria et al. 2010). As Bromelioideae apresentam vários representantes terrestres e epífitos (Benzing et al. 1976) e *Aechmea* é o maior gênero desta subfamília, apresentando cerca de 240 espécies (Luther 2006). No Brasil, as *Aechmea* são representadas por cerca de 136 espécies, sendo 55 endêmicas do Estado da Bahia (Martinelli 2008). Este gênero apresenta dois principais centros de diversidade; o primeiro ocorre entre os estados de Pernambuco e Alagoas e o segundo, entre os estados da Bahia e Rio de Janeiro (Martinelli 2008). As espécies são distribuídas em 8 subgêneros e o padrão de inflorescência é um dos mais variáveis da subfamília (Sousa 2004).

O gênero *Hohenbergia* compreende 61 espécies (Luther 2006) distribuídas da América Central para o Brasil, e a maioria das espécies é encontrada no estado da Bahia (Ramírez-Morillo et al. 2010). Martinelli et al. (2008) catalogaram 24 espécies do gênero no Brasil, sendo 21 delas endêmicas do Estado da Bahia. As plantas desse gênero podem apresentar hábito terrestre, saxícola ou epífitico (Cogliatti-Carvalho e Rocha 2001).

Devido à dependência das bromélias por florestas primárias e secundárias, é necessário entender o que afeta a habilidade das bromélias de colonizar e sobreviver em paisagens antropizadas. Este estudo visa avaliar a influência da paisagem e o efeito das cabruças sobre a comunidade de bromélias zoocóricas no sul da Bahia. Entender como este sistema agroflorestal funciona na manutenção de epífitas zoocóricas, como as *Aechmea* e *Hohenbergia*, é uma maneira de evidenciar essas áreas para a conservação destas plantas e de organismos ecologicamente associados.

Riqueza e abundância de *Aechmea* e *Hohenbergia* (Bromeliaceae) em duas paisagens contrastantes no sul da Bahia, Brasil

Virgínia de Fernandes Souza<sup>1\*</sup>, Talita Fontoura<sup>1</sup>, Eliana Cazetta <sup>1</sup>

1. Universidade Estadual de Santa Cruz. PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Rodovia Ilhéus Itabuna km 16, Ilhéus, Bahia, Brasil. CEP 45662-900.

\* autor para correspondência: videfernandes@gmail.com

## 2- RESUMO

A Mata Atlântica é considerada um hotspot global da biodiversidade e cerca de 92% de sua cobertura original foi derrubada para uso humano resultando na diminuição da biodiversidade e em uma paisagem altamente fragmentada. No nordeste, os principais remanescentes do bioma estão localizados no sul do estado da Bahia, na região cacauzeira. E neste mosaico florestal, apesar de fragmentado e perturbado, há níveis de biodiversidade ainda altíssimos. A manutenção de uma rica biota nessa região deve-se, em parte, à presença de plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*). Devido ao fato de manterem parte das árvores para sombreamento do cacauzeiro, as cabruças podem ser colonizadas por epífitas. Nessa região se encontram os gêneros *Aechmea* e *Hohenbergia*, (Bromeliaceae), que são gêneros que apresentam espécies zoocóricas e de distribuição geográfica restrita, muitas das quais são endêmicas do estado da Bahia. Devido à dependência das bromélias por florestas primárias e secundárias, é necessário entender o que afeta a habilidade das bromélias de colonizar e sobreviver em paisagens antropizadas. Este estudo avaliou a influência de paisagens contrastantes com relação à quantidade de floresta e cabruca sobre a comunidade destas bromélias zoocóricas no sul da Bahia. O estudo foi realizado em duas paisagens, uma predominantemente florestal que compreende a região do Parque Estadual da Serra do Conduru em Uruçuca (paisagem A), e a outra predominantemente cacauzeira, em Ilhéus (paisagem B). Foram selecionados três fragmentos de floresta e três áreas de cabruca em cada paisagem e realizado um levantamento das espécies de bromélias dos gêneros *Aechmea* e *Hohenbergia* em oito parcelas de 400m<sup>2</sup> em cada área. A variação na abundância e riqueza dos gêneros estudados não está relacionada diretamente com a paisagem na qual os habitats estão imersos, desta forma, sugere-se que qualidade destes habitats exerça considerável influência sobre esses quesitos. A diversidade de espécies de *Aechmea* e *Hohenbergia* é maior nos fragmentos da paisagem A, onde as florestas são predominantes. Ao contrário do esperado todas as demais áreas são relativamente semelhantes com relação à diversidade dos gêneros estudados. Nos fragmentos da

paisagem B a riqueza e abundância de *Aechmea* e *Hohenbergia* são extremamente baixas. Os gêneros amostrados foram sensíveis às alterações microclimáticas às quais estão submetidos nos habitats de cabruca, apresentando acentuada diminuição em número de espécie.

Palavras-chave: Mata Atlântica, Bromélias, Cabruca, Paisagem, Distúrbios Antrópicos, *Hohenbergia*, *Aechmea*

### 3- INTRODUÇÃO

A perda de habitat e a fragmentação florestal, nos ecossistemas tropicais podem ter consequências para a biodiversidade local, ocasionando o declínio e extinção de espécies (Fahrig 2003). Paisagens fragmentadas podem ser desfavoráveis para espécies especialistas de florestas, que raramente usam habitats no entorno dos fragmentos florestais (Gascon et al. 1999). A fragmentação pode afetar a capacidade de dispersão das plantas, o que pode influenciar seu sucesso de colonização (Malanson e Armstrong 1996) e a conectividade genética entre remanescentes florestais (Bacles et al. 2006). Os efeitos da fragmentação podem ser imediatos, ou podem se tornar evidentes apenas após um tempo substancial ter se passado (Brooks et al. 1999; Metzger et al. 2009).

Uma grande proporção da superfície do planeta está sofrendo rápidas e drásticas mudanças devido às atividades humanas (Foley et al. 2005). A intensificação da prática agrícola é apontada como uma das principais causas de mudança de uso do solo e perda da biodiversidade (Wright 2005). Nesse contexto, os sistemas agroflorestais são, em muitas paisagens tropicais, os ecossistemas que mais se assemelham às florestas (Schroth et al. 2004; Perfecto et al. 2003; Schroth e Harvey 2007; Bhagwat et al. 2008). As agroflorestas podem auxiliar tanto a subsistência rural quanto a conservação da biodiversidade (Perfecto et al. 2003) além de atenuar mudanças na temperatura e precipitação (Perfecto e Vandermeer 2008). Café e cacau, juntos são as culturas mais comuns plantadas sob a sombra das árvores, técnica utilizada para reduzir o estresse fisiológico que afeta a longevidade destas plantas (Beer et al. 1997). No Brasil, a região com maior área de cultivo de cacau é o sul da Bahia com cerca de 400.000 hectares (Delabie et al. 2007).

A Mata Atlântica da região sul da Bahia é uma floresta tropical úmida, com alta diversidade de espécies vegetais e animais e com alto grau de endemismo (Mori et al. 1983; Thomas et al. 1998). Possui grandes manchas de floresta, quando comparada ao restante do bioma (Ribeiro et al. 2009). Essa característica se deve em parte ao cultivo do cacau (*Theobroma cacao*),



principal produto agrícola local. Evidências têm mostrado que as agroflorestas são usadas como habitat para espécies de plantas e animais, incluindo espécies florestais (Schroth et al. 2004, Schroth et al. 2011). As cabruças representam também um refúgio para árvores de valor comercial que atualmente, raramente são encontradas nos remanescentes florestais (Sambuichi 2003). Pelo fato de manter parte das árvores para sombreamento do cultivo, as cabruças podem ainda manter parte da flora epifítica (Moorhead et al. 2010; Toledo-Aceves et al. 2012).

Embora as cabruças tenham potencial para manter parte da biodiversidade local (Rice e Greenberg 2000), essa capacidade pode ser influenciada pelo contexto da paisagem (Faria et al. 2006, 2007; Bomfim et al. 2013). A hipótese de que a porcentagem de cobertura florestal da paisagem influencia a manutenção de grupos taxonômicos foi testada para aves, morcegos, samambaias e sapos (Faria et al. 2006, Faria et al. 2007). Em ambos os estudos foi verificado que o papel desempenhado pela cabruca como mantenedora de diversidade varia conforme a paisagem em que as cabruças estão inseridas. Em 2013, Bomfim et al. também encontraram o mesmo padrão para o consumo de frutos, ou seja, paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal apresentaram maior potencial em manter a biodiversidade do que paisagens com menos florestas.

Uma grande proporção da diversidade de plantas de áreas neotropicais é representada por epífitas vasculares (Gentry e Dodson 1987). Há evidências de que em habitats alterados, a estrutura e diversidade das comunidades epífitas diferem das florestas não perturbadas (Barthlott et al. 2001, Cascante-Marín et al. 2006, Flores-Palacios e García-Franco 2004, 2008; Krömer e Gradstein 2003, Wolf 2005). Essas mudanças são comumente atribuídas às condições microclimáticas como luz e umidade (Castro-Hernández et al. 1999) e fatores relacionados à dispersão de sementes (Cascante-Marín et al. 2009).

Embora as cabruças sejam potencialmente capazes de manter parte das espécies de bromélias presentes nas florestas antes da conversão, diferenças nas condições microclimáticas e ambientais poderiam afetar a diversidade de bromélias. Dessa forma, este estudo avaliou a influência do sistema de cabruca na riqueza e abundância de *Aechmea* e *Hohenbergia* em duas paisagens com

contrastantes porcentagens de cobertura florestal. Na paisagem do município de Uruçuca (paisagem A), encontra-se o Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC), com uma área de aproximadamente 9.000 ha. Na paisagem do município de Ilhéus (paisagem B) os poucos remanescentes florestais (5% da paisagem) estão imersos nas plantações de cacau (Faria et al. 2006). Os dois gêneros que são representados por espécies zoocóricas, estão presentes em fragmentos florestais e em cabruças e possuem um grande número de espécies endêmicas do estado da Bahia (Martinelli et al. 2008). Especificamente foram abordadas as seguintes questões: (i) Como a riqueza e abundância das espécies varia entre as duas paisagens avaliadas? (ii) Dentro de cada paisagem a composição de espécies difere entre os ambientes florestais e cabruças? Devido às consequências das alterações antrópicas como a fragmentação, retirada de grandes árvores, e possível diminuição da diversidade de dispersores de sementes, é esperado que a paisagem com maior quantidade de florestas (predominantemente florestada -paisagem A) apresente a maior diversidade dessas bromélias. Dentro de cada paisagem presume-se que nos fragmentos florestais a riqueza dessas bromélias seja maior, devido às alterações microclimáticas e perda de microhabitat que as cabruças apresentam em relação aos fragmentos florestais. Entretanto, devido à alta luminosidade, disponibilidade de grandes forófitos e reprodução vegetativa das bromélias é esperado que a abundância de grupos seja maior nos habitats de cabruca.

#### **4- METODOLOGIA**

##### -Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na região cacauzeira do sul da Bahia, nordeste do Brasil, nos municípios de Ilhéus e Uruçuca. Nesta região foram selecionadas duas paisagens contrastantes, sendo uma predominantemente florestal (paisagem A) e outra predominantemente cacauzeira (paisagem B). Na paisagem do município de Uruçuca (paisagem A), encontra-se o Parque Estadual Serra do Conduru (PESC), com uma área de aproximadamente 9.000

ha e abrange os municípios de Ilhéus, Itacaré e Uruçuca. O PESC é composto por um mosaico de florestas em diferentes estádios sucessionais, incluindo áreas de floresta em estágio de desenvolvimento avançado (Martini et al. 2007). O PESC está imerso em uma matriz composta por cabruças, seringais, bananais, áreas de pastagens e outras formas de cultivos. Embora o estudo tenha sido realizado dentro do PESC, existem muitas áreas de floresta dentro desta paisagem (Figura 1).

Na paisagem do município de Ilhéus (paisagem B) predominam as cabruças, com cacauais plantados sobre solo de média a alta fertilidade (Santana et al. 2003). Além de diversas plantações de cacau sombreadas por *Erythrina spp.* (Sambuichi 2003). Os poucos remanescentes florestais existentes compõem cerca de 5% da paisagem e estão imersos em grandes áreas de plantação de cacau (Faria et al. 2006). Essa paisagem é considerada relictual em função da escassez de cobertura de floresta e por estar imersa em uma matriz de habitat agrícola (*sensu* McIntyre e Hobbs 1999).

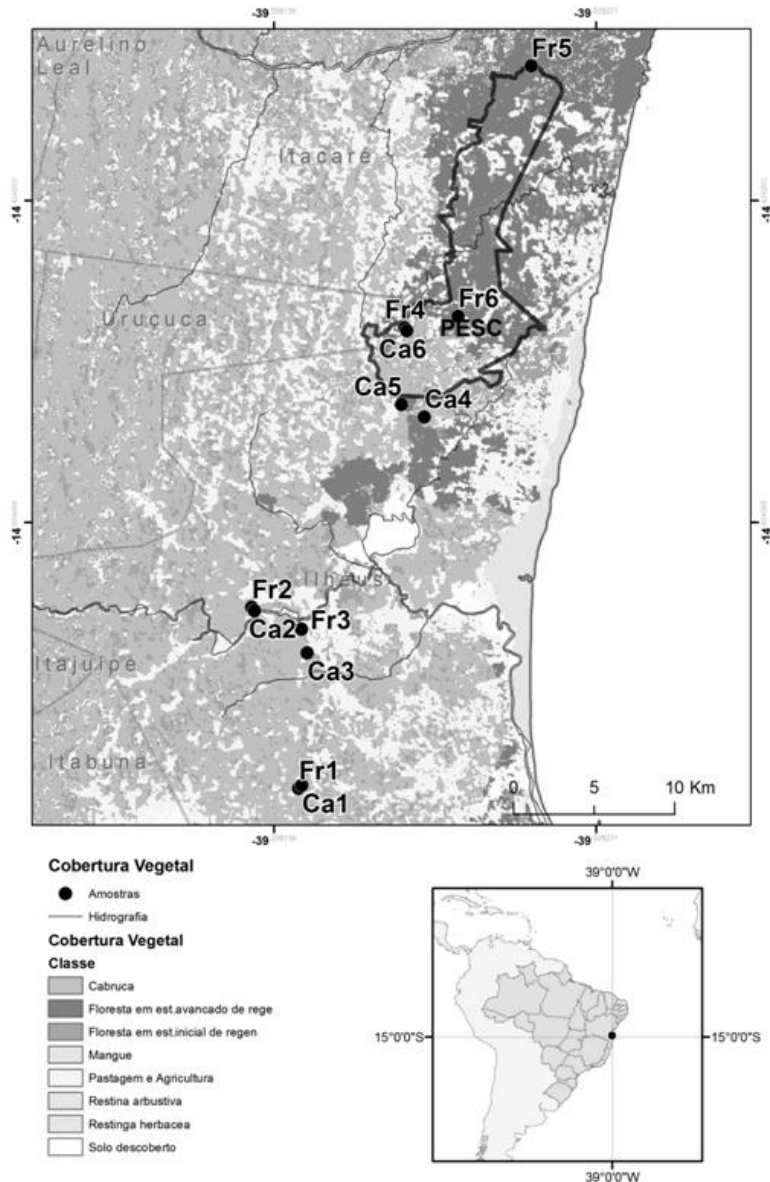


Figura 1. Mapa com a localização das paisagens estudadas. A paisagem A, mais ao norte e dominada por florestas, e a paisagem B mais ao sul dominada por cabruças. Os pontos representam os locais de amostragem dentro de cada paisagem (Fr - fragmento florestal; Ca - cabruca). Modificado de Landau et al. (2003).

- *Aechmea* e *Hohenbergia* (Bromeliaceae)

Os dois gêneros estudados pertencem à subfamília Bromelioideae, que é composta por 31 gêneros e cerca de 722 espécies (Luther 2006), possuindo

a característica de terem frutos carnosos dispersos por animais (Sousa 2004). *Aechmea* é o maior gênero desta subfamília, apresentando cerca de 240 espécies (Luther 2006). No Brasil, as *Aechmea* são representadas por cerca de 136 espécies, sendo 55 endêmicas do Estado da Bahia (Martinelli 2008). As espécies são distribuídas em 8 subgêneros e o padrão de inflorescência é um dos mais variáveis da subfamília (Sousa 2004). O gênero *Hohenbergia* compreende 61 espécies (Luther 2006) distribuídas da América Central para o Brasil, e a maioria das espécies é encontrada no estado da Bahia (Ramírez-Morillo et al. 2010) sendo 21 delas endêmicas do Estado (Martinelli et al. 2008).

No que diz respeito à utilização dos frutos produzidos pelas bromélias, os estudos são escassos (Nadkarni e Matelson 1989, Cestari e Pizo 2008). Alguns estudos na região sul da Bahia identificaram *Leontopithecus chrysomelas* como um dos dispersores do gênero *Aechmea* (Raboy e Dietz 2004, Fontoura et al. 2010, Oliveira et al. 2010). O gênero apresenta diferentes tipos de infrutescência (Sousa 2004), indicando que é possível que outros tipos de dispersores consumam os frutos. Para *Hohenbergia* o tipo de infrutescência e o tamanho do fruto indicam que a dispersão pode ser feita principalmente por aves, não havendo estudos de frugivoria com o gênero.

#### -Amostragem

Em cada paisagem foram selecionadas 3 áreas de cabucas e três fragmentos florestais. Em cada área foi demarcado um transecto de 900 metros, excluindo 80 metros da borda do fragmento, para minimizar potenciais interferências microclimáticas. Ao longo de cada transecto foram instaladas 8 parcelas de 20 x 20m distantes pelo menos 100 metros entre si. Para maximizar as informações coletadas sobre riqueza de *Aechmea* e *Hohenbergia*, as parcelas foram montadas ao redor de uma árvore grande com circunferência à altura do peito (CAP) > 100 cm (adaptado de Gradstein et al. 2003). A seleção dessas árvores foi aleatória, o indivíduo arbóreo com CAP ≥ 100 cm mais próximo do ponto de marcação da parcela foi utilizado como árvore central. Árvores grandes são ricas em epífitas devido às suas copas serem grandes e diversificadas, e também por estarem disponíveis para a colonização por um período de tempo maior (Krömer e Gradstein 2003; Zotz et

al. 1999; Hietz e Hietz Seifert 1995). Em cada parcela todas as árvores com CAP  $\geq 25$  cm foram contadas e marcadas, e o diâmetro à altura do peito mensurado.

A abundância de cada uma das espécies foi registrada a partir da contagem do número de grupos em todos os ramos dos forófitos. Os grupos foram definidos como qualquer agregado de rosetas de bromélias, fossem eles formados por uma ou por várias rosetas (Reis e Fontoura 2009). O registro dos grupos foi feito com o auxílio de binóculos. Todas as plantas coletadas foram depositadas no Herbário da Universidade Estadual de Santa Cruz (HUESC).

#### -Análises dos dados

Foram realizadas análises de variância de permutação (PERMANOVA) a fim de comparar o número de árvores e forófitos, o CAP médio das árvores e forófitos, e a média do número de espécies e grupos de *Aechmea* e *Hohenbergia* entre as paisagens e habitats (fragmentos florestais e cabruças) nos locais de estudo. As análises foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2009).

Para avaliar a diversidade nos locais de estudo foram construídos perfis de diversidade, usando a série de Rényi, a fim de comparar as comunidades. Para o Parâmetro  $\alpha = 0$ , o valor de diversidade é igual ao número de espécies na paisagem. Para  $\alpha$  tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao índice de Shannon, para  $\alpha = 2$ , o valor é igual ao obtido pelo inverso do índice de Simpson ( $1/D$ ) e para elevados valores de  $\alpha$ , onde os pesos para espécies raras diminuem e o valor é igual ao índice de Berger-Parker.

A similaridade entre os sítios de estudos foi analisada com a análise de cluster, através do coeficiente de similaridade de Jaccard, que comparou os ambientes de cabruca e fragmento florestal das paisagens “A” e “B”.

Para analisar as diferenças em relação à riqueza de espécies nas duas paisagens, nos habitats fragmentos florestais/ cabruças, foram realizadas curvas de rarefação de espécies com o programa PAST (Paleontological Statistic). A curva de rarefação é realizada a partir da permutação de todos os indivíduos, onde cada ponto da curva representa a média dessas permutações

(1000). Um diagrama de ranking-abundância foi elaborado para ilustrar a distribuição da abundância entre as espécies amostradas nos locais estudados.

## 5- RESULTADOS

### - Árvores e forófitos

Os fragmentos da paisagem A compreenderam 54,8% (N= 1222) do total de indivíduos arbóreos amostrados (N=2229), enquanto as árvores das cabruças desta paisagem significaram 3,6% (N=81). Na paisagem B as árvores dos fragmentos florestais representaram 35,7% (N=795) e das cabruças 5,9% (N=131) do total. O número médio de árvores diferiu entre as paisagens A e B, e também houve diferença em relação ao número de árvores entre os habitats dentro de cada uma das paisagens. Foi verificada interação significativa entre os fatores habitat e paisagem (Figura 2; Tabela 1; Tabela 2).

Do total de árvores amostradas nos fragmentos da paisagem A, 11,05% foram forófitos (N=135), enquanto nas cabruças os forófitos corresponderam a 32,1% das árvores (N=26). Na paisagem B os forófitos presentes nos fragmentos florestais representaram 0,88% (N=7) das árvores deste ambiente enquanto nas cabruças, representaram 47,33% (N=62) das árvores. O número de forófitos amostrados foi diferente entre as paisagens A e B, e houve diferença na comparação entre os fragmentos florestais e cabruças dentro das paisagens (Tabela 2). O número de forófitos encontrado dependeu da paisagem na qual os fragmentos florestais e cabruças estavam inseridos (Figura 2; Tabela 1).

Tabela 1. Densidade de árvores e forófitos, Média do CAP das árvores e forófitos e número médio de espécies e grupos de *Aechmea* e *Hohenbergia* nas duas paisagens estudadas (P= paisagem, C= cabruca e F= Fragmento Florestal).

	PAF	PAC	PBF	PBC
Densidade Árvores (0,32ha)	407,33	27	265	43,67
Nº de árvores/parcela	50,92±8,77	3,38±2,61	33,13±11,55	5,46±2,78
CAP das árvores (cm)	53,07±34,9	147,87±72,8	54,19±35,18	134,96±70,4
Densidade Forófitos (0,32ha)	45	8.67	2.33	20.67

<b>Nº de forófitos/parcela</b>	5,63±4,44	1,08±1,18	0,29±0,55	2,58±1,63
<b>CAP dos forófitos (cm)</b>	81,34±49,32	180,62±60,57	106,71±87,43	171,44±65,6
<b>Espécies (<i>Aechmea e Hohenbergia</i>)</b>	16	8	4	5
<b>Grupos (<i>Aechmea e Hohenbergia</i>)</b>	190	58	9	205

Tabela 2. Resultados da Análise de Variância de Permutação (PERMANOVA) para comparação do número de árvores e forófitos, CAP de árvores e forófitos e número de espécies e grupos de bromélias em relação ao habitat (fragmento x cabruca), paisagem e a interação entre os fatores.

	Paisagem	Habitat	Habitat:Paisagem
Nº de árvores	P<0,01*	P<0,01*	P<0,01*
CAP de árvores	P=0,05	P<0,01*	P=0,02*
Nº de forófitos	P<0,01*	P=0,03*	P<0,01*
CAP de forófitos	P=0,53	P<0,01*	P=0,18
Nº de espécies	P<0,01*	P=0,69	P<0,01*
Nº de grupos	P=0,528	P=0,236	P<0,01*

\* P<0,05

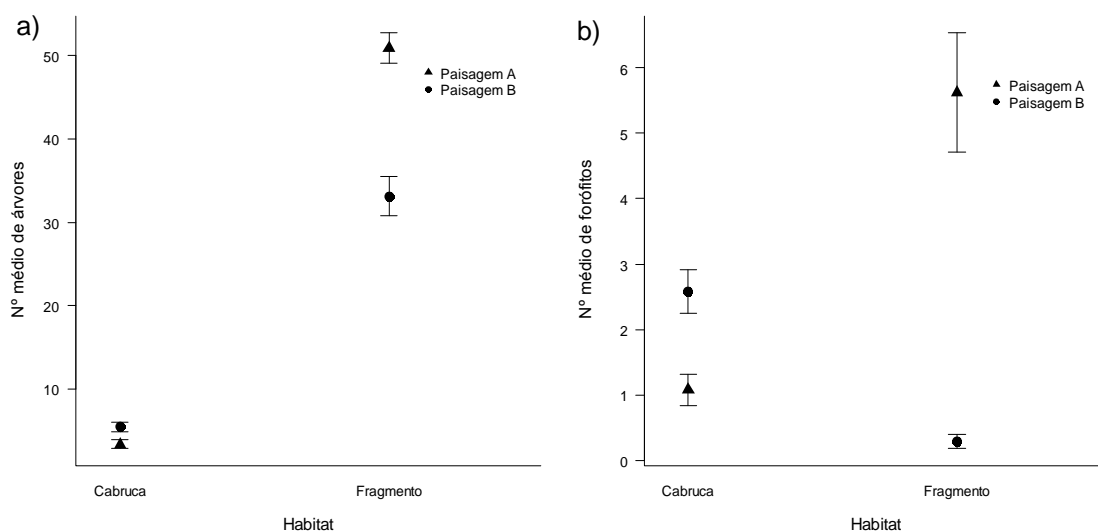


Figura 02. Comparação do número médio de árvores (a) e forófitos (b) por parcela (400 m<sup>2</sup>) em fragmentos florestais e cabrucas nas paisagens A e B. As barras verticais representam o erro padrão.



O CAP das árvores não diferiu entre as paisagens A e B, no entanto, houve diferença entre os habitats analisados, sendo as árvores das cabruças maiores do que as árvores dos fragmentos estudados. Houve interação entre os fatores habitat e paisagem (Tabela 1; Tabela 2). O perímetro dos forófitos apresentou o mesmo padrão, ou seja, não houve diferença entre as paisagens A e B, porém houve diferença entre os habitats com os maiores valores ocorrendo nas áreas de cabruca (Tabela 1; Tabela 2). Ao contrário do CAP das árvores, não foi verificada interação significativa entre os fatores (Tabela 2; Figura 03).

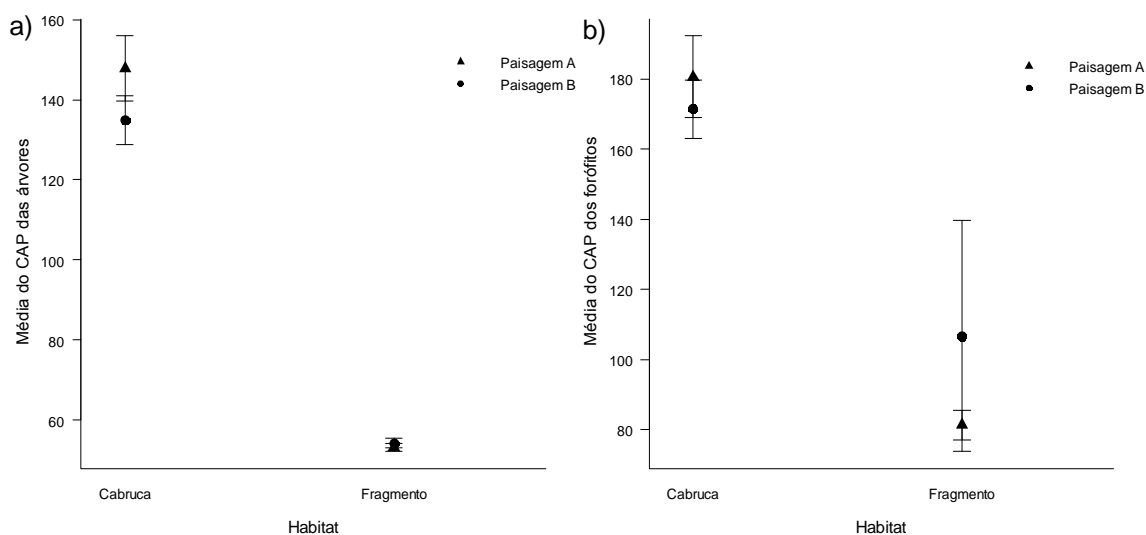


Figura 03. Comparação entre o CAP das árvores (a) e forófitos (b) nos fragmentos florestais e cabruças nas paisagens A e B. As barras verticais representam o erro padrão.

#### - Riqueza e abundância de *Aechmea* e *Hohenbergia*

Em todas as áreas estudadas foram amostrados 469 grupos de Bromeliaceae pertencentes a 20 espécies sendo 16 *Aechmea* e 4 *Hohenbergia*. Do total de grupos amostrados 66,5% (305) pertence ao gênero *Aechmea*, e este contém ca. de 81% das espécies levantadas neste estudo (Apêndice 1). As espécies mais abundantes foram *A. lingulata* e *H. blanchetii* com 157 e 88 grupos, respectivamente. Os fragmentos florestais da paisagem A apresentaram a maior riqueza de espécies (N=16), no entanto, nos

fragmentos da paisagem B, foram registradas somente 4 espécies em 9 grupos (Tabela 1). Embora a riqueza tenha sido baixa nas cabruças em geral, nas cabruças da paisagem B, a abundância de grupos de bromélias foi maior quando comparada com as cabruças da paisagem A (Tabela 1).

O número médio de espécies foi diferente entre as paisagens A e B. Houve interação significativa entre os fatores habitat e paisagem, porém não foi encontrada diferença entre os habitats de cabruca e fragmento dentro de cada uma das paisagens. Em relação ao número de grupos amostrados, não foi encontrada diferença estatística entre as paisagens A e B tampouco diferença entre os habitats. Entretanto houve interação entre os fatores habitat e paisagem (Tabela 1; Tabela 2; Figura 04).

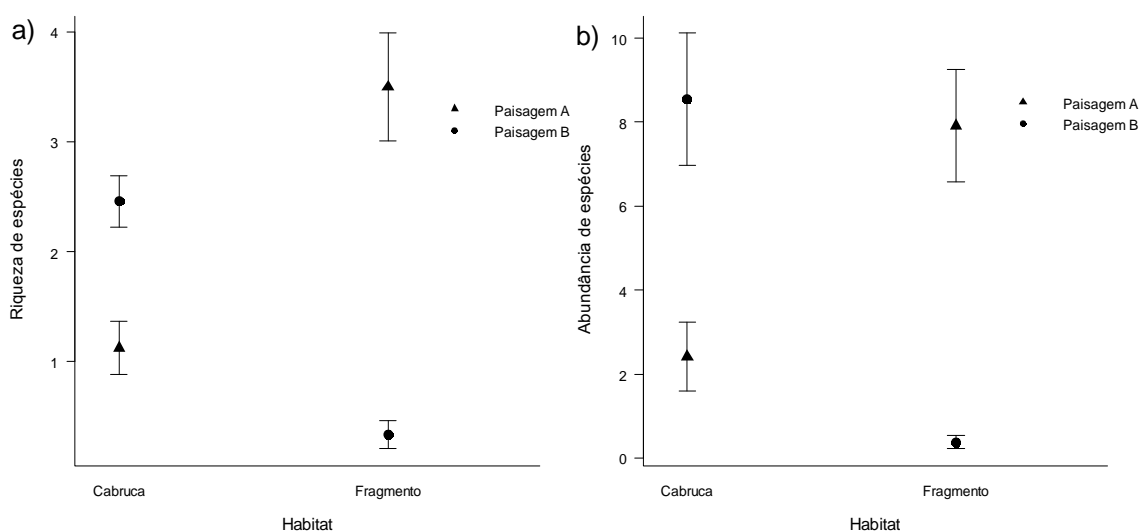


Figura 04. Comparação da riqueza (a) e abundância (nº de grupos, b) de *Aechmea* e *Hohenbergia* por parcela (400m<sup>2</sup>) em cada ambiente fragmento florestal e cabruca das paisagens A e B. As barras verticais simbolizam o erro padrão.

A análise de similaridade evidenciou a formação de dois grupos, onde os fragmentos florestais da paisagem A estão separados de todas as demais áreas. As cabruças avaliadas (paisagem A e B) e os fragmentos florestais da paisagem B estão agrupados com índice de similaridade em torno de 50% (Figura 05).

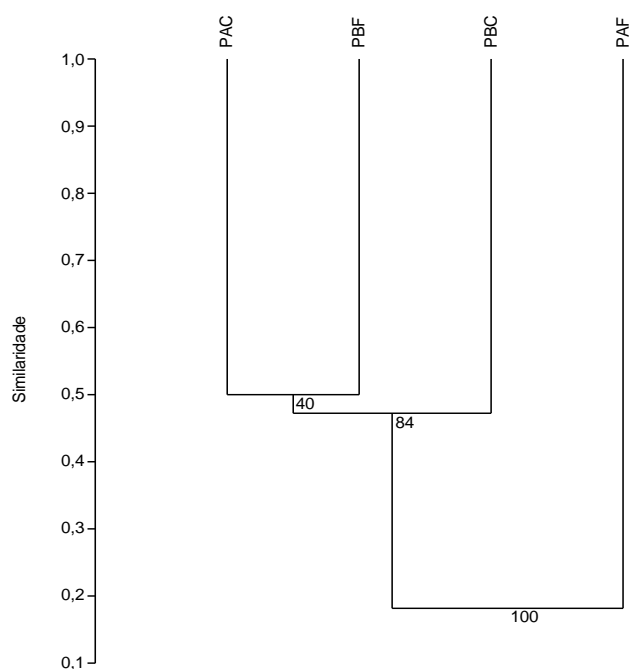


Figura 05. Análise de Cluster, através de similaridade de Jaccard para os ambientes de fragmento florestal e cabruca das paisagens A e B (PAC= Cabruca da paisagem A, PAF= fragmento florestal da paisagem A, PBC= cabruca da paisagem B, PBF= fragmento florestal da paisagem B). Os valores foram gerados com probabilidade em 10000 vezes.

A análise do perfil de diversidade mostra que os fragmentos da paisagem A foram os mais diversos, independente do índice de diversidade utilizado (Figura 6). O habitat menos diverso correspondeu aos fragmentos florestais da paisagem B, independente do valor assumido por alfa. Em relação às cabruças, as da paisagem A foram mais diversas do que as da paisagem B (Figura 6).

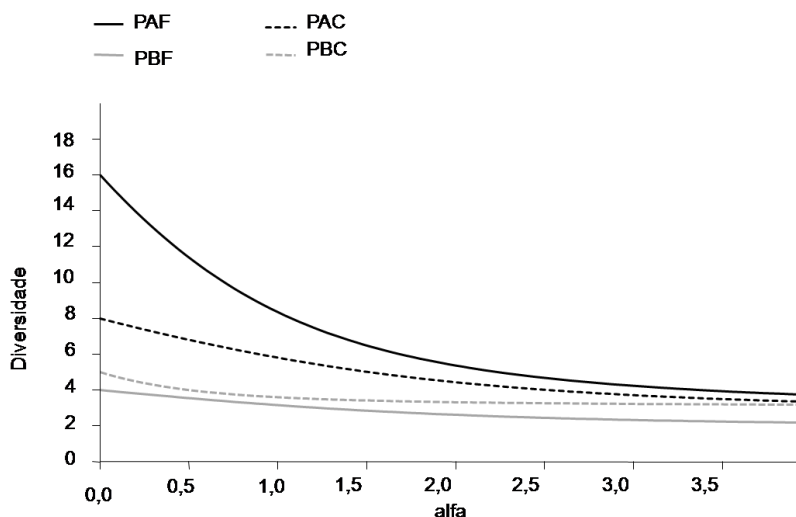


Figura 06. Perfil de diversidade para as comunidades de fragmento florestal e cabruças das paisagens “A” e “B” usando a série de Rényi. Para o Parâmetro  $\alpha = 0$ , o valor de diversidade é igual ao número de espécies na paisagem. Para  $\alpha$  tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao índice de Shannon, para  $\alpha = 2$ , o valor é igual ao obtido pelo inverso do índice de Simpson ( $1/D$ ) e para elevados valores de  $\alpha$ , onde os pesos para espécies raras diminuem e o valor é igual ao índice de Berger-Parker (PAC= cabruca da paisagem A, PAF= fragmento florestal da paisagem A, PBC= cabruca da paisagem B, PBF= fragmento florestal da paisagem B).

A curva de rarefação das espécies mostra que os fragmentos florestais da paisagem A não apresentaram somente maior riqueza (11 spp.), que os fragmentos florestais da paisagem B (4 spp.), mas também maior número de indivíduos (Figura 7). Em relação às cabruças, as da paisagem A apresentaram maior riqueza (7 spp.), em comparação às da paisagem B (4 spp.), entretanto essa relação é inversa no que diz respeito ao número de indivíduos (Figura 7).

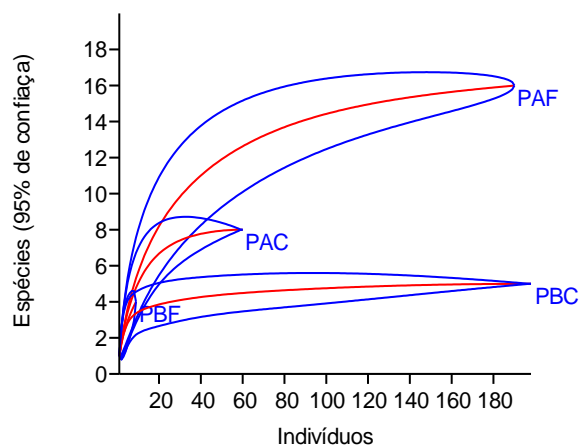


Figura 07: Curvas de rarefação dos táxons observados nas paisagens A e B nos habitats de Cabruca e Fragmento Florestal (PAF= Fragmento da paisagem A, PAC= Cabruca da paisagem A, PBF= Fragmento da paisagem B, PBC= Cabruca da paisagem B). A linha vermelha representa o valor médio das 1000 permutações.

Aproximadamente 60% das espécies presentes nas cabrucas da paisagem A também estão presentes nos fragmentos da mesma paisagem (Figura 08; Apêndice 01). Essas espécies correspondem à aproximadamente 30% do total das espécies dos fragmentos. Na paisagem B, a composição de espécies é similar entre os habitats, entretanto, a abundância das espécies nas cabrucas é aproximadamente 20 vezes maior do que nos fragmentos florestais (Figura 08; Apêndice 01).

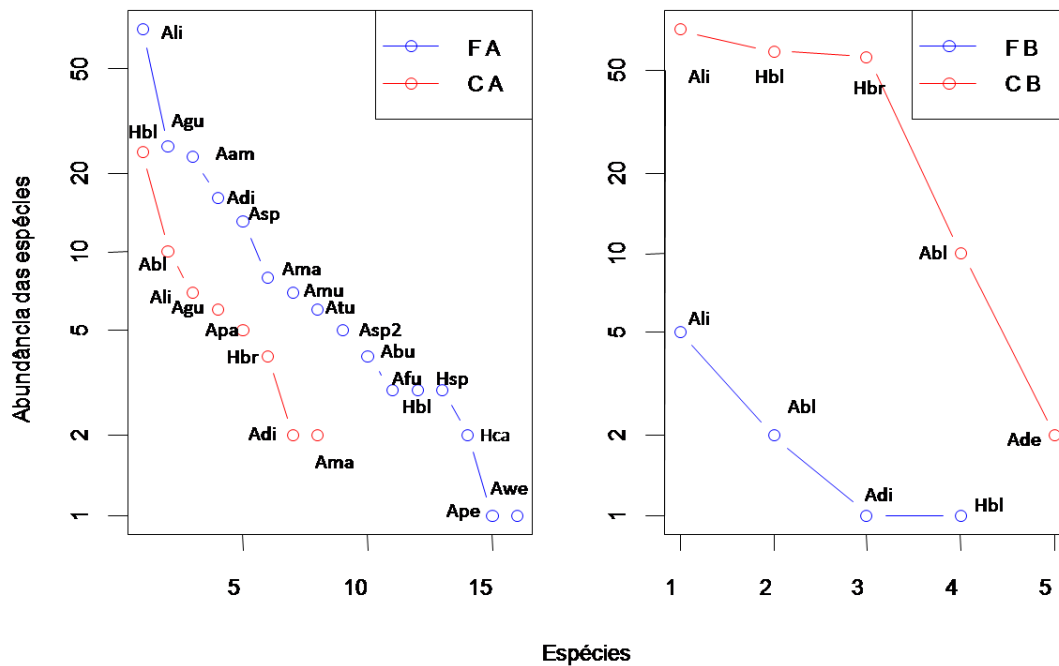


Figura 08. Curva de ranking-abundância das espécies dos ambientes de fragmento florestal e cabruca de cada paisagem (abundância de bromélias dos gêneros *Aechmea* e *Hohenbergia* em ordem decrescente de abundância; F A= Fragmento Florestal Paisagem A, C A= Cabruca da Paisagem A, F B= Fragmento Florestal da Paisagem B, C B= Cabruca da Paisagem B). Ali- *Aechmea lingulata*, Hbl- *Hohenbergia blanchetii*, Hbr- *Hohenbergia braquicephala*, Abl- *Aechmea blanchetiana*, Ade- *Aechmea depressa*, Adi- *Aechmea digitata*, Agu- *Aechmea gustavoi*, Aam- *Aechmea amorimii*, Asp- *Aechmea sp1*, Ama- *Aechmea marauensis*, Amu- *Aechmea multiflora*, Atu- *Aechmea turbinocalix*, Asp2- *Aechmea sp2*, Abu- *Aechmea burle-marxii*, Afu- *Aechmea fulgens*, Hsp- *Hohenbergia sp*, Hca- *Hohenbergia captata*, Awe- *Aechmea weberi*, Ape- *Aechmea perforata*, Apa- *Aechmea patentissima*.

## 6- DISCUSSÃO

A diversidade de espécies de *Aechmea* e *Hohenbergia* foi muito maior nos fragmentos florestais da paisagem onde as florestas são predominantes. Ao contrário do esperado, todas as demais áreas avaliadas, incluindo os fragmentos florestais da paisagem dominada por cabruca, foram relativamente semelhantes com relação à diversidade das espécies estudadas. Vale ressaltar que a riqueza nessas áreas foi relativamente baixa e nos fragmentos da paisagem dominada por cabucas foi extremamente baixa variando de zero a quatro espécies por área.

### - Árvores e forófitos

O maior número de árvores encontrado nos fragmentos florestais deve-se ao fato de que, embora as cabucas mantenham uma menor quantidade de árvores, as espécies de árvores mais finas e características de sub-bosque são em grande parte cortadas pelas práticas de manejo do cultivo (Sambuichi 2003). A diferença em relação número médio de árvores entre as paisagens pode ser devido ao maior número de árvores presentes nos fragmentos florestais da paisagem A. O fato de os fragmentos da paisagem B apresentarem menor número de árvores é em parte devido à exploração madeireira a que a região foi submetida a partir da década de 70 (Sambuichi 2003). Primeiramente para implantação do cultivo do cacau, e principalmente depois, com a quebra da cacauicultura, fase em que os produtores endividados passaram a desmatar para a venda de madeira, implantação de pastagens e diversificação da cultura (Alger e Caldas 1996). A extração seletiva de madeira somada ao desmatamento fez com que os remanescentes florestais da região ficassem expostos a um grande efeito de borda. Estudos têm demonstrado que em áreas de intenso efeito de borda, existe elevada mortalidade de árvores (Ferreira e Laurance 1997, Laurance et al. 1998).

Como esperado, as cabucas apresentam árvores com maior circunferência à altura do peito, uma vez que as plantações são caracterizadas por menor densidade e maiores alturas e diâmetro de árvores (Alves 1990). Os

forófitos presentes nesse habitat seguem o mesmo padrão, pois eles representam as árvores disponíveis para colonização nas cabruças possuindo grandes perímetros.

Estudos vêm demonstrando que a abundância de algumas epífitas tende a ser menor em ambientes florestais com intensa perturbação (Barthlott et al. 2001; Flores-Palacios e García-Franco 2004). Além disso, a menor quantidade de florestas na paisagem expõe os fragmentos nela imersos ao ressecamento, à invasão de plantas ruderais (Gascon et al. 2000) e à coleta de plantas (Tabarelli et al. 2002). Esses fatores podem ter afetado a abundância de epífitas e influenciado o baixo número de árvores colonizadas por *Aechmea* e *Hohenbergia* na paisagem B, caracterizada por pequenos fragmentos florestais em menor quantidade e imersos em uma paisagem composta predominantemente por agroflorestas.

#### - Riqueza e Abundância de *Aechmea* e *Hohenbergia*

Este estudo indicou que os de remanescentes florestais da paisagem dominada por cabruca apresentaram baixa diversidade de *Aechmea* e *Hohenbergia*. Os fragmentos florestais inseridos na paisagem com maior porcentagem de cobertura florestal (paisagem A) apresentaram maior riqueza e abundância que os fragmentos inseridos em uma matriz predominantemente agrícola (paisagem B). Entretanto não foi encontrada relação direta dos fatores riqueza e abundância com a paisagem. Os resultados sugerem que os fatores riqueza e abundância e a conservação de espécies desses gêneros dependem da qualidade dos habitats inseridos na paisagem, e não da paisagem em si. Isso contrasta com o encontrado em outros estudos realizados para diferentes grupos taxonômicos como aves e morcegos (Faria et al. 2006, 2007), e samambaias, sapos, lagartos (Faria et al. 2007) onde a paisagem foi a principal influência.

Nos fragmentos florestais da paisagem A, encontram-se mais espécies características de sub-bosque, como *Aechmea fulgens* (Siqueira-Filho e Leme 2006) e espécies endêmicas da Mata Atlântica do Estado da Bahia, como *Aechmea weberii* e *Aechmea turbinocalix* (Martinelli et al. 2008), ausentes tanto



nos habitats de cabruca quanto nos fragmentos florestais da paisagem B. Várias espécies coletadas na paisagem A possuem distribuição geográfica restrita à Mata Atlântica do Estado da Bahia (Martinelli et al. 2008), o que torna a presença dessas espécies em ambientes perturbados ainda mais difícil. O fato de essas espécies não terem sido encontradas nos fragmentos da paisagem B evidencia a dependência de algumas espécies de bromélias por ambientes preservados.

Existem várias razões pelas quais a riqueza e composição de epífitas variam em diferentes habitats (Wolf 2005; Laube e Zotz 2006). Diferenças nas condições microclimáticas, a falta de micro habitat adequado, e aumento do impacto do vento podem afetar as epífitas (Steege e Cornelissen 1989; Winkler et al. 2005). Devido a estas modificações florestais, locais perturbados tendem a conter espécies epífitas tolerantes à seca (Flores-Palacios e García-Franco 2004). Essas alterações na composição da floresta podem ter ocasionado as diferenças encontradas na abundância e riqueza dos gêneros estudados nos fragmentos florestais das paisagens A e B.

Segundo Schroth et al. (2004), o papel das agroflorestas na manutenção da biodiversidade depende da presença de florestas intactas na paisagem. Além disso, estudos têm demonstrado que a fragmentação e o isolamento geram comunidades empobrecidas, simplificadas e com pouca representatividade de espécies raras e ameaçadas (Tabarelli et al. 2004; Oliveira et al. 2004). Os resultados destes estudos ajudam a explicar a maior riqueza de espécies nas cabruças que estão imersas na paisagem dominada por florestas. Trabalhos futuros poderão verificar qual a percentagem de espécies endêmicas que são preservadas nestas áreas de cabruca.

Na paisagem B, que é predominantemente agrícola, os resultados mostram que a abundância e riqueza dos dois gêneros foram inferiores nos fragmentos florestais. Florestas sem distúrbios são escuras e úmidas, com temperaturas estáveis e sofrem pouco as ações de ventos, possuem cobertura de dossel quase contínua (Laurance et al. 2002), essas características não condizem com a realidade dos fragmentos florestais da paisagem B. Os resultados sugerem que os fragmentos, com a modificação da paisagem original, podem ter passado a funcionar como bordas. Fator evidenciado pelo

menor número de árvores encontrado nesse habitat quando comparado com os fragmentos da paisagem A (Uruçuca). Uma das consequências do efeito de borda é a elevada mortalidade de árvores, que por sua vez altera a dinâmica da abertura do dossel, e pode promover a proliferação de espécies adaptadas aos distúrbios (Laurance et al. 1998). Assim, somente plantas mais resistentes à seca como *Aechmea lingulata* e *Hohenbergia blanchetii* têm vantagem na colonização nesses ambientes. Em uma escala mais ampla, o isolamento (“insularização”) do habitat pode promover diminuição da quantidade de habitats (Collinge 1996; Honnay et al. 1999).

Ainda em relação à paisagem B (predominantemente agrícola), as cabruças apresentaram maior abundância de grupos de bromélias que os fragmentos. No entanto, essa abundância corresponde a muitos grupos compostos por poucas espécies. As espécies representadas nas cabruças, assim como as dos fragmentos florestais, da paisagem B são espécies de ampla distribuição geográfica (Martinelli et al. 2008) e que provavelmente se adaptam facilmente a diferentes tipos de ambientes. A exposição a condições de alta luminosidade das árvores das cabruças pode promover o crescimento e reprodução de bromélias epífitas (Cascante-Marín et al. 2009). Essa pode ser a explicação para o número relativamente alto de grupos encontrados nas cabruças dessa paisagem.

Esta alta densidade de bromélias nas áreas de plantio pode ser devido à maior reprodução vegetativa e à maior germinação de novos indivíduos (Alves 2005). Além disso, árvores maiores propiciam abrigo e alimento para os animais dispersores aumentando a probabilidade de serem colonizadas (Greenberg et al. 1997) e também estão há mais tempo susceptíveis a chegada de propágulos (Bennet 1986). Na paisagem predominantemente agrícola (paisagem B), com poucos fragmentos florestais e baixa porcentagem de cobertura florestal, os fragmentos florestais remanescentes não foram capazes de suportar uma diversidade representativa das bromélias estudadas. A combinação dos remanescentes florestais com a matriz dominada de cabruças parece fundamental para manter o que sobrou desses dois gêneros, uma vez que as espécies se encontram em maior quantidade nos habitats de cabruca. Vale ressaltar que a riqueza na paisagem B é muito inferior à que se registrou

na paisagem A evidenciando a necessidade de florestas em bom estágio sucessional para a manutenção das espécies dos gêneros.

A diferença encontrada em relação ao número de espécies entre as cabruças das paisagens A e B, reforça a dependência de ambientes florestados de boa qualidade na paisagem. Na paisagem A embora as cabruças sejam mais recentes, em média 15 anos, e tenham menos árvores, o número de espécies de bromélias amostrado foi maior que na paisagem B, na qual as cabruças são mais antigas, com pelo menos 30 anos de implantação.

Na paisagem A as cabruças funcionaram como dreno dos fragmentos florestais, as espécies amostradas representaram um subconjunto das contidas nos fragmentos. A provável maior umidade relativa do ar nas florestas em comparação com as cabruças pode ter influenciado na composição de espécies. Mudanças climáticas no dossel poderiam explicar por que as comunidades de epífitas em habitats alterados, como as cabruças, compreendem mais espécies tolerantes à seca (Flores-Palacios e García-Franco 2008; Wolf 2005). A diferença encontrada na paisagem A em relação à riqueza e abundância de bromélias entre fragmentos florestais e cabruças se deve, em parte, à remoção das árvores do plantio, o que torna as árvores remanescentes mais expostas às condições de alta luminosidade, dessecação, temperatura do ar e exposição aos ventos quando comparadas com interiores de florestas (Alves 2005). Além disso, a conversão das florestas em cabruças implica em uma alteração na composição da comunidade de plantas e na estrutura florestal (Sambuichi 2002), podendo afetar negativamente esses gêneros.

## 7- CONCLUSÕES

Pode-se concluir que a riqueza de *Aechmea* e *Hohenbergia* é influenciada por outros fatores que não a paisagem, como por exemplo a qualidade do habitat no qual os gêneros estão inseridos. A baixa quantidade e qualidade de floresta influencia negativamente na ocorrência das espécies destes gêneros. *Aechmea* e *Hohenbergia* foram sensíveis às alterações florestais que ocorreram no habitat de cabruca, apresentando significativa diminuição do

número de espécie. Os resultados deste estudo mostram que a qualidade dos ambientes de cabruças e fragmentos florestais inseridos na paisagem exercem grande influência na conservação dos gêneros estudados. Dessa forma, torna-se necessário avaliar não apenas a capacidade das cabruças em abrigar essas espécies, mas também a qualidade dos fragmentos florestais inseridos na paisagem de estudo, para a elaboração de estratégias de conservação.

## 8- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alger, K. and M. Caldas. 1996. Cacau na Bahia – decadência e ameaça à Mata Atlântica. *Ciência Hoje* **117**: 28-35.
- Alves, M. C. 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. Master's Thesis. University of Florida.
- Alves, T. F. 2005. Distribuição geográfica, forófitos e espécies de bromélias epífitas nas matas e plantações de cacau da região de Una, Bahia. Campinas, Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas.
- Araujo, A. C., E. A. Fischer, and M. Sazima. 1994. Floração sequencial e polinização de três espécies de *Vriesea* (Bromeliaceae) na região de Juréia, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **17**: 113-118.
- Bacles, C. F. E., A. J. Lowe and R. A. Ennos. 2006. Effective seed dispersal across a fragmented landscape. *Science*: 311-628.
- Barthlott, W., V. Schmit-Neuerburg, J. Nieder, S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* **152**: 145- 156.
- Beer, J., R. Muschler, D. Kass and E. Somarriba. 1997. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems* **38**:139-164.
- Beier, P., and R. F. Noss. 1998. Do habitats corridors provide connectivity? *Conservation Biology* **12**: 1241- 1252.
- Benítez-Malvido, J. and M. Martinez-Ramos. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* **17**: 389-400.
- Bennet, B. C. 1986. Patchiness , diversity and abundance relationships of vascular epiphytes. *Selbyana* **9**: 70-75.
- Benzing, D. H., K. Henderson, B. Kessel and J. Silak. 1976. The absorptive capacities of bromeliad trichomes. *American Journal of Botany* **63**: 1009-1014.
- Bhagwat, S. A., K. J. Willis, H. J. B. Birks and R. J. Whittaker. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 261-267.

- Bomfim, J. A., R. M. Silva, V. F. Souza, E. R. Andrade and E. Cazetta. 2013. Effects of shade cocoa plantation on artificial fruit consumption by birds in two contrasting landscapes in Southern Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **29**: 313-319.
- Brooks, T. M., S. L. Pimm and J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* **13**: 1140–1150.
- Cascante-Marín, A., J. H. D. Wolf, J. G. B. Oostermeijer and J. C. M. Den Nijs. 2008. Establishment of epiphytic bromeliads in successional tropical premontane forests in Costa Rica. *Biotropica* **40**: 441–448.
- Cascante-Marín, A., J. H. D. Wolf, J. G. B. Oostermeijer, J. C. M. Den Nijs, O. Sanahuja and A. Durán-Apuy. 2006. Epiphytic bromeliad communities in secondary and mature forest in a premontane area, Costa Rica. *Basic and Applied Ecology* **7**: 520– 532.
- Cascante-Marín, A., N. Von Meijenfeldt, H. M. H. de Leeuw, J. H. D. Wolf, J. G. B. Oostermeijer and J. C. M. Den Nijs. 2009. Dispersal limitation in epiphytic bromeliad communities in a Costa Rican fragmented montane landscape. *Journal of Tropical Ecology* **25**: 63-73.
- Cassano C. R., G. Schroth, D. Faria, J. H. C. and Delabie, L. Bede. 2009. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation* **18**: 577–603
- Castro-Hernández, J. C., J. H. D. Wolf, J. G. García-Franco and M. González-Espinosa. 1999. The influence of humidity, nutrients and light on the establishment of the epiphytic bromeliad *Tillandsia guatemalensis* in the highlands of Chiapas, Mexico. *Revista de Biología Tropical* **47**: 763–773.
- Cestari, C. and M. A. Pizo. 2008. Utilization of epiphytes by birds in a Brazilian Atlantic forest. *Ornitologia Neotropical* **19**: 97-107.
- Chapman, C. A., L. J. Chapman, K. Vulinec, A. Zanne, and M. J. Lawes. 2003. Fragmentation and alteration of seed dispersal processes: an initial evaluation of dung beetles, seed fate, and seedling diversity. *Biotropica* **35**: 382–393.

- Clark, D. A., D. B. Clark, M. R. Sandoval and C. M. V. Castro. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* **76**: 2581–2595.
- Cogliatti-Carvalho, L. and C. F. D. Rocha. 2001. Spatial distribution and preferential substrate of *Neoregelia johannis* (Carrière) L.B. Smith (Bromeliaceae) in a disturbed area of Atlantic Rainforest at Ilha Grande, RJ, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**: 389-394.
- Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* **36**: 59-77.
- Cornelissen, J. H. C., and H. T. Steege. 1989. Distribution and ecology of epiphytic bryophytes and lichens in dry evergreen forest of Guyana. *Journal of Tropical Ecology* **5**: 131-150.
- Cruz-Angón, A. and R. Greenberg. 2005. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. *Journal of Applied Ecology* **42**: 150–159.
- Delabie J. H. C., B Jahyny, I. C. Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**: 2359–2384.
- Didham, R. K. and J. H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* **31**: 17-30.
- Dietz J. M., C. A. Peres and L. Pinder. 1997. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* **41**: 289–305.
- Dunn, R. R. 2000. Bromeliad communities in isolated trees and three successional stages of an Andean Cloud Forest in Ecuador. *Selbyana* **21**: 137–143.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.

- Faria P. G., T. Wendt and G. K. Brown. 2010. A revision of *Aechmea* subgenus *Macrochordion* (Bromeliaceae) based on phenetic analyses of morphological variation. *Botanical Journal of the Linnean Society* **162**: 1-27.
- Faria, D., M. L. B. Paciencia, M. Dixo, R. R. Laps, and J. Baumgarten, 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**: 2335-2357.
- Faria D., and J. Baumgarten 2007. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**: 291–312.
- Faria, D., R. Laps, R., J. Baumgarten and M. Cetra. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **15**: 587-612.
- Ferreira, L. V. and W. F. Laurance. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* **11**: 797–801.
- Fischer, J and D. Lindenmayer. 2007. Response to Ewers and Didham: untangling the complex ecology of modified landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* **22**: 512-512.
- Flores-Palacios, A. and J. G. García-Franco. 2008. Habitat isolation changes the beta diversity of the vascular epiphyte community in lower montane forest, Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **17**:191–207.
- Flores-Palacios, A. and J. G. García-Franco. 2004. Effect of isolation on the structure and nutrient content of oak epiphyte communities. *Plant Ecology* **173**: 259–269.
- Foley, J. A., R. De Fries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**: 570–574.



- Fontoura, T. and F. A. M. Santos. 2010. Distribuição geográfica de bromélias epífitas na região de Una, nordeste do Brasil. *Biota Neotropica* **10**: 127-132.
- Fontoura, T., E. Cazetta, L. Catenacci, K. De Vleeschouwer and B. Raboy. 2010. Diurnal frugivores on the Bromeliaceae *Aechmea depressa* L.B. Sm. from Northeastern Brazil: the prominent role taken by a small forest primate. *Biota Neotropica* **10**: 351-354.
- Gascon, C., G. B. Williamson and G. A. B. Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* **288**: 1356-1358.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Toucher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* **91**: 223-229.
- Gentry, A. H. and C. Dodson. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* **19**: 149-156
- Gentry, A. H. and C. H. Dodson. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **74**: 205–233.
- Givnish T. J., K. C. Milliam, P. E. Berry and K. J. Sytsma. 2007. Phylogeny, adaptive radiation, and historical biogeography of Bromeliaceae inferred from ndhf sequence data. *Aliso* **23**: 3-26.
- Givnish T. J., K. C. Millam, T. M. Evans, J. C. Hall, J. C. Pires, P. E. Berry and J. K. Sytsma. 2004. Ancient vicariance or recent long-distance dispersal? Inferences about phylogeny and south American african disjunctions in Rapataceae and Bromeliaceae based on ndhf sequence data. *International Journal of Plant Sciences* **165**: 35-54.
- Gradstein, S. R., N. M. Nadkarni, T. Krömer, I. Holz and N. Nöske. 2003. A protocol for rapid and representative sampling of epiphyte diversity of tropical rain forests. *Selbyana* **24**: 87-93.
- Greenberg, R., P. Bichier and J. Sterling. 1997. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* **29**: 501–514.

- Griffiths, H. and J. A. C. Smith. 1983. Photosynthetic pathways in the Bromeliaceae of Trinidad: Relations between life-forms, habitat preference and the occurrence of CAM. *Oecologia* **60**: 176–184.
- Hietz, P., G. Buchberger and M. Winkler. 2006. Effect of forest disturbance on abundance and distribution of epiphytic bromeliads and orchids. *Ecotropica* **12**: 103–112.
- Hietz, P. 2005. Conservation of vascular epiphyte diversity in Mexican coffee plantations. *Conservation Biology* **19**: 391–399.
- Hietz, P. and U. Hietz-Seifert. 1995. Structure and ecology of epiphyte communities of a cloud forest in central Veracruz, Mexico. *Journal of Vegetation Science* **6**: 719–728.
- Hietz-Seifert, U., P. Hietz and S. Guevara. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* **75**: 103-111.
- Honnay, O., M. Hermy and P. Coppin. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* **87**: 73-84.
- Hylander, K. and S. Nemomissa. 2008. Home garden coffee as a repository of epiphyte biodiversity in Ethiopia. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 524–528.
- Kersten, R. A. and S. M. Silva. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em Floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**: 213-226.
- Krömer, T. and R. Gradstein. 2003. Species richness of vascular epiphytes in two primary forests and fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana* **24**: 190–195.
- Kupfer, J. A., G. P. Malanson and S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: The mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* **15**: 8–20
- Laps, R. R., P. H. C. Cordeiro, D. Kajiwara, R. Ribon, A. A. F. Rodrigues, and A. M. K. Uejima. 2003. Aves. Pages 153 - 181 in D. M. Rambaldi and D. A. S. Oliveira, editors. *Fragmentação de Ecossistemas. Causas,*

Efeitos Sobre a Diversidade e Recomendações de Políticas Públicas, MMA/SBF, Brasília, Brasil.

- Laube, S. and G. Zotz. 2006. Neither host-specific nor random: vascular epiphytes on three tree species in a Panamanian lowland forest. *Annals of Botany* **97**: 1103-1114.
- Laurance, W. F. and H.L. Vasconcelos. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* **13**: 434-451.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**: 605-618.
- Laurance, W. F., D. Pérez-Salicrup, P. P. Delamonica, P. M. Fearnside, S. D'angelo, A. Jerzolimski, L. A. Pohl and T. E. Lovejoy. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* **82**: 105-116.
- Laurance, W. F. 2001. Tropical logging and human invasions. *Conservation Biology* **15**: 4–5.
- Laurance, W. F., P. Delamonica, S. G. Laurance, H. L. Vasconcelos and T. E. Lovejoy. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* **404**: 836–836.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De-Merona, S. G. Laurance, R. Hutchings and T. Lovejoy. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* **12**: 460-464.
- Laurance, W.F. 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends in Ecology and Evolution* **13**: 411–415
- Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* **57**: 205-219.
- Lefkovich, L.P. and L. Fahrig. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling* **30**: 297-308

- Luther, H. E. 2006. An alphabetical list of bromeliad binomials. Bromeliad Society International. Sarasota, Florida.
- Malanson, G. P. and M. P. Armstrong. 1996. Dispersal probability and forest diversity in a fragmented landscape. *Ecological Modelling* **87**: 91–102.
- Martinelli G., C. M. Vieira, M. Gonzalez, P. Leitman, A. Piratininga, A. Costa and R. C. Forzza. 2008. Bromeliaceae da Mata Atlântica: lista de espécies, distribuição e conservação. *Rodriguésia* **59**: 209-258
- Martini, A. M. Z., P. Fiaschi, A. M. Amorim and J. L. Paixão. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity Conservation* **16**: 3111–3128.
- May, P. H., C. M. M. Trovatto, A. Deitenbach, G. S. Floriani, J. C. L. Dubois and J. L. Vivan. 2008. Manual agroflorestal para a Mata Atlântica. Page 196. Ministério do Desenvolvimento Agrário, Brasília.
- Mayaux P., P. Holmgren, F. Achard, H. Eva, H. J. Stibig and A. Branthomme 2005. Tropical forest cover change in the 1990's and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences* **360**: 373-384.
- McIntyre, S. and R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* **13**: 1282-1292.
- Metzger J. P., A. C. Martensen , M. Dixo, L. C. Bernacci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**: 1166-1177.
- Monteiro, J. A. F., G. Zotz, C. Körner. 2009. Tropical epiphytes in a CO<sub>2</sub> rich atmosphere. *Acta Oecologica* **35**: 60–68.
- Moorhead, L. C., S. M. Philpott, and P. Bichier. 2010. Epiphyte biodiversity in the coffee agricultural matrix: canopy stratification and distance from forest fragments. *Conservation Biology* **24**: 737–746.
- Mori, S. A., B. B. Boom, A. M. Carvalho and T. S. Santos. 1983. Southern Bahian Moist Forests. *The Botanical Review* **49**: 155-232.

- Mori, S. A., B. M. Boom, A. M. Carvalho and T. S. Santos. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in a eastern Brazilian wet forest. *Biotropica* **15**: 68-70.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58–62.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nadkarni, N. M. and T. M. Matelson. 1989. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor* **69**: 891-907.
- Nadkarni, N. M. 1986. An ecological overview and checklist of epiphytes in the Monteverde Cloud Forest. *Brenesia* **24**: 55-62.
- Nieder, J., S. Engwald, M. Klawun and W. Barthlott. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a lowland amazonian rain forest (Surumoni crane plot) of southern Venezuela. *Biotropica* **32**: 385–396.
- Oliveira L. C., S. Hankerson, J. M. Dietz and B. E. Raboy .2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation* **13**: 60–70.
- Oliveira, M. A.; A. S. Grillo, M. Tabarellii. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* **38**: 389–394.
- Pardini, R., D. Faria, G. M. Accacio, R. R. Laps, E. Mariano-Neto, M. L. B. Paciencia, M. Dixo, and J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* **142**: 1178-1190.
- Perfecto, I., J. Vandermeer. 2008. Spatial pattern and ecological process in the coffee agroecosystem. *Ecology* **89**: 915–920.
- Perfecto, I., A. Mas, T. Dietsch and J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* **12**: 1239-1252.

- Philpott, S. M., W. J. Arendt, I. Armbrecht, P. Bichier, T. Diestch, C. Gordon, R. Greenberg, I. Perfecto, R. Reynoso-Santos, L. Soto-Pinto, C. Tejeda-Cruz, G. Williams-Linera, J. Valenzuela and J. M. Zolotoff. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conservation Biology* **22**: 1093–1105.
- R Development Core, Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available at URL: <http://www.R-project.org>
- Raboy, B. E. and J. M. Dietz. 2004. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* **63**: 1-15.
- Ramírez-Morillo, I. M., G. Carnevali, and W. Cetzal-Ix. 2010. *Hohenbergia mesoamericana* (Bromeliaceae), first record of the genus for Mesoamerica. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **81**: 21- 26.
- Reis, J. R. M. and T. Fontoura. 2009. Diversidade de bromélias epífitas na Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Teimoso – Jussari, BA. *Biota Neotropica* **9**: 73-79.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. Ponzoni and M. M. Hirota. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**: 1141–1153.
- Ribon, R., J. E. Simon, G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments in the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* **17**: 1827–1839.
- Rice, R. A. and R. Greenberg. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio* **29**:167-173.
- Ricketts, N. T. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* **158**: 87-99.
- Saatchi, S., D. Agosti, K. Alger, J. Delabie and Y. J. Musinsky. 2001. Examining fragmentation and loss of primary forest in the Southern Bahian Forest of Brazil with radar imagery. *Conservation Biology* **15**: 867-875.
- Sambuichi, R. H. R., D. B. Vidal, F. B. Piasentin, J. G. Jardim, T. G. Viana, A. A. Menezes, D. L. N. Mello, D. Ahnert and V. C. Baligar. 2012. *Cabruca*

- agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiversity and Conservation* **21**: 1055–1077.
- Sambuichi, R. H. R. and M. Haridasan. 2007. Recovery of species richness and conservation of native Atlantic forest trees in the cacao plantations of southern Bahia in Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**: 3681–3701.
- Sambuichi, R. H. R. 2003. Ecologia da vegetação arbórea de cabruca–Mata Atlântica raleada utilizada para cultivo de cacau–na região sul da Bahia. Brasília, Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- Sambuichi, R. H. R. 2002. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **16**: 89-101.
- Sánchez–Azofeifa, G. A., R. C. Harris and D. L. Skole. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* **33**: 378–384.
- Santana, S. O., J. V. Ramos, M. A. M. Ruiz, Q. R. Araujo, H. A. Almeida, A. F. F. Filho, J. R. Mendonça and L. F. C. Santos. 2003. Zoneamento Agroecológico do Município de Ilhéus, Bahia, Brasil. Ilhéus, CEPLAC/CEPEC. Boletim Técnico n. 186. 44p.
- Scarano, F. R., H. M. Duarte, G. Rôças, S. M. B. Barreto, E. Amado, F. Reinert, T. Wendt , A. Mantovani, H. R. P. Lima and C. F. Barros. 2002. Acclimation or stress symptom? An integrated study of intraspecific variation in the clonal plant *Aechmea bromeliifolia*, a widespread CAM tank-bromeliad. *Botanical Journal of the Linnean Society* **140**: 391-401.
- Schroth G, D. Faria, M. Araujo, L. Bede, S. A. Van Bael, C. R. Cassano, L. C. Oliveira, J. H. C. Delabie .2011. Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation* **20**: 1635–1654
- Schroth G, C. A. Harvey. 2007. Biodiversity conservation in cocoa production landscapes—an overview. *Biodiversity Conservation* **16**: 2237–2244.
- Schroth, G., C. A. Harvey and G. Vincent. 2004. Complex Agroforests: Their Structure, Diversity, and Potential Role in Landscape Conservation.

- Pages 227-260 in G. Schroth, G. A. B. Fonseca, C. A. Harvey, C. Gascon, H. L. Vasconcelos and A. M. Izac, editors. *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington.
- Siqueira-Filho, J. A. and E. M. Leme. 2006. *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste: biodiversidade, conservação e suas bromélias*. Andrea Jakobsson Estúdio Editorial, Rio de Janeiro.
- Solis-Montero, L., A. Flores-Palacios and A. Cruz-Angón. 2005. Shade-coffee plantations as refuges for tropical wild orchids in Central Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* **19**: 908– 916.
- Sousa, G. M. 2004. *Revisão taxonômica de Aechmea Ruiz & Pavon subg. Chevaliera (Gaudich. ExBeer) Baker Bromelioideae – Bromeliaceae*. São Paulo, Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Steege H. and J. H. C. Cornelissen. 1989. Distribution and ecology of vascular epiphytes in Lowland rain forest of Guiana. *Biotropica* **21**: 331-339.
- Tabarelli, M., J. F. Marins and J. M. C. Silva. 2002. La biodiversidad brasileña amenazada. *Investigación y Ciencia* **308**: 42-49.
- Tabarelli, M., J. M. C. Silva, and C. Gascon. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* **13**: 1419-1425.
- Tabarelli, M. and C. Gascon. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* **1**: 181-188.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, M. C. Ribeiro, J. P. Metzger and C. A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human modified landscapes. *Biological Conservation* **143**: 2328-2340
- Thomas, W. W., A. M. Carvalho, de, A. M. A Amorim, J. Garrison and A. L. Arbeláez. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **7**:311-322.
- Toledo-Aceves, T., J. G. García-Franco, A. Hernandez-Rojas and K. MacMillan. 2012. Recolonization of vascular epiphytes in a shaded coffee agroecosystem. *Applied Vegetation Science* **15**: 99–107.



- Tscharntke, T., Y. Clough, S. A. Bhagwat, D. Buchori, H. Faust, D. Hertel, D. Hölscher, J. Juhrbandt, M. Kessler, I. Perfecto, C. Scherber, G. Schroth, E. Veldkamp and T.C. Wanger. 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *Journal of Applied Ecology* **48**: 619–629.
- Williams-Linera, G., V. Sosa and T. Platas. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* **16**: 36-40.
- Winkler, M., K. Hülber and P. Hietz. 2005. Effect of canopy position on germination and seedling survival of epiphytic bromeliads in a Mexican humid montane forest. *Annals of Botany* **95**: 1039–1047
- Wolf, J. H. D. 2005. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* **212**: 376–393
- Wright, S. J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* **20**: 553–560.
- Wright, S. J. and O. Calderon. 1995. Phylogenetic patterns among tropical flowering phenologies. *Journal of Ecology* **83**: 939-948.
- Zotz, G. and P. Hietz. 2001. The physiological ecology of vascular epiphytes: current knowledge, open questions. *Journal of Experimental Botany* **52**: 2067-2078.
- Zotz, G., P. Bermejo and H. Dietz. 1999. The epiphyte vegetation of *Annona glabra* on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Biogeography* **26**: 761-776.

## 9- APÊNDICE

Apêndice 1: Relação das espécies (em número de grupos) de *Aechmea* e *Hohenbergia* amostradas da Floresta Atlântica, no PESC (PAF1, PAF2, PAF3) e cabucas da paisagem (PAC1, PAC2, PAC3); e Floresta Atlântica no município de Ilhéus (PBF1, PBF2, PBF3) e cabucas da paisagem (PBC1, PBC2, PBC3).

<i>Spp</i>	PAF1	PAF2	PAF3	PAC1	PAC2	PAC3	PBF1	PBF2	PBF3	PBC1	PBC2	PBC3
<i>Aechmea amorimii</i>	1	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea blanchetiana</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	2	5	5	3
<i>Aechmea burle-marxii</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea depressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Aechmea digitata</i>	9	5	2	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Aechmea fulgens</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea gustavoii</i>	13	5	7	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea lingulata</i>	32	8	30	4	3	0	4	0	1	14	38	23
<i>Aechmea sp1</i>	6	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea marauensis</i>	5	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea multiflora</i>	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea patentissima</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea perforata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea sp2</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea turbinocalix</i>	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aechmea weberi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hohenbergia blanchetii</i>	0	0	3	6	16	0	0	0	1	12	24	26
<i>Hohenbergia braquicephala</i>	0	0	0	1	1	2	0	0	0	12	17	31
<i>Hohenbergia captata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hohenbergia sp1</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0