



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. sobre a
estrutura do componente arbóreo e regenerante na Reserva
Biológica de Saltinho, Tamandaré – PE

Recife - PE
Fevereiro/2014

SABINE GEISELER

Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. sobre a estrutura do componente arbóreo, na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré – PE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais (linha de pesquisa Ecologia e Conservação de Ecossistemas Florestais) da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Orientadora: Prof^a. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano

Co-orientadores: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

Prof. Dr. Leonaldo Alves de Andrade

Recife - PE
Fevereiro/2014

Ficha catalográfica

G313e Geiseler, Sabine
Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam.
sobre a estrutura do componente arbóreo e regenerante na
Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré – PE / Sabine
Geiseler. – Recife, 2014.
77 f. : il.

Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) -
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento
de Ciência Florestal, Recife, 2014.
Referências.

1. Invasões biológicas 2. Floresta Atlântica 3. Jaqueira
I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orientadora II. Título

CDD 634.9

SABINE GEISELER

Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. sobre a estrutura do componente arbóreo e regenerante, na Reserva Biológica de Salinho, Tamandaré – PE

Aprovada em 26/02/2014

Banca examinadora:

Ana Lúcia P. Feliciano

Profª Drª Ana Lúcia Patriota Feliciano (Orientadora)

Maria Jesus Nogueira Rodal

Profª Drª Maria Jesus Nogueira Rodal (UFRPE) – Titular

Elba Maria Nogueira Ferraz

Profª Drª Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos – Titular
(Departamento de Gestão Ambiental – IFPE)

Adriana Nascimento

Drª Adriana Nascimento – Titular
(Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade –
Jardim Botânico do Recife)

Recife – PE
Fevereiro/2014

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus.

À minha mãe, Sigrid, e à minha irmã, Susanne.

Aos meus queridos amigos Anderson Batista e a Vanessa Santos.

À equipe do Departamento de Ciência Florestal, em especial ao meu comitê de orientação.

À Reserva Biológica de Saltinho e ao mateiro Saberé.

A Capes pela concessão da bolsa de estudo.

Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. sobre a estrutura do componente arbóreo na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré – PE

Autora: Sabine Geiseler
Orientadora: Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano

RESUMO

As espécies exóticas invasoras são hoje uma das principais causas da perda de biodiversidade no planeta. Entretanto, existe uma grande lacuna dos impactos dessa introdução em relação à vegetação da Floresta Atlântica de Pernambuco. Assim, este estudo verificou os efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jaqueira) sobre o componente arbóreo da Reserva Biológica de Saltinho, PE. Para o desenvolvimento da pesquisa foi utilizada a amostragem por meio do método de quadrantes, incluindo indivíduos adultos com CAP ≥ 15 cm e para a regeneração natural CAB < 15 cm. Ao total foram amostrados 252 pontos. A análise dos dados se deu pela composição florística, avaliação do número de espécies, densidade, frequência, dominância e valor de importância dos indivíduos e pelos cálculos dos índices de diversidade e equabilidade. Também foi calculado o índice de associação entre *A. heterophyllus* e as demais espécies. No estrato adulto foram amostrados 1008 indivíduos, distribuídos em 76 espécies, 59 gêneros e 32 famílias. Os índices de diversidade e equabilidade foram 2,46 e 0,54, respectivamente. Na regeneração natural foram amostrados 1008 indivíduos distribuídos em 60 espécies, 45 gêneros e 30 famílias. Os índices de diversidade e equabilidade foram 1,8, e 0,44, respectivamente. *A. heterophyllus* apresentou os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológicos estudados, em ambos os estratos. O índice de associação entre *A. heterophyllus* e as demais espécies foi considerado muito baixo, tanto para a regeneração natural como para os indivíduos adultos. Os resultados demonstraram que *A. heterophyllus* provoca alterações negativas na composição, diversidade e estrutura da comunidade nativa, em ambos os estratos.

Palavras – chave: Invasões biológicas. Floresta Atlântica. Jaqueira.

Effects of *Artocarpus heterophyllus* Lam. population on the structure of the arboreal component of the Biological Reserve of Saltinho, Pernambuco (Brazil)

Author: Sabine Geiseler
Advisor: Ana Lícia Patriota Feliciano

ABSTRACT

Invasive alien species are now one of the main causes of biodiversity loss on the planet. However, there is a large information gap about the impacts of invasive species in the Atlantic Forest vegetation in Pernambuco (Brazil). This study evaluated the effects of *Artocarpus heterophyllus* Lam (jackfruit) population on the arboreal component of the Biological Reserve of Saltinho, Pernambuco (Brazil). The points by the quadrant method was used in this work, including adults with CAP ≥ 15 cm and natural regeneration CAB <15 cm. A total of 252 points were sampled. Data analysis included floristic composition, assessment of the number of species, total density, frequency, dominance and importance value and by calculation of diversity and evenness index. The index of association between *Artocarpus heterophyllus* and other species was also calculated. In the adults floristic survey, 1008 individuals were sampled, distributed among 76 species, 59 genera and 32 families. The diversity and evenness index were 2.46 and 0.54, respectively. For the natural regeneration 1008 individuals were sampled, distributed among 30 families, 45 genera and 60 species. The indices of diversity and evenness were 1.8 and 0.44, respectively. *A. heterophyllus* exhibited the highest values for all phytosociological parameters evaluated, in both strata. The index of association comparing *A. heterophyllus* to other species was considered very low, both for natural regeneration as well as for adults. The results showed that *Artocarpus heterophyllus* has been causing negative changes in composition, structure and diversity of the native community, in both strata.

Key words – Biological invasions. Atlantic Forest. Jackfruit.

Lista de figuras

Figura 1 - Alta produção de frutos de indivíduos de <i>Artocarpus heterophyllus</i> , Reserva Biológica de Saltinho, município de Tamandaré, PE.....	26
Figura 2 - Regeneração populacional de <i>Artocarpus heterophyllus</i> , Reserva Biológica de Saltinho, município de Tamandaré, PE. A - Início da emergência de plântulas após decomposição do fruto; B - detalhe de um trecho de regeneração da espécie.....	26
Figura 3 - Esquema de amostragem pelo Método de Quadrantes. FONTE: MORO; MARTINS, 2011.....	27
Figura 4 - Área da Reserva Biológica de Saltinho (Municípios de Tamandaré e Rio Formoso, PE). Em azul os doze focos (e respectivas matrizes) de populações de <i>A. heterophyllus</i> . FONTE: Geiseler, S. (2014).....	28
Figura 5 - Dez espécies de maior valor de importância na Reserva Biológica de Saltinho, PE, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos.....	37
Figura 6 - Reserva Biológica de Saltinho, em PE. A – Antiga casa onde morava uma família. B - Trilha no interior da Reserva.....	43
Figura 7 - Densidade da jaqueira em relação à distância da árvore matriz, na área de estudo, Rebio de Saltinho, Tamandaré, PE.....	44
Figura 8 - Espécies que apresentaram maiores índices de Regeneração Natural Total dentro das classes de altura (RNT) na área do estudo, município de Tamandaré, PE.....	49
Figura 9 - Distribuição do número de indivíduos por hectare e por classes de altura, na área estudada, município de Tamandaré, PE.....	54
Figura 10 - Densidade da jaqueira (estrato regenerante) em relação à distância da árvore matriz na Reserva Biológica de Saltinho, PE.....	55

Lista de tabelas

- Tabela 1. Famílias, espécies e números de indivíduos registrados na área de estudo localizada na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré, PE. As espécies assinaladas com asteriscos (*) são exóticas à Mata Atlântica..... 32
- Tabela 2. Parâmetros estruturais da vegetação do componente arbóreo adulto na área de estudo, município de Tamandaré, PE. Sendo: N = Número de Indivíduos; U = Unidades Amostrais; AB = Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$); DA = Densidade Absoluta ($ind \cdot ha^{-1}$); DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Relativa (%); DoA = Dominância Absoluta ($m^2 \cdot ha^{-1}$); DoR = Dominância Relativa (%); VI = Valor de Importância (%)..... 39
- Tabela 3. Índice de associação entre *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies encontradas na área de estudo, em PE..... 47
- Tabela 4. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classes de altura na área de estudo, município de Tamandaré, PE, listados em ordem decrescente de acordo com o maior RNT, onde DR= Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%) e RNC1 = Regeneração Natural na Classe 1 de altura (%); RNC2 = Regeneração Natural na Classe 2 de altura (%) e RNC3 = Regeneração Natural na Classe 3 de altura (%). Valor de importância encontrado para as espécies do estrato arbóreo regenerante, onde VI = Valor de Importância (%)..... 51
- Tabela 5. Índice de associação entre *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies encontradas na área de estudo, Reserva Biológica de Saltinho, PE. 59

Sumário

1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1 ATRIBUTOS COMUNS ÀS ESPÉCIES INVASORAS	11
2.2 VULNERABILIDADE DO AMBIENTE À INVASÃO	13
2.3 CONSEQUÊNCIAS AMBIENTAIS E ECONÔMICAS DAS INVASÕES BIOLÓGICAS	16
2.4 O PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICA	19
2.5 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA JAQUEIRA	21
2.6 POTENCIAL INVASOR DA JAQUEIRA	23
3 METODOLOGIA	26
3.1 ÁREA DE ESTUDO	26
3.2 LEVANTAMENTO DOS DADOS DA VEGETAÇÃO	27
3.3 IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA DAS ESPÉCIES	30
3.4 ANÁLISE DA ESTRUTURA DO COMPONENTE ADULTO E DA REGENERAÇÃO NATURAL	30
3.5 ÍNDICE DE ASSOCIAÇÃO ENTRE ESPÉCIES (IA)	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 ESTRATO ADULTO	32
4.1.1 Florística	32
4.1.2 Estrutura	38
4.1.3 Diversidade florística	45
4.1.4 Índice de Associação entre as espécies	47
4.2 ESTRATO REGENERANTE	49
4.2.1 Florística	49
4.2.2 Estrutura	50
4.2.3 Diversidade Florística	57
4.2.4 Índice de Associação entre espécies (IA)	58
5 CONCLUSÕES	60
REFERÊNCIAS	61

1 INTRODUÇÃO

Os seres humanos têm causado uma redistribuição sem precedentes dos seres vivos na Terra. Acidentalmente e/ou deliberadamente o homem continua a dispersar uma variedade cada vez maior de espécies através de barreiras ambientais anteriormente insuperáveis, como oceanos, montanhas, rios e zonas climáticas inhóspitas (CROWL et al., 2008).

Os primeiros processos de colonização e migração humana para os diferentes continentes a mais de 50 mil anos, foram os principais responsáveis pela transposição das barreiras geográficas e introdução de espécies em regiões fora de sua distribuição original (ELTON, 1958; MCNEELY, 2001; CAPDEVILA et al., 2006). O processo de globalização acelerou ainda mais a dispersão das espécies: as exportações agrícolas, o comércio de animais, o controle biológico, a manipulação de ecossistemas e mesmo introduções acidentais, como organismos transportados em água de lastro de navios e sementes de plantas daninhas transportadas junto com grãos, incrementaram progressivamente o movimento de espécies que alcançou no século passado níveis sem precedentes (MOYLE; ELLSWORTH, 2004). Dentre as maiores consequências desta reorganização está o acentuado aumento das invasões biológicas e, em decorrência disso, a extinção de espécies nativas (Global Invasive Species Programme - GISP, 2005).

De acordo com as definições adotadas por Richardson et al. (2000), Pyšek et al. (2004) e pela Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB, 1992) uma espécie é considerada introduzida ou exótica quando situada em um local diferente de sua distribuição natural devido à introdução mediada por ações humanas, de forma voluntária ou involuntária. Se a espécie introduzida consegue se reproduzir e gerar descendentes férteis, com alta probabilidade de sobreviver no novo hábitat, ela é considerada naturalizada ou estabelecida. Caso a espécie naturalizada expanda sua distribuição no novo ambiente, invadindo a nova região geográfica para onde foi levada, ela passa a ser considerada uma espécie exótica invasora. Segundo Pyšek et al. (2004), o que define se uma espécie exótica tornou-se ou não invasora é a sua capacidade de dispersão, de se espalhar na nova região e não necessariamente sua agressividade na competição com as espécies nativas.

Sabe-se que nem todas as espécies exóticas tornam-se invasoras e nem todas as invasoras causam grandes problemas ambientais, mas dado o grande impacto

ecológico e econômico que várias das espécies invasoras geram, o tema atingiu projeção no meio científico e político (CDB, 2010; GARDENER et al., 2012). A despeito da existência de muitas invasoras de pequeno impacto para os ecossistemas, parte das espécies invasoras é altamente agressiva, invadindo ecossistemas naturais, alterando a composição e estrutura da vegetação e ameaçando a biodiversidade nativa (RICHARDSON et al., 2000; CDB, 2010). Atualmente, as invasões por espécies exóticas são consideradas uma das principais causas diretas da perda de diversidade biológica (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; CDB, 2010).

Neste cenário, dentre as espécies que tem demonstrado relevante comportamento invasor na Mata Atlântica, destaca-se *Artocarpus heterophyllus* Lam. (INSTITUTO HÓRUS, 2010; ZENNI; ZILLER, 2011; LEÃO, 2011). Árvore originária do sudeste asiático (FERRÃO, 1993) foi introduzida em diversos países inicialmente por razões alimentícias (CRANE et al., 2002). Porém, características como crescimento inicial rápido, grande produção de sementes e boa tolerância a condições desfavoráveis para germinação conferem a *A. heterophyllus* um alto poder de invasão (INSTITUTO HÓRUS, 2010; PARKER et al., 1999).

A invasão dos sistemas florestais por espécies vegetais exóticas é considerada um problema grave, de dimensões crescentes, cuja resolução passa impreterivelmente pelo estudo do próprio processo de invasão, pela avaliação de seus impactos e pelo conhecimento das espécies invasoras.

Sendo assim, este trabalho avaliou os efeitos da população da espécie *A. heterophyllus* sobre a vegetação do componente arbóreo, tanto do estrato adulto como da regeneração natural, de um fragmento de Floresta Atlântica no estado de Pernambuco, estudando especificamente a composição florística, a estrutura, a diversidade e as associações entre espécies, com vista a subsidiar ações de manejo para fins de conservação da flora nativa local.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ATRIBUTOS COMUNS ÀS ESPÉCIES INVASORAS

Muitas tentativas vêm sendo feitas para construir listas de atributos comuns compartilhadas por invasores bem-sucedidos (KOLAR; LODGE, 2000; KEANE; CRAWLEY 2002). Entretanto, devido às infinitas variáveis que incluem fatores inerentes a cada tipo de espécie e ambiente para onde uma espécie é translocada, poucos são os resultados concretos (HOBBS; HUMPHRIES, 1995; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; BURKE; GRIME, 1996).

Características como a produção de sementes de pequeno tamanho, reprodução em idades mais jovens e grandes produções de sementes em intervalos mais curtos foram apontadas em alguns estudos como parâmetros importantes na determinação de invasões por *Pinus* e outras espécies de árvores (REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; REJMÁNEK, 1996; KOLAR; LODGE, 2001). A pequena massa das sementes tem importância pela tendência à produção de um grande número de sementes (PRIMACK, 1987; GREENE; JOHNSON, 1994), pelos mecanismos mais eficientes de dispersão (RYDIN; BORGEGARD, 1991), elevada taxa de germinação imediata (BURKE; GRIME, 1996) e menor período de dormência (TOMBACK; LINHART, 1990).

Outras evidências como a dispersão por vertebrados (para o caso das sementes grandes, > 200 mg; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996), a produção de toxinas biológicas que impedem o crescimento de outras plantas (ZILLER, 2001; HIERRO; CALLAWAY, 2003), a capacidade de parasitismo (LONSDALE, 1999; PEELER et al., 2011; WILLIAMS et al., 2013), espécies com estratégias reprodutivas múltiplas (reprodução vegetativa, por sementes e autofecundação; HUENNEKE; VITOUSEK, 1990; REJMÁNEK, 1996) pressão de propágulos (WILLIAMSON; FITTER, 1996a; LONSDALE, 1999; ESCHTRUTH; BATTLES, 2011) e alta tolerância a um ambiente heterogêneo (BAKER, 1965; MOYLE; ELLSSWORTH, 2004) também são características importantes como determinantes da invasividade de plantas.

Uma propriedade comum a várias espécies invasoras é a grande longevidade das suas sementes no solo, formando bancos de sementes mais numerosos e viáveis do que muitas das espécies nativas (CRONK; FULLER, 1995). Segundo Baker (1991), espécies que apresentam várias destas características têm uma maior

probabilidade de serem altamente invasoras em relação às aquelas que apresentam apenas algumas delas.

O sucesso da invasão para determinados pesquisadores está relacionado com a abundância e distribuição natural da espécie invasora (LAWTON, 1993; HANSKI, 1993). Espécies com densidades menores tendem a ter pequenas faixas de distribuição e portanto serem invasores menos bem-sucedidos e espécies abundantes são melhores invasores, existindo, no entanto, exceções (WILLIAMSON; FITTER, 1996b). Uma espécie que desenvolve comportamento invasor, numa determinada região, tem fortes potencialidades para se tornar invasora em outra região com características semelhantes (EWEL et al., 1999).

Características genéticas podem promover grande plasticidade fenotípica ou potencial para uma rápida alteração evolutiva (SAKAI et al., 2001). A plasticidade fenotípica é bastante citada como um atributo importante para a colonização de novas áreas uma vez que a espécie precisa ser hábil para enfrentar uma série de diferentes condições ambientais (BAKER 1965; GRAY 1986; WILLIAMSON; FITTER, 1996a). Características como *r*-estrategista (ou seja, uso pioneiro do habitat, curto tempo de germinação, altas taxas de crescimento e tamanho pequeno; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996), capacidade de alternância entre as estratégias *r* e *k*, e flexibilidade ecológica, são determinantes para o êxito da invasão (SAKAI et al., 2001). Em novas situações, os indivíduos podem ajustar-se fisiológica ou morfológicamente, mesmo durante a fase do estabelecimento, determinando assim seu sucesso como invasor (BAKER, 1991; VERMEIJ, 1996; ROSECCHI et al., 2001).

Muitos estudos têm evidenciado os efeitos alelopáticos de plantas exóticas sobre as comunidades naturais (VAUGHN; BERHOW, 1999; CALLAWAY; ASCHEHOUG, 2000; HIERRO; CALLAWAY, 2001; CALLAWAY, 2003; RIDENOUR). Estas espécies podem, por supressão aleloquímica, invadir comunidades vegetais pré-existentes e retardar sua substituição por outras plantas. Os efeitos químicos causados no solo por tais vegetais limitam o estabelecimento de outras espécies (HIERRO; CALLAWAY, 2003). É o caso da *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Leucena), planta originária do México, reconhecida como uma espécie invasora altamente agressiva, cujos efeitos alelopáticos têm demonstrado inibir o crescimento de algumas espécies nativas (HÓRUS, 2010; GISP, 2005).

A despeito de todas as hipóteses anteriormente mencionadas em alusão aos atributos das espécies introduzidas que lhes permitem invadir com sucesso e manter suas populações, alguns autores defendem que qualquer espécie pode se tornar uma invasora de sucesso assim como qualquer ecossistema pode ser invadido por espécies invasoras (MOYLE; LIGHT, 1996; MOYLE; ELLSSWORTH, 2004). Determinar com precisão as características que torna uma espécie uma boa invasora parece ser, no presente, ainda uma tarefa difícil. Sem dúvida, o sucesso ou o fracasso da maioria das invasões depende da interação de vários fatores e qualquer conclusão acerca dessas hipóteses requer pesquisas complementares (LODGE, 1993).

2.2 VULNERABILIDADE DO AMBIENTE À INVASÃO

A suscetibilidade de uma comunidade à invasão por espécies exóticas consiste em saber quais de suas propriedades intrínsecas podem afetar ou não o estabelecimento e, principalmente, a sobrevivência da espécie invasora (LONSDALE, 1999). Diversas teorias procuram explicar essa suscetibilidade, porém devido à complexidade dos sistemas ecológicos, é extremamente difícil prever onde as espécies introduzidas serão bem-sucedidas. De uma maneira geral, as principais características dos ambientes invadidos incluem: isolamento geográfico e histórico, baixa diversidade de espécies nativas, altos níveis de distúrbio por atividades humanas, ausência de inimigos co-adaptados, incluindo competidores, predadores, parasitas e doenças (FOX; FOX, 1986; BLATZ; MOYLE, 1993; WOLFE, 2002; BOHN et al., 2004).

Charles Elton, um dos primeiros cientistas a escrever sobre invasões biológicas, propôs, em 1958, que as espécies invasoras são mais prováveis de se estabelecer em áreas que sofreram alterações antrópicas e em áreas com comunidades relativamente simples, como ilhas e dunas do deserto (ELTON, 1958). As comunidades de ilhas, por exemplo, são relativamente pobres em número de espécies nativas e, portanto, não possuem as adaptações necessárias para escapar da competição ou predação das espécies recém-chegadas (MACK et al., 2000; MOYLE; ELLSSWORTH, 2004).

Elton (1958) refere-se a este fenômeno como uma “baixa resistência de uma comunidade à invasão”. De acordo com o autor, a resistência às invasões por uma

comunidade aumenta em proporção ao número de espécies na comunidade. Ou seja, ambientes com maior diversidade biológica tendem a apresentar menor suscetibilidade à invasão. Esta pode ser considerada uma variação da hipótese do nicho vago, pois quanto maior a riqueza, menor a probabilidade de haver espaço para espécies introduzidas, uma vez que os recursos do sistema estão sendo utilizados mais integralmente (FOX; FOX, 1986). Ainda assim, existem exemplos de espécies invasoras que se estabelecem em comunidades maduras, mais estáveis, como nos fynbos, na África do Sul (HIGGINS et al., 1999). Os fynbos possuem uma enorme diversidade florística, porém são bastante suscetíveis às invasões por árvores, em especial do gênero *Pinus* (ZILLER, 2000).

Em uma revisão global sobre invasões de plantas, Levine (2000) afirma que, em geral, as comunidades vegetais mais diversas são as mais prováveis de serem invadidas. A teoria de Charles Elton funcionaria para explicar a maior suscetibilidade à invasão observada em ilhas oceânicas, onde a diversidade tende a ser limitada em função do isolamento, assim como a carga genética das populações (TILLMAN, 1997).

Outra hipótese bastante aceita no meio científico é a ausência de inimigos naturais (*Enemy Release Hypothesis - ERH*), que testa o conceito do “escape de limitações bióticas”. Muitas espécies exóticas chegam a novas regiões não nativas com a vantagem de estarem livres de seus habituais competidores, predadores, patógenos e parasitas. Isto pode traduzir-se em um poderoso benefício para os imigrantes uma vez que, a ausência de tais ameaças pode acarretar grandes diferenças em crescimento, longevidade e salubridade (COLAUTTI, 2004). A ideia por trás deste mecanismo seria que as espécies invasoras teriam mais recursos disponíveis para poder investir em sobrevivência e reprodução. Wolfe (2002) testou essa hipótese medindo a herbivoria e o ataque por fungos em *Silene latifolia* Poir., na Europa (seu ambiente natural) e na América do Norte. O autor encontrou danos menores às populações da América do Norte. Além disso, tais populações evoluíram de tal forma que investiram em menos atributos defensivos, como tricomas. Em vez disso, cresceram mais rápido e produziram mais flores (BLAIR; WOLFE, 2004).

De acordo com esta hipótese, uma espécie invasora persiste e se prolifera não por possuir um conjunto de características extraordinárias, e sim por ter sido colocada num ambiente onde possui vantagens competitivas (MACK et al., 2000; KEANE; CRAWLEY, 2002). Para alguns autores a teoria da fuga de restrições

bióticas é a hipótese mais simples para explicar o sucesso de um invasor e também fornece mais opções ao controle biológico em meio às alternativas de controle geralmente acatadas (MACK et al., 2000). Esse controle biológico pode dar-se através da introdução de inimigos naturais específicos na área invadida, porém é importante observar que estas espécies introduzidas usadas para controlar outras também podem tornar-se invasoras, uma vez que igualmente estarão livres de seus habituais competidores, predadores, parasitas e doenças (CRAWLEY, 1989; KEANE; CRAWLEY, 2002; PARKER; GILBERT, 2007).

O aumento na disponibilidade dos recursos naturais foi proposto por Davis et al. (2000) como a causa que torna uma comunidade mais susceptível à invasão. Conhecida como a Teoria Geral da Invasibilidade, baseia-se nos pressupostos de que uma espécie para se tornar invasora necessita de recursos disponíveis, tais como água, luz ou nutrientes, e que terá tanto mais sucesso quanto menos intensa for a competição por esses recursos por parte das espécies nativas. Sendo assim, qualquer fator que aumente a disponibilidade de um recurso limitante aumentará a vulnerabilidade da comunidade à invasão (DAVIS et al., 2000; DAVIS; PELSOR, 2001). Este aumento pode ser causado tanto pela diminuição do uso dos recursos pela vegetação nativa, como pelo aumento do fornecimento do mesmo.

Está bem documentado no meio científico que as perturbações nos ambientes naturais facilitam a dispersão e o estabelecimento de espécies invasoras (ELTON, 1958; HOBBS; HUENNEKE, 1992; D'ANTONIO et al., 1999; HIERRO et al., 2006), especialmente após a redução da diversidade original por extinção de espécies ou superexploração (MACK et al., 2000; MOYLE; ELLSSWORTH 2004). Essas perturbações podem ser naturais, como incêndios e cheias ou antrópicas, em função de desmatamentos, queimadas, uso para agricultura, pastagens e outras formas de ocupação (MACK et al., 2000; ESCHTRUTH; BATTLES, 2009; ANDERSON et al., 2013). A recorrência de perturbações ao meio aumenta a suscetibilidade das comunidades à invasão (RICHARDSON; COWLING, 1992; SIMBERLOFF; VITOUSEK et al., 1996; Van HOLLE, 1999) e uma vez estabelecida a dominância das invasoras, o estabelecimento de outras espécies competidoras no processo de sucessão natural pode ficar inibido em função da crescente limitação dos recursos (HUGHES; VITOUSEK, 1993).

Outros fatores, como ambientes recipientes com clima semelhante ao registrado no local de origem das espécies exóticas também apresentam maior vulnerabilidade

(SUTHERST, 2000; RADOSEVICH et al., 2003; PERRINGS et al., 2005). Além disto, repetidas introduções apresentam elevada correlação com estabelecimentos bem-sucedidos de espécies exóticas uma vez que aumentam a pressão de propágulos (WILLIAMSON; FITTER, 1996b; MAGNUSSON, 2006; COHEN et al., 2007).

Muitos pesquisadores admitem ser ainda bastante difícil determinar com precisão quais fatores influenciam na vulnerabilidade de uma comunidade à invasão e portanto ainda não existe uma teoria única sobre o assunto (CUMMING, 2002; ENSERINK, 1999).

2.3 CONSEQUÊNCIAS AMBIENTAIS E ECONÔMICAS DAS INVASÕES BIOLÓGICAS

Os impactos das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas, comunidades e ecossistemas naturais tem sido amplamente reconhecido por décadas (ELTON, 1958; LODGE, 1993; SIMBERLOFF, 2005) e as espécies invasoras têm sido vistas como um componente significativo nas mudanças globais (VITOUSEK et al., 1996; BROOKS et al., 2004; CBD, 2010).

Estas espécies vêm provocando inúmeras consequências negativas sobre os interesses econômicos sejam eles locais, nacionais ou mundiais (PIMENTEL et al., 2000). Uma estimativa feita em 2005 revelou que as espécies exóticas invasoras custam aos Estados Unidos mais de 120 bilhões de dólares por ano (PIMENTEL et al., 2005). Em todo o mundo, as perdas na agricultura são estimadas em até 248 bilhões de dólares por ano (BRIGHT, 1999). No Brasil, apesar de ainda haver relativamente pouca informação disponível sobre o assunto, a estimativa das perdas econômicas anuais relacionadas a plantas exóticas invasoras em lavouras está em torno de 42,6 bilhões de dólares por ano (PIMENTEL et al., 2001).

Além dos problemas econômicos, as espécies exóticas invasoras geram graves consequências para a biodiversidade. Numerosos estudos têm resumido os impactos das espécies invasoras sobre as nativas e sobre a estrutura da comunidade e do ecossistema (PARKER et al., 1999; STEIN et al., 2000; MOONEY; HOBBS, 2000; PYŠEK; RICHARDSON, 2010). As invasões biológicas tendem a promover a substituição de comunidades com elevada biodiversidade por “comunidades” monoespecíficas de espécies invasoras ou com diversidade biológica reduzida (LUGO, 1988).

Espécies exóticas invasoras podem transformar a estrutura e a composição das espécies de um ecossistema por repressão ou exclusão de espécies nativas, seja de forma direta, pela competição por recursos, ou indiretamente, pela alteração na forma com que os nutrientes circulam através do sistema (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; CRONK; FULLER, 1995). Na Caatinga da Paraíba, por exemplo, há estudos que mostram que a invasão da algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.) provoca perda de biodiversidade e pode reduzir a disponibilidade de água (ANDRADE et al., 2008; PEGADO et al., 2006). Esta espécie atinge o lençol freático profundo e pode exaurir reservas vitais de água em ambientes onde esse recurso é escasso, o que tende a prejudicar o funcionamento do ecossistema e reduzir a disponibilidade de água para populações humanas e atividades agrícolas (ANDRADE et al., 2008). A espécie é classificada, na África do Sul, como a segunda espécie exótica invasora que mais consome água e, portanto, prioritária para controle no país (LEÃO, 2011). Segundo Andrade et al. (2008), a invasão por *Prosopis juliflora* também diminui drasticamente a riqueza de árvores e arbustos nativos e compromete a regeneração natural da vegetação nativa.

Quando se verifica a alteração da disponibilidade de nutrientes no solo, as consequências podem ser mais graves e prolongadas em ecossistemas naturalmente pobres em nutrientes. Nestas condições, as espécies invasoras podem ainda facilitar a invasão por outras espécies exóticas, as quais de outra forma, não teriam capacidade para invadir um ecossistema com baixo teor em nutrientes (VITOUSEK et al., 1987).

As espécies invasoras podem afetar indiretamente as espécies nativas através da modificação das características físicas do ecossistema como alterações no ciclo hidrológico da área invadida (ZVALETA, 2000) e dos processos geomorfológicos (VITOUSEK et al., 1987), por exemplo. Muitas destas espécies podem ainda causar mudanças nos regimes de queimada (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; D'ANTONIO, 2000; BROOKS; PYKE, 2001; BROOKS et al., 2004) através de variações da taxa de expansão do fogo, sua intensidade, frequência e probabilidade da ocorrência, o que se agrava quando a espécie invasora é estruturalmente muito diferente da espécie nativa (BROOKS et al., 2004; MONTY et al., 2013;).

Dentre as características que levam uma espécie a interferir no regime de fogo, pode-se citar a umidade das partes mortas e vivas, a biomassa e a distribuição vertical e horizontal (D'ANTONIO, 2000). Um exemplo bastante difundido de uma

espécie invasora que causou enormes mudanças nos regimes de fogo e em outras propriedades do ecossistema é a *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl., na África. Sua invasão modificou a frequência de incêndios em todas as áreas de sua ocorrência, a ponto das espécies nativas não conseguirem se recuperar (VAN WILGEN; RICHARDSON, 1985; VAN WILGEN et al., 1990).

Impactos genéticos das espécies invasoras sobre as nativas também podem ocorrer. As atividades humanas tem afetado a taxa ou a distância de dispersão de algumas espécies através da criação ou eliminação de barreiras naturais, colocando em contato populações que foram previamente isoladas. Quando isto envolve várias linhagens genéticas distintas (por exemplo, subespécies ou espécies) proporciona uma oportunidade para a hibridização (STORFER et al., 2010; CRISPO et al., 2011).

A hibridação entre uma espécie invasora e uma nativa pode acarretar na criação de um novo genótipo híbrido (MICHAELIDES et al., 2013), que pode ser ainda mais invasivo que o original (THOMPSON, 1991; WILLIAMSON, 1996; PARKER et al., 1999). Também é possível a produção de híbridos estéreis o que pode ocasionar a eliminação de uma espécie através da perda de gametas da população (RHYMER; SIMBERLOFF, 1996; TRENHAM et al., 1998), um perigo em particular quando a espécie nativa é rara.

Em função da grande escala e do aumento dos problemas associados às espécies exóticas invasoras, a atenção da sociedade global voltada para esse tema vem sendo cada vez maior (CDB, 2010). Diversos estudos já demonstraram que prevenir novas introduções por uma espécie exótica ainda é a iniciativa mais eficaz em termos econômicos e ecológicos (ZILLER et al., 2007) e, especificamente para espécies vegetais, que podem acumular um banco de sementes no solo de seu novo ambiente, a erradicação após seu estabelecimento torna-se bastante difícil.

Trabalhando-se com estratégias de prevenção, os custos são menores e as chances de resolver os problemas são maiores quando comparadas às estratégias de controle pós-invasão. Os custos de controle de uma espécie exótica invasora são crescentes com o passar do tempo, e, por vezes, em estágios avançados de invasão, torna-se praticamente impossível a sua erradicação (MOHLER, 2001; RADOSEVICH et al., 2003; SHELEY; KRUEGER-MANGOLD, 2003; SMITH et al., 2006).

2.4 O PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICA

O processo de invasão varia de acordo com múltiplos fatores, nomeadamente as características da espécie invasora, as características do ecossistema invadido e as interações com as espécies nativas (REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; LOCKWOOD et al., 2005).

Segundo Vermeij (1996) o processo de invasão pode ser dividido em três etapas sucessivas: chegada ou introdução, estabelecimento e integração. A chegada corresponde à dispersão da espécie exótica na nova região, que pode ocorrer de forma intencional ou não (VERMEIJ, 1996; MACK et al., 2000;). Para que a introdução ocorra, a espécie terá que superar barreiras geográficas de dispersão entre seu hábitat natural e o novo e ser movida para fora de sua escala nativa (VERMEIJ, 1996). Assim, através da água do lastro de um navio ou importada intencionalmente para horticultura, por exemplo, a espécie chega a uma nova área. A probabilidade de sobrevivência e reprodução da espécie exótica no novo ambiente depende inicialmente da habilidade de seus propágulos em sobreviver por longos períodos de transporte (GISP, 2005). A maioria dessas espécies falha nesta tentativa de chegada (LONSDALE, 1999). Desde o momento da chegada ao novo ambiente, as espécies exóticas interagem com o ecossistema alóctone. Essas interações, juntamente com outros fatores, como a resistência do ambiente às invasões, determinam se a espécie conseguirá se estabelecer (MACK et al., 2000).

O estágio seguinte é o de estabelecimento da espécie exótica. Essa etapa se define quando a espécie pode ser encontrada no novo ambiente distribuída em populações auto-sustentáveis através da reprodução local e de recrutamento (RADOSEVICH et al., 2003; GISP, 2005). Neste estágio pode-se dizer que a espécie está naturalizada (RICHARDSON et al., 2000; PYŠEK et al., 2004). Uma espécie naturalizada pode permanecer estável, com uma pequena população durante tempo variável até que algum fenômeno facilite o aumento da sua distribuição (GISP, 2005). Frequentemente, esta “facilitação” pode ser uma perturbação natural, como fogo ou tempestade, ou antropogênica, como alterações no uso da terra, ou construções de infraestruturas. As perturbações traduzem-se, muitas vezes, por aberturas de clareiras o que constitui uma excelente oportunidade para uma espécie invasora se fixar (REJMANEK, 1996). Em resultado das alterações globais, é

provável que no futuro algumas destas perturbações se tornem mais frequentes, o que poderá agravar muitos problemas de invasão biológica (DAEHLER, 2003).

A integração, última etapa do processo de invasão, ocorre quando a espécie exótica cria relações ecológicas com outras espécies da nova região, passando a interagir com as espécies de animais e vegetais que a rodeiam, competindo, com vantagens, com as espécies autóctones. Ela expande sua distribuição no novo ambiente, invadindo novas regiões geográficas para além de onde foi levada (VERMEIJ, 1996; GISP, 2005). Em consequência, estas espécies promovem alterações do equilíbrio das espécies nativas, modificando significativamente a comunidade invadida (VERMEIJ, 1996).

Estas definições estabelecem um quadro dinâmico para o processo de crescimento de uma invasão biológica. Neste sentido, uma espécie introduzida pode sobreviver sem causar danos por um período indeterminado de tempo até que esteja habilitada a ultrapassar certas restrições ambientais, reproduzir-se e formar uma população, tornando - se estabelecida. Com o tempo, esta espécie pode avançar de forma significativa sobre ambientes naturais e mesmo sobre sistemas produtivos, transformando-se, assim, em invasora. O período de tempo necessário para que isso aconteça depende da espécie e das condições locais, não sendo possível prevê-lo (GISP, 2005).

É possível que alguns indivíduos de uma população já estabelecida se dispersem e constituam novas populações satélites ou focos em locais distantes da principal frente de avanço da ocupação que terão as mesmas características da primeira população (RADOSEVICH et al., 2003). O recrutamento satélite atua como uma nova fonte dispersora de propágulos, pois apresenta elevado potencial de invasão pelo contínuo aporte de sementes (COOK, 1980). Desta forma, espécies com esta estratégia de dispersão terão maior facilidade para ocupar maiores áreas e em menor espaço de tempo no seu novo ambiente e, a partir desta fase, a espécie pode se integrar à flora nativa (RADOSEVICH et al., 2003).

Acredita-se que apenas 10% das espécies introduzidas se tornarão estabelecidas, enquanto 10% dessas se tornarão nocivas (WILLIAMSON; FITTER, 1996a). Este valor serve de orientação geral, sendo comum que estes valores oscilem entre 5-20% (WILLIAMSON, 1996).

Portanto, o sucesso dos processos de invasão depende não só dos atributos das espécies invasoras, mas também da natureza, da história e da dinâmica dos

ecossistemas invadidos. A pressão dos propágulos, considerando o número de propágulos da espécie invasora introduzidos no habitat, e o momento da sua introdução, são também considerados determinantes no sucesso de uma espécie invasora (DAEHLER, 2003).

2.5 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA JAQUEIRA

A espécie *Artocarpus heterophyllus* Lam., conhecida popularmente como jaqueira, pertence à família Moraceae e tem como sinonímia botânica *Artocarpus integrifolius* L.f. (M.B. GARDEN, 1983). É uma árvore de grande porte, podendo atingir 25 metros de altura e seu tronco pode chegar a um metro de diâmetro (CRANE et al., 2002). Seu fruto, a jaca, é considerado um dos maiores frutos comestíveis do mundo, frequentemente pesando mais de 20kg (RAHMAN et al., 1995; REDDY et al., 2004). A polinização de suas flores ocorre através de insetos ou pelo vento e em condições ideais de cultivo, pode frutificar em três ou quatro anos (CRANE et al., 2002). Cada árvore pode chegar a produzir mais de 100 frutos em um ano e cada fruto possui em média 500 sementes (THOMAS, 1980; CRANE et al., 2002). Esta espécie apresenta preferência por clima quente e úmido, como o que predomina na floresta Atlântica, embora também ocorra em regiões mais secas, como o Cerrado (ANDRADE, 2013). Os frutos possuem taxa de predação relativamente alta (SODHI et al., 2003) e dentre seus dispersores nativos são mencionados roedores, macacos e porcos selvagens (PRIMACK et al., 1985; KHAN, 2004).

Todas as partes da jaca podem ser utilizadas como alimento para consumo humano ou como alimento para o gado (THOMAS, 1980; ELEVITCH; WILKINSON, 2000; CRANE et al., 2002). Suas sementes cozidas ou assadas são comestíveis, ricas em amido, assim como seu fruto. No Brasil, distinguem-se três variedades de jaca: a dura, a mole e a manteiga. A jaqueira, da variedade dura, produz os maiores frutos e bagos de consistência rígida. A jaca mole, é menor, é mais doce com consistência mole. A jaca manteiga possui uma variedade de bagos de consistência intermediária entre os das duas primeiras (SILVA et al., 2007b) O fruto, as sementes e as folhas podem ser picadas ou moídas e ser utilizadas como forragem, servindo de ração para aves domésticas, suínos e ruminantes (REDDY et al., 2004).

A árvore também é conhecida por sua madeira (THOMAS, 1980). Possui coloração branco-amarelada, escurecendo quando exposta ao ar, é bastante usada para a fabricação de móveis e a construção naval, especialmente para cavername e outras partes dos navios. É uma das principais madeiras para construção mista (carpintaria e marcenaria) pela particularidade de não oxidar em contato com metais (MAHESWARI; SINGH, 1965). Toda a planta possui látex e quando este é aquecido pode ser usado como uma cola para aderir porcelana e cerâmica ou como calafetagem de barcos. O látex contém resinas que podem ter utilização em vernizes e também em armadilhas para insetos e algumas espécies de aves (CAMPBELL; LESDESMA, 2003). Atividades antiinflamatória, antiglicêmica e antioxidante também são conhecidas para a espécie (PEREIRA; KAPLAN, 2013).

A jaqueira é cultivada em diversas partes da África, Suriname, Caribe, Flórida, Austrália, Brasil, ilhas do Pacífico e muitos outros países de clima tropical (THOMAS, 1980; MURALIDHARAN et al., 1997). É de particular importância na Índia onde grande parte da população utiliza seu fruto como alimento incluso na dieta diária (SOEPADMO, 1992; THAMAN; ALI, 1993; PRAKASH, et al., 2009).

2.6 POTENCIAL INVASOR DA JAQUEIRA

A jaqueira é uma espécie nativa do sudeste asiático (THOMAS, 1980; CRANE et al., 2002; REDDY et al., 2004) e chegou ao Brasil trazida pelos portugueses, no século XVII (PRESTES, 2000), dentro de uma política mercantilista que visava a aclimação de plantas e especiarias de origem asiática. Nas últimas décadas sua distribuição tem abrangido praticamente todo território nacional, com certa amplitude de habitats, podendo ser observada colonizando áreas abertas e áreas de mata, ambas associadas a ambientes antropizados (CARAUTA, 2002). Existem poucos estudos sobre o potencial invasor das jaqueiras no Brasil. Segundo o Instituto Hórus (2010), os principais locais de ocorrência referem-se às áreas onde as vegetações são típicas de Floresta Atlântica, incluindo Parques Nacionais e Municipais, Ilhas e áreas urbanas do Nordeste e Sudeste brasileiro. Em todas as áreas em que as jaqueiras foram localizadas, estas se encontravam ocupando espaços de florestas, substituindo a vegetação nativa, reduzindo habitats para a flora e a fauna nativas (HÓRUS, 2010). Além disso, é documentado que esta espécie impede a germinação

de sementes de outras espécies por ação alelopática (KUMAR et al., 2006; PERDOMO; MAGALHÃES, 2007; HÓRUS, 2010; LEÃO et al., 2011).

Siqueira (2006) realizou um estudo de propagação e dispersão de espécies nativas e exóticas no Campus da Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro, em um período de cinco anos. Das 23 espécies exóticas estudadas, a que mereceu maior destaque foi *Artocarpus heterophyllus*, juntamente com *Impatiens walleriana* Hook. f., devido à grande produção de sementes e ao crescimento acelerado de sua população. Os estudos comprovaram os dois modos de dispersão da jaqueira, barocoria e zoocoria. A dispersão por zoocoria é feita por espécies como o gambá e os macacos sagüis, que estão entre os principais dispersores, carregando para longe suas sementes. Na dispersão por barocoria o autor relata sobre o grande número de sementes por fruto, que formam um banco de sementes com quase 100% de viabilidade, além da numerosa quantidade de plântulas desenvolvidas, que segundo o autor, em três anos atingiram seis metros de altura. O estudo demonstrou a eficiência da espécie em ocupar o espaço de espécies nativas, ampliando sua população, competindo com estas por nutrientes e causando um sombreamento que impedia o crescimento e estabelecimento das outras espécies.

Em uma pesquisa sobre a estrutura de populações de *A. heterophyllus*, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, Abreu (2008) concluiu que a espécie em questão, ao ser comparada com espécies nativas, apresenta maiores valores de área basal, o que indica a dominância dessa espécie sobre as nativas. A jaqueira aclimatou-se no Parque, demonstrando por meio dos resultados encontrados pelo autor sua competitividade e agressividade em relação às demais espécies.

Avaliando o papel de pequenos mamíferos sobre a dispersão de sementes em uma unidade de conservação da floresta Atlântica, Pinto (2011) demonstrou que, principalmente, roedores são grandes dispersores de sementes na área e encontrou o gênero *Trinomys* como o principal dispersor de *A. heterophyllus*, considerada invasora no local de estudo. O trabalho demonstrou a preferência dos predadores por sementes de espécie exótica em detrimento de sementes nativas. Uma vez que a dispersão de sementes atua no recrutamento de novos indivíduos de plantas, a autora alerta a necessidade de um plano de manejo desta espécie no local estudado para evitar que grupos de animais continuem a dispersar *A. heterophyllus* o que, em longo prazo, vem restringindo o estabelecimento de espécies originais da área.

Outros trabalhos também vêm demonstrando possíveis efeitos das jaqueiras sobre as espécies vegetais nativas brasileiras, podendo causar exclusão de espécies (ABREU; RODRIGUES, 2010; OLIVEIRA et al., 2011a; FABRICANTE et al., 2012) alterações sobre as características da serrapilheira local na presença de jaqueiras (ROHR, 2008) e diminuição da riqueza e modificação na composição de espécies animais (BERGALLO et al., 2009; RAICES, 2011; SANTOS, 2013).

Sendo assim, a ocupação de jaqueiras tem chamado a atenção de estudiosos para o perigo das espécies exóticas invasoras, principalmente, para as unidades de conservação, sendo considerada por muitos gestores invasora na região da Floresta Atlântica, levando-os a controlar sua população através da remoção das plântulas e anelamento dos indivíduos adultos, a fim de evitar a reprodução da espécie (ALMEIDA, 2007).

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Reserva Biológica (Rebio) de Saltinho inicialmente foi criada como Estação Florestal Experimental (Eflex) e redefinida sua categoria de manejo para Reserva Biológica pelo Decreto nº 88.744/1983. Está situada ao sul do estado de Pernambuco, abrangendo os municípios de Tamandaré e Rio Formoso, entre as coordenadas 08°44'13" e 08°43'09" Latitude Sul e 35°10'11" e 35°11'02" Longitude Oeste, possuindo uma área total de 475,21 hectares (IBAMA, 2003).

O clima que predomina na Reserva Biológica de Saltinho é caracterizado pelo tipo As' (úmido), da classificação de Köppen, no qual prevalecem as chuvas no outono-inverno, com média de precipitação pluviométrica de 1.500 mm e com temperatura média anual entre 22°C e 26°C. A vegetação dominante na Reserva é a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, constituída por formações florestais secundárias, em processo de regeneração natural, originários de plantios de espécies exóticas e nativas. A cultura predominante nas áreas circunvizinhas é a canaveira (IBAMA, 2003).

A categoria de Reserva Biológica não permite qualquer uso público na área, a não ser visitação com fins educativos e de pesquisa, devidamente autorizada pelo órgão gestor da Unidade e com restrições previstas em regulamento (SNUC, 2000). A Rebio Saltinho está inserida em outra unidade de conservação, a Área de Proteção Ambiental (APA) de Guadalupe e encontra-se sob a administração do Instituto Chico Mendes de Conservação da Natureza (ICMBio; PERNAMBUCO, 1997).

A Reserva é um dos últimos remanescentes da Floresta Atlântica na região Nordeste. Parte da Rebio ainda se encontra bastante preservada, ou em plena recuperação, indicando que a mesma possa abrigar uma grande diversidade de espécies animais e vegetais. Devido à riqueza de madeiras de lei e de outras espécies florestais vulneráveis e ameaçadas de extinção, a Reserva assume importante papel na manutenção da diversidade genética da flora local. Por possuir espécies de aves ameaçadas de extinção, além de espécies da herpetofauna endêmicas da região, a Reserva detém um status singular na preservação e conservação da diversidade genética dessas espécies (IBAMA, 2010). Apesar disso, a Rebio de Saltinho possui muitas espécies exóticas em seu interior, a exemplo da

Jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*). É possível observar populações desta espécie com extensas áreas de indivíduos adultos, em franca atividade reprodutiva (Figura1) e dinâmica de regeneração populacional (IBAMA, 2003; Figura 2a e 2b).

Figura 1 - Produção de frutos de indivíduos de *Artocarpus heterophyllus*, Reserva Biológica de Saltinho, município de Tamandaré, PE.



Figura 2 – Regeneração populacional de *Artocarpus heterophyllus*, Reserva Biológica de Saltinho, município de Tamandaré, PE. A - Início da emergência de plântulas após decomposição do fruto; B - detalhe de um trecho de regeneração da espécie.

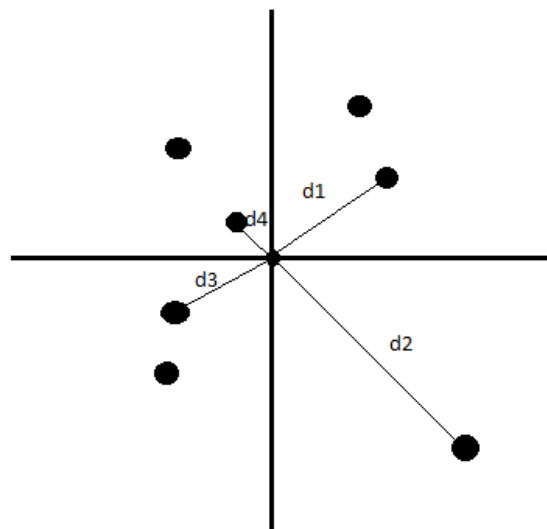


3.2 LEVANTAMENTO DOS DADOS DA VEGETAÇÃO

O método de amostragem utilizado para a coleta de dados de vegetação foi o Método de Quadrantes (COTTAM; CURTIS, 1956). Este método consiste no estabelecimento, dentro de uma comunidade a ser amostrada, de pontos

distribuídos de forma sistemática ou aleatória (MARTINS, 1993). Estes pontos são divididos em quatro quadrantes onde são amostrados os indivíduos mais próximos ao centro em cada quadrante, sendo, portanto, levantados quatro indivíduos em cada unidade amostral (AGUIAR, 2003). A distância entre os pontos deve ser precisamente determinada, de maneira a evitar que um mesmo indivíduo seja amostrado em dois pontos distintos (MARTINS, 1993; Figura 3).

Figura 3 – Esquema de amostragem pelo Método de Quadrantes. FONTE: MORO; MARTINS, 2011.

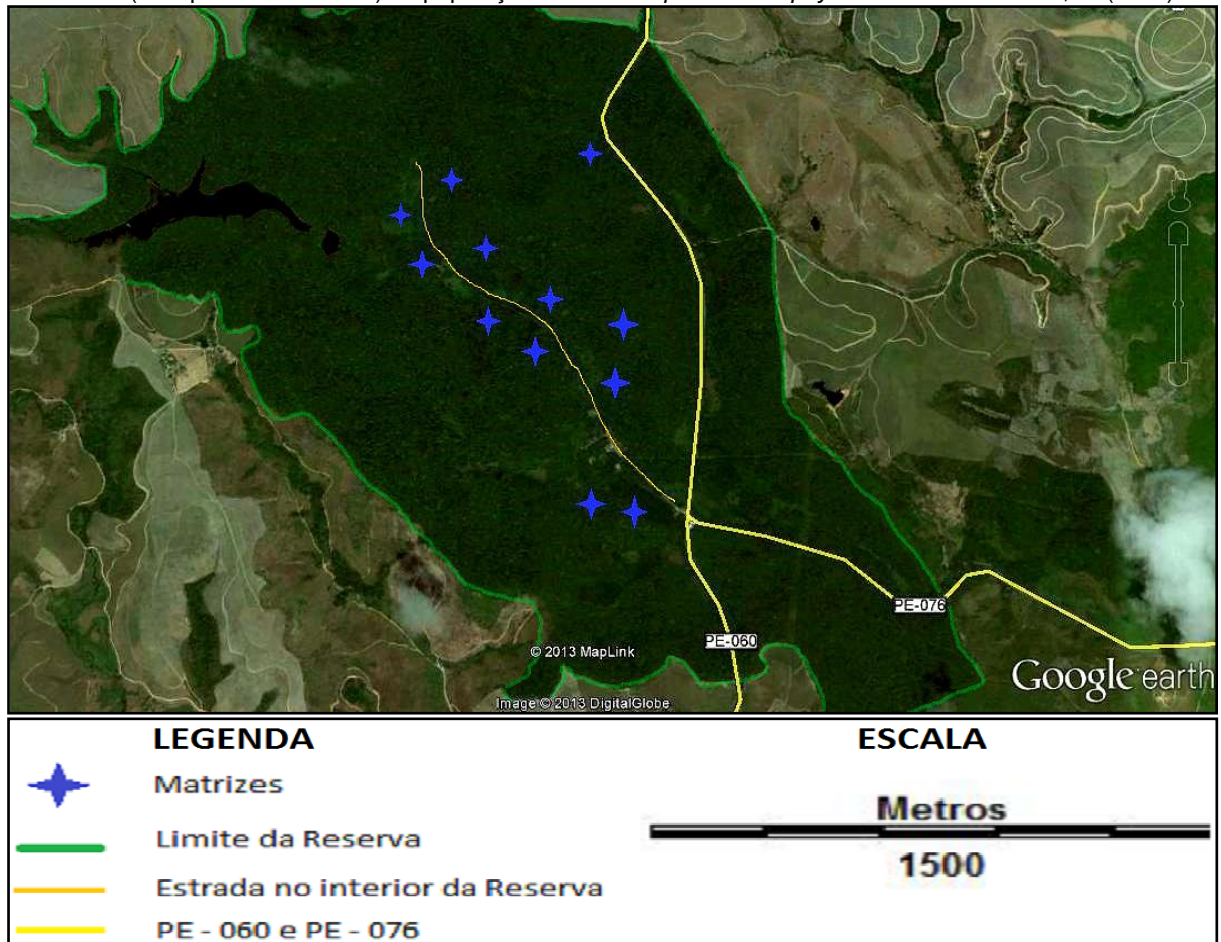


Primeiramente, foram reconhecidas as áreas com presença predominante de populações de *Artocarpus heterophyllus* na Reserva. Esta informação foi obtida por meio de documentos, como o Diagnóstico e Plano de Combate a Espécies Invasoras da Rebio de Saltinho e o Plano de Manejo da Rebio de Saltinho, e ainda por expedições realizadas no fragmento juntamente com o mateiro da área. Ao total, foram identificados doze focos de ocorrência de populações de *A. heterophyllus*, e em cada foco foi escolhido um indivíduo adulto da espécie a qual foi denominado de matriz, totalizando doze matrizes. Cada matriz teve sua posição registrada (coordenadas x / y; Figura 4).

De cada matriz escolhida (ponto inicial do quadrante) delimitaram-se quatro transectos, em direções opostas, com o comprimento de 25 metros cada transecto. Em cada transecto foram lançados sistematicamente cinco pontos de quadrante, equidistantes em cinco metros. Dessa forma foram lançados vinte e um pontos quadrantes para cada matriz (inclui-se o ponto representado pela matriz),

perfazendo um total de 252 pontos amostrados. Foram mensurados os indivíduos arbóreos e regenerantes mais próximos do centro de cada ponto quadrante e em seguida registrado suas distâncias.

Figura 4 - Área da Reserva Biológica de Saltinho (Municípios de Tamandaré e Rio Formoso, PE). Em azul os doze focos (e respectivas matrizes) de populações de *Artocarpus heterophyllus*. FONTE: Geiseler, S. (2014).



Para efeito desta estratificação o nível de inclusão para os indivíduos adultos foi a Circunferência a Altura do Peito (CAP) ≥ 15 cm e para a regeneração natural a Circunferência a Altura da Base (CAB) < 15 cm. Os indivíduos da regeneração foram distribuídos nas seguintes classes de altura (H): Classe 1 (C1) $1,0 \text{ m} \leq H \leq 2,0 \text{ m}$; Classe 2 (C2) $2,0\text{m} < H \leq 3,0$ e Classe 3 (C3) $H > 3,0\text{m}$, conforme metodologia proposta por Marangon et al. (2008).

Com o auxílio de fita métrica os indivíduos arbóreos adultos tiveram o CAP mensurado e os regenerantes, o CAB. Módulos de tesoura de alta poda, de 1,5 m cada, foram utilizados para estimativa da altura de todos os indivíduos.

3.3 IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA DAS ESPÉCIES

Em cada indivíduo amostrado foi colocada uma plaqueta de marcação e a identificação botânica das espécies foi feita em campo, quando possível, com a ajuda de profissionais experientes como também pela coleta de material botânico, para posterior identificação taxonômica por comparação com exsicatas depositadas no Herbário Sérgio Tavares (HST) do Departamento de Ciência Florestal da Universidade Federal Rural de Pernambuco – DCFL/UFRPE e no Herbário Dárdano de Andrade Lima que pertence ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA). A lista florística foi organizada de acordo com a classificação de *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III, 2009) disponível na base de dados Tropicos (2014) do *Missouri Botanical Garden* (disponível em www.tropicos.org) e pelo site da Lista de Espécies da Flora do Brasil (disponível em www.reflora.jbrj.gov.br).

3.4 ANÁLISE DA ESTRUTURA DO COMPONENTE ADULTO E DA REGENERAÇÃO NATURAL

A avaliação estrutural das amostras foi feita pela estimativa dos seguintes parâmetros fitossociológicos: Densidade Absoluta e Relativa (DA e DR), Frequência Absoluta e Relativa (FA e FR), Dominância Absoluta e Relativa (DoA e DoR) e Valor de Importância (VI), conforme Mueller-Dombois e Elleberg (1974).

Para estimar a diversidade de espécies foram utilizados o Índice de Shannon e Weaver (H') (SHANNON; WEAVER, 1949) e a equabilidade foi medida pelo Índice de Pielou (J') (PIELOU, 1977).

Para a análise da estrutura vertical do componente regenerante foi realizada a estimativa da Regeneração Natural por classe de alturas (RNC1, RNC2, RNC3) e RNT (Regeneração Natural Total por classe de alturas). Em cada classe de altura pré-estabelecida foram estimados os parâmetros absolutos e relativos de frequência e densidade, para cada espécie. Com base nesses parâmetros, foi estimada a regeneração natural por classe de altura (MARANGON et al., 2008). As análises estatísticas foram feitas utilizando-se os *software* Mata Nativa 3 (CIENTEC, 2010) e Excel 2007.

3.5 ÍNDICE DE ASSOCIAÇÃO ENTRE ESPÉCIES (IA)

Este índice verifica o nível de associação existente entre duas espécies, ou seja, quais as espécies que têm maior afinidade entre si. Para determinar esta associação utilizou-se o índice de Jaccard, descrito por Mueller-Dombois e Elleberg (1974), sendo obtido pela fórmula:

$$IA = \frac{c}{a + b + c} \times 100$$

Em que:

IA = Índice de associação (%);

c= número de pontos em que duas espécies ocorrem ao mesmo tempo, quando comparadas duas a duas;

a = número de pontos em que ocorre somente a primeira das duas espécies comparadas;

b = número de pontos em que ocorre somente a segunda das duas espécies comparadas.

Os critérios de avaliação das associações entre as espécies foram considerados de acordo com as classes abaixo, conforme utilizado por Drumond et al. (1982):

- a) Muito alto: 100 – 80
- b) Alto: 79 – 60
- c) Médio: 59 – 40
- d) Baixo: 39 – 20
- e) Muito baixo: menor ou igual a 19.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTRATO ADULTO

4.1.1 Florística

No componente arbóreo adulto foram amostrados 1.008 indivíduos, distribuídos em 76 espécies, 59 gêneros e 32 famílias botânicas (Tabela 1).

Ao se analisar as espécies encontradas e suas respectivas famílias, verificou-se que Fabaceae (12), Myrtaceae (9), Moraceae (6) e Melastomataceae (6) apresentaram maior número de espécies. Juntas estas representam 43,4% das espécies encontradas. Anacardiaceae e Sapindaceae apresentaram quatro espécies cada (5,3%), seguida de Euphorbiaceae, com três espécies (3,9%). Observa-se ainda que sete famílias (18,4%) apresentaram duas espécies e 18 famílias (23,7%) apenas uma espécie.

Em levantamentos similares realizados em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa em Pernambuco constatou-se que as famílias acima citadas também se destacaram com relação ao número de espécies em outros trabalhos: Silva Júnior (2004) estudando um remanescente de Floresta Atlântica no Cabo de Santo Agostinho registrou Moraceae e Melastomataceae como as famílias de maiores riquezas. Rocha (2007) em levantamento realizado em um fragmento de Floresta Atlântica em Igarassu encontrou as famílias Myrtaceae e Melastomataceae entre as mais representativas em riqueza de espécies.

Artocarpus heterophyllus apresentou o maior número de indivíduos (411), seguida por *Henriettea succosa* (77), *Miconia prasina* (64), *Tapirira guianensis* (43) e *Schefflera morototoni* (42). Estas cinco espécies representam 63,2% dos indivíduos amostrados, sendo *A. heterophyllus* responsável por 40,77% do total de indivíduos.

Tabela 1. Famílias, espécies e números de indivíduos registrados na área de estudo localizada na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré, PE. As espécies assinaladas com asteriscos (*) são exóticas à Mata Atlântica.

Família	Nome científico	Nome popular	Número de indivíduos		
			Regeneração	Adulto	
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Manga	*	1	14
	<i>Spondias mombin</i> L.	Cajá		-	17
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Cupiuba		19	43
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Caboatã-de-leite		5	6
Annonaceae	<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	Mium		-	1
	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Embira-vermelha		2	11
Apocynaceae	<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	Banana-de-papagaio		17	3
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Manguire, Steyerl. & Frondin	Sambaquim		8	42
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Grão-de-galo		5	1
Burseraceae	<i>Protium giganteum</i> Engl.	Amescuaba		3	6
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla-de-cheiro		25	20
Calophyllaceae	<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	Camaçari		-	2
Celastraceae	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. Ex Reissek	Bom-nome		2	-
Chrysobalanaceae	<i>Couepia rufa</i> Ducke.	Oiti-coró		1	-
	<i>Couepia</i> sp.	-		-	1
	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	-		1	-

(Continua)

Tabela 1. (Continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Número de indivíduos	
			Regeneração	Adulto
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Bulandi	6	5
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Mamajuda-preta	2	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St. - Hill	-	8	2
	<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	Cumixá	1	2
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Pingarvalho	-	1
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra-leiteira	-	1
			-	
Fabaceae	<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	Jaguarana	-	1
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	2	4
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	Sucupira	-	6
	<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	Pau-brasil	4	9
	<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Wild.	Inga	2	17
	<i>Inga</i> sp.	Inga	-	2
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Inga	3	10
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart.) L. P. Queiroz	Pau-ferro	-	3
	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sabiá	*	10
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. Ex Walp.	Visgueiro	3	5
	<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	Pau-amarelo	-	1
	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Favinha	-	1
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	Jacarandá	4	-	
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Lacre-vermelho	-	5

(Continua)

Tabela 1. (Continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Número de indivíduos	
			Regeneração	Adulto
Lamiaceae	<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke	Pau-mole, Salgueiro	1	-
Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Louro	1	3
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Louro	-	2
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Embiriba	14	4
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Murici	1	13
	<i>Byrsonima</i> sp.	Murici-boi	3	-
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pau-de-jangada	2	-
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutumba	-	1
	<i>Theobroma cacao</i> L.	Cacau *	1	4
Melastomataceae	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	Manipueira	24	77
	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	-	-	2
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Garamondé	1	7
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Brasa-apagada	49	64
	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	-	1	16
	<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don ex DC.	Orelha-de-burro	4	3
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer.	Gitó	4	3
	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	-	1	1
Moraceae	<i>Artocarpus altilis</i> (Parkinson) Fosberg	Fruta-pão *	-	7
	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira *	673	411

(Continua)

Tabela 1. (Continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Número de indivíduos	
			Regeneração	Adulto
	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Tatajuba	11	1
	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Conduru	7	1
	<i>Ficus</i> sp.	Gameleira	-	2
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Amora-da-mata	2	1
Myristicaceae	<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	Urucuba	-	1
Myrtaceae	<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg) Mattos	Guabiraba	6	3
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	-	1
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Murta	2	1
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	-	7	1
	<i>Myrcia silvatica</i> Barb. Rodr.	Purpuna	2	1
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	-	1
	<i>Psidium guineensis</i> Sw	Araçá-da-mata	-	-
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Azeitona-roxa	* 11	19
	<i>Syzygium samarangense</i> (Blume) Merr. & L.M. Perry	Jambo-rosa	* 5	18
	<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M. Perry	Jambo-vermelho	* 7	8
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Pau-piranha	-	2
Peraceae	<i>Pera ferruginea</i> (Schott) Müll. Arg.	Pera	1	2
Pinaceae	<i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinheiro	* -	15
Primulaceae	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	Ceboleira	2	-

(Continua)

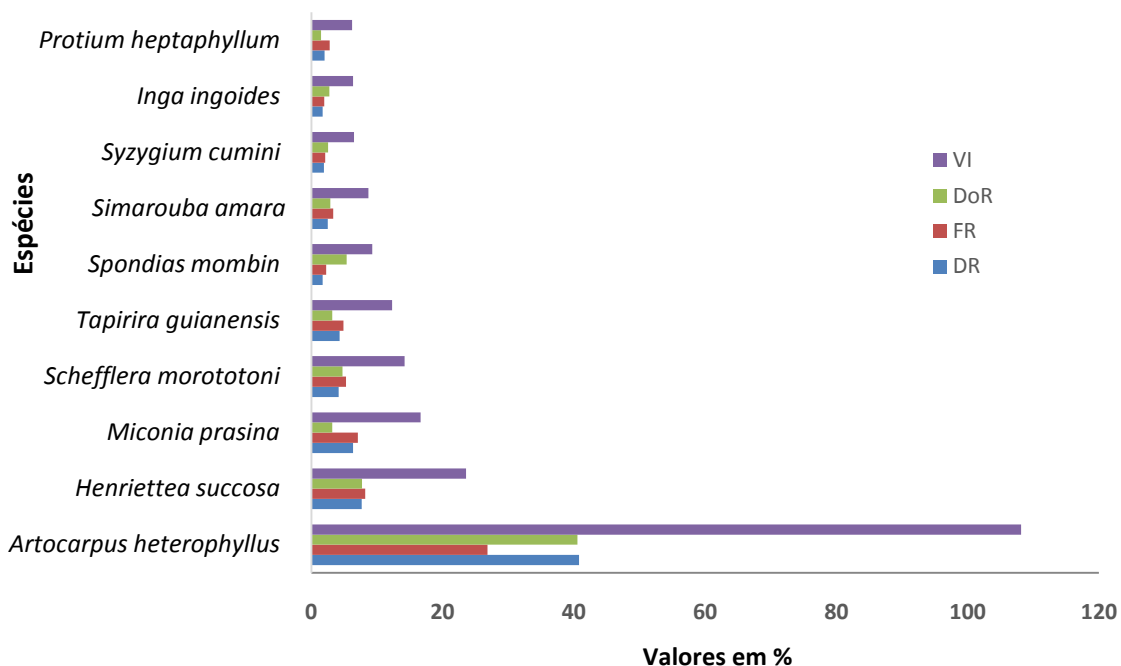
Tabela 1. (Final)

Família	Nome científico	Nome popular	Número de indivíduos	
			Regeneração	Adulto
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	-	-	1
Rubiaceae	<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hook. f. ex K. Schum.	Pau-mulato	*	1
	<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	3	9
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Cafezinho	4	2
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Caboatã-de-suia	7	3
	<i>Cupania impressinervia</i> Acev. - Rodr.	-	7	2
	<i>Cupania paniculata</i> Cambess.	Caboatã	2	1
	<i>Cupania revoluta</i> Radlk.	Caboatã-de-rego	1	3
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	-	3	-
	<i>Pradosia kuhlmannii</i> Toledo	-	1	-
Shoepfiaceae	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	-	-	2
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Praíba	8	25
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Erva-de-rato	2	-
Urticaceae	<i>Cecropia palmata</i> Willd.	Embaúba	3	12

4.1.2 Estrutura

As dez espécies que apresentaram o valor de importância (VI) mais expressivo na área estudada foram: *Artocarpus heterophyllus*, *Henriettea succosa*, *Miconia prasina*, *Schefflera morototoni*, *Tapirira guianensis*, *Spondias mombin*, *Simarouba amara*, *Syzygium cumini*, *Inga ingoides* e *Protium heptaphyllum* (Figura 5).

Figura 5 - Dez espécies de maior valor de importância na área estudada, em PE, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos.



A espécie *A. heterophyllus* representou 40,77% do total de indivíduos amostrados e esteve presente em quase todas as 252 unidades amostrais (76,6% de frequência absoluta), com uma dominância de 40,56% (Tabela 2). Os altos valores de densidade, frequência e dominância resultaram em elevados valores de importância (VI 108,14) para a população de jaqueiras, quando comparado aos encontrados para as demais espécies. As dez espécies mais importantes somaram 70% do VI total e *A. heterophyllus*, isoladamente, contribuiu com mais de 51% deste VI. Parker et al. (1999) afirmam que a diminuição na importância das espécies nativas nos remanescentes florestais é um dos principais reflexos dos processos de invasão biológica.

Tabela 2. Parâmetros estruturais da vegetação do componente arbóreo adulto na área de estudo, município de Tamandaré, PE. Sendo: N = Número de Indivíduos; U = Unidades Amostras; AB = Área Basal (m².ha⁻¹); DA = Densidade Absoluta (ind.ha⁻¹); DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Relativa (%); DoA = Dominância Absoluta (m².ha⁻¹); DoR = Dominância Relativa (%); VI = Valor de Importância (%).

Nome Científico	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	411	193	12,36	602,10	40,77	76,59	26,81	18,11	40,56	108,14
<i>Henriettea succosa</i>	77	59	2,35	112,80	7,64	23,41	8,19	3,45	7,72	23,55
<i>Miconia prasina</i>	64	51	0,97	93,76	6,35	20,24	7,08	1,42	3,18	16,62
<i>Schefflera morototoni</i>	42	38	1,45	61,53	4,17	15,08	5,28	2,12	4,74	14,18
<i>Tapirira guianensis</i>	43	35	0,96	62,99	4,27	13,89	4,86	1,41	3,15	12,28
<i>Spondias mombin</i>	17	16	1,63	24,90	1,69	6,35	2,22	2,39	5,35	9,26
<i>Simarouba amara</i>	25	24	0,88	36,62	2,48	9,52	3,33	1,29	2,88	8,70
<i>Syzygium cumini</i>	19	15	0,77	27,83	1,88	5,95	2,08	1,12	2,52	6,48
<i>Inga ingoides</i>	17	14	0,83	24,90	1,69	5,56	1,94	1,22	2,73	6,36
<i>Protium heptaphyllum</i>	20	20	0,44	29,30	1,98	7,94	2,78	0,64	1,44	6,20
<i>Mangifera indica</i>	14	13	0,60	20,51	1,39	5,16	1,81	0,88	1,97	5,17
<i>Pinus caribaea</i>	15	12	0,53	21,97	1,49	4,76	1,67	0,78	1,74	4,90
<i>Syzygium samarangense</i>	18	16	0,27	26,37	1,79	6,35	2,22	0,39	0,88	4,89
<i>Miconia pyrifolia</i>	15	14	0,14	21,97	1,49	5,56	1,94	0,20	0,46	3,89
<i>Xylopia frutescens</i>	11	9	0,47	16,12	1,09	3,57	1,25	0,69	1,55	3,89
<i>Pera ferruginea</i>	2	2	0,98	2,93	0,2	0,79	0,28	1,43	3,21	3,68
<i>Byrsonima sericea</i>	13	11	0,24	19,04	1,29	4,37	1,53	0,35	0,79	3,60
<i>Cecropia palmata</i>	11	10	0,30	16,12	1,09	3,97	1,39	0,44	0,98	3,46
<i>Artocarpus altilis</i>	7	5	0,51	10,26	0,69	1,98	0,69	0,75	1,67	3,06
<i>Genipa americana</i>	9	9	0,27	13,19	0,89	3,57	1,25	0,40	0,89	3,04
<i>Inga thibaudiana</i>	10	9	0,13	14,65	0,99	3,57	1,25	0,19	0,43	2,68
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	10	8	0,15	14,65	0,99	3,17	1,11	0,22	0,48	2,59
<i>Miconia minutiflora</i>	7	7	0,23	10,26	0,69	2,78	0,97	0,34	0,77	2,44
<i>Caesalpinia echinata</i>	9	9	0,08	13,19	0,89	3,57	1,25	0,12	0,27	2,41

(Continua)

Tabela 2. (Continuação)

Nome Científico	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Andira fraxinifolia</i>	4	4	0,40	5,86	0,4	1,59	0,56	0,59	1,31	2,27
<i>Bowdichia virgilioides</i>	6	6	0,22	8,79	0,6	2,38	0,83	0,33	0,73	2,16
<i>Syzygium malaccense</i>	8	8	0,06	11,72	0,79	3,17	1,11	0,09	0,2	2,11
<i>Protium giganteum</i>	6	5	0,20	8,79	0,6	1,98	0,69	0,29	0,65	1,94
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	6	6	0,08	8,79	0,6	2,38	0,83	0,11	0,25	1,68
<i>Parkia pendula</i>	5	5	0,07	7,33	0,5	1,98	0,69	0,11	0,23	1,43
<i>Symphonia globulifera</i>	5	5	0,04	7,33	0,5	1,98	0,69	0,06	0,14	1,33
<i>Vismia guianensis</i>	5	5	0,04	7,33	0,5	1,98	0,69	0,06	0,12	1,32
<i>Cordia nodosa</i>	1	1	0,32	1,47	0,1	0,4	0,14	0,47	1,04	1,28
<i>Cupania oblongifolia</i>	3	3	0,15	4,40	0,3	1,19	0,42	0,22	0,48	1,20
<i>Miconia tomentosa</i>	3	3	0,14	4,40	0,3	1,19	0,42	0,21	0,46	1,18
<i>Eschweilera ovata</i>	4	4	0,05	5,86	0,4	1,59	0,56	0,08	0,17	1,13
<i>Theobroma cacao</i>	4	4	0,04	5,86	0,4	1,59	0,56	0,05	0,11	1,07
<i>Libidibia ferrea</i>	3	3	0,07	4,40	0,3	1,19	0,42	0,10	0,23	0,94
<i>Guapira opposita</i>	2	2	0,13	2,93	0,2	0,79	0,28	0,19	0,42	0,90
<i>Caraipa densifolia</i>	2	2	0,12	2,93	0,2	0,79	0,28	0,17	0,39	0,87
<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	3	3	0,03	4,40	0,3	1,19	0,42	0,04	0,08	0,80
<i>Inga sp.</i>	2	2	0,10	2,93	0,2	0,79	0,28	0,14	0,32	0,79
<i>Ocotea glomerata</i>	3	3	0,02	4,40	0,3	1,19	0,42	0,03	0,07	0,79
<i>Cupania revoluta</i>	3	3	0,02	4,40	0,3	1,19	0,42	0,03	0,06	0,77
<i>Campomanesia dichotoma</i>	3	3	0,02	4,40	0,3	1,19	0,42	0,02	0,05	0,77
<i>Guarea guidonia</i>	3	3	0,02	4,40	0,3	1,19	0,42	0,02	0,05	0,77
<i>Schoepfia brasiliensis</i>	2	2	0,05	2,93	0,2	0,79	0,28	0,07	0,16	0,63
<i>Cupania impressinervia</i>	2	2	0,05	2,93	0,2	0,79	0,28	0,07	0,15	0,63
<i>Ocotea longifolia</i>	2	2	0,03	2,93	0,2	0,79	0,28	0,04	0,09	0,57
<i>Ficus sp.</i>	2	2	0,03	2,93	0,2	0,79	0,28	0,04	0,08	0,56

(Continua)

Tabela 2. (Final)

Nome Científico	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Plathymenia foliolosa</i>	1	1	0,10	1,47	0,1	0,4	0,14	0,14	0,31	0,55
<i>Erythroxylum mucronatum</i>	2	2	0,01	2,93	0,2	0,79	0,28	0,02	0,04	0,52
<i>Miconia albicans</i>	2	2	0,01	2,93	0,2	0,79	0,28	0,01	0,02	0,50
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	2	2	0,00	2,93	0,2	0,79	0,28	0,01	0,01	0,49
<i>Casearia javitensis</i>	2	1	0,08	2,93	0,2	0,8	0,28	0,11	0,26	0,73
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	1	1	0,06	1,47	0,1	0,4	0,14	0,08	0,18	0,42
<i>Cupania paniculata</i>	1	1	0,06	1,47	0,1	0,4	0,14	0,08	0,18	0,42
<i>Sapium glandulosum</i>	1	1	0,05	1,47	0,1	0,4	0,14	0,08	0,17	0,41
<i>Myrcia splendens</i>	1	1	0,02	1,47	0,1	0,4	0,14	0,03	0,07	0,30
<i>Couepia</i> sp.	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,02	0,05	0,28
<i>Coccoloba mollis</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,02	0,04	0,28
<i>Maprounea guianensis</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,02	0,04	0,27
<i>Myrcia silvatica</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,03	0,27
<i>Stryphinodendron pulcherrimum</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,03	0,27
<i>Sloanea guianensis</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,02	0,26
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,02	0,26
<i>Albizia pedicellaris</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,02	0,25
<i>Brosimum rubescens</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,01	0,25
<i>Psidium guajava</i>	1	1	0,01	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,02	0,25
<i>Brosimum guianense</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,01	0,01	0,25
<i>Virola gardneri</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,25
<i>Guatteria pogonopus</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,25
<i>Helicostylis tomentosa</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,25
<i>Trichilia lepidota</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,25
<i>Myrcia guianensis</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,24
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	0,00	1,47	0,1	0,4	0,14	0,00	0,01	0,24
Total	1008	252	30,48	1476,68	100	285,71	100	44,66	100	300

De um modo geral, comunidades florestais não invadidas apresentam-se relativamente bem estruturadas, o que se pode verificar, por exemplo, pela distribuição do valor de importância. Nessas comunidades, esse parâmetro é compartilhado por diversas espécies, sem grandes concentrações em nenhuma delas, refletindo, assim, o equilíbrio entre as populações (ANDRADE et al., 2011). De outro modo, comunidades invadidas além de apresentarem baixa diversidade, apresentam baixa equitabilidade o que indica alterações na dinâmica natural da floresta, advindas de perturbações no ambiente, muitas vezes de origem antrópica (ZENNI; ZILLER, 2011).

As espécies nativas *Henriettea succosa* (VI 23,5) e *Miconia prasina* (VI 16,6) se destacaram como as mais importantes no levantamento realizado e apresentaram maiores índices em função de suas maiores densidades e frequências. Ambas as espécies pertencem a Melastomataceae e espécies do gênero *Henriettea* e *Miconia* destacam-se por apresentarem um vasto banco de sementes, sendo algumas de suas espécies responsáveis pelo estabelecimento e representatividade da família como um dos principais grupos de árvores e arbustos pioneiros observados na colonização de clareiras ou bordas de fragmentos (TABARELLI; MANTOVANI, 1997). No entanto, essas facilidades em colonizar áreas abertas podem levar algumas espécies da família a serem apontadas como grupos indicadores de ambientes alterados (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; TEIXEIRA; MANTOVANI, 1998).

A quarta espécie de maior importância é *Schefflera morototoni* (VI 14,1) e sua colocação está relacionada aos valores de frequência e dominância, porém sua densidade é inferior a da quinta espécie com maior VI, a *Tapirira guianensis* (VI 12,2). A *T. guianensis* é encontrada em todas as formações vegetais, inclusive muito frequente em formações secundárias e produtora de frutos muito procurados pela fauna (LORENZI, 1998). Costa Júnior et al. (2008), Teixeira (2009) e Oliveira et al. (2011b) também destacaram as espécies acima citadas entre as de maior VI em estudos similares.

Merece destaque entre as dez espécies de maior importância a espécie exótica *Syzygium cumini*, conhecida popularmente como azeitona-roxa (Figura 6). *S. cumini* é considerada invasora em muitos países, a exemplo da Costa Rica e Porto Rico, países onde vários estudos são feitos com a espécie neste sentido (DI STÉFANO et al., 2008).

Espécies com grande dominância relativa em uma comunidade, como *Artocarpus heterophyllus* (40,5%), são aquelas que detem porcentagem considerável da área basal total da comunidade, o que ocorre devido o elevado número de indivíduos ou por possuírem indivíduos muito volumosos, ou uma combinação de ambas as variáveis (MORO; MARTINS, 2011). No presente estudo, atribui-se esta alta porcentagem da área basal, principalmente, à densidade, uma vez que poucos indivíduos encontrados se destacaram em relação à altura e diâmetro.

A elevada abundância de indivíduos de *A. heterophyllus* (40,77% densidade relativa) observada no fragmento estudado é diferente dos padrões de densidade da espécie em sua área de dispersão original, onde é considerada rara (1 a 4 ind.ha⁻¹; PASCAL; PELISSIER, 1996; AYYAPPAN; PARTHASARATHY, 1999; CHITTIBABU; PARTHASARATHY, 2000; BHUYAN et al., 2003). Esta densidade, além de se diferenciar enormemente da encontrada nas suas áreas de ocorrência natural, é maior que das espécies nativas encontradas em estudos realizados nas formações florestais da região (ROCHA, 2007).

Teixeira (2009) realizou um levantamento florístico e fitossociológico em áreas da Reserva Biológica de Saltinho sem a presença de jaqueiras (área amostral de 1,05 ha, CAP \geq 15 cm) e verificou que a maior densidade encontrada entre as espécies amostradas foi de apenas 7,75% para a espécie *Tapirira guianensis*, valor bastante inferior quando comparado às áreas com jaqueiras. Da mesma forma, o maior VI encontrado foi de 11%, para *Simarouba amara*, muito menor que o encontrado no presente estudo (108,14% para *A. heterophyllus*).

Whitmore (1990) destacou que em florestas tropicais os fatores que contribuem para o aumento da densidade de poucas espécies estão relacionados diretamente aos distúrbios no ambiente, causados muitas vezes por atividades antrópicas, uma vez que tais distúrbios agem facilitando a dispersão e estabelecimento de algumas espécies em detrimento de outras. O histórico da Rebio de Saltinho poderia explicar a introdução e a presença de *A. heterophyllus* em algumas áreas da reserva: há quatro décadas a mesma ainda era uma Estação Experimental, utilizada para o desenvolvimento de pesquisas, como também abrigava inúmeros moradores que residiam em seu interior, que

criavam animais domésticos e utilizavam a terra para a plantação de subsistência, incluindo árvores frutíferas (IBAMA, 2003). Os focos das populações de *A. heterophyllus* foram observados sempre relacionados à presença de casas e trilhas (Figura 6).

Figura 6 – Reserva Biológica de Saltinho, em PE. A – Antiga casa onde morava uma família. B - Trilha no interior da Reserva.



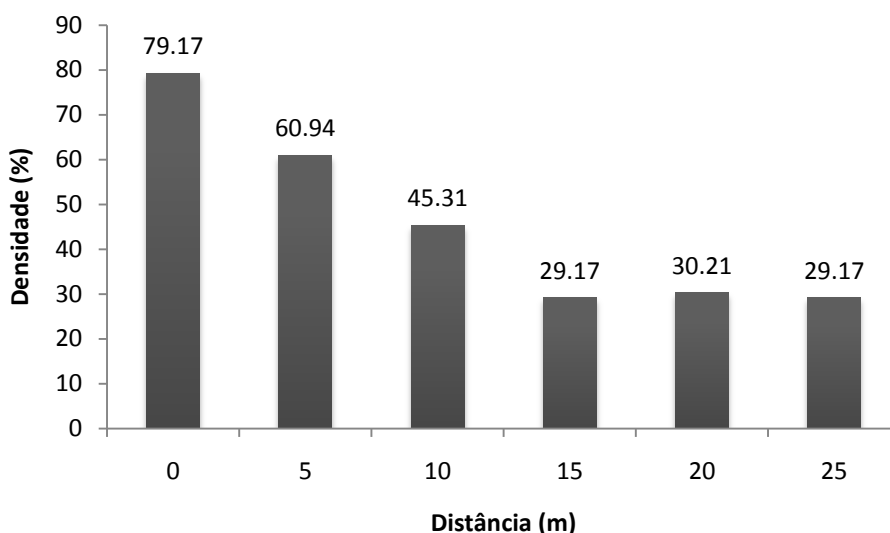
A elevada densidade da Jaqueira em alguns trechos da floresta pode estar relacionada com diversos fatores, que convergem para o fato desta espécie ser exótica à região, segundo Abreu (2008): diferenças climáticas entre a área de dispersão original e atual, como ausência de uma estação seca acentuada, característica das regiões de clima de monção; a falta de espécies que dominam os estratos da vegetação, assim como ocorre em florestas tropicais asiáticas; a produção elevada de frutos e alto índice de germinação das sementes em campo; e a ausência de predadores e/ou parasitas reguladores de suas populações, presentes no ambiente de origem, trazendo vantagens competitivas em relação às nativas, seriam prováveis facilitadores para o alto índice populacional de *A. heterophyllus* verificado.

Observou-se um padrão de diminuição da densidade da jaqueira à medida que os pontos amostrais se distanciam da árvore matriz, ocorrendo uma concentração maior de indivíduos da espécie nos dez metros mais próximos à matriz (Figura 7). A síndrome de dispersão barocórica apresentada pela espécie (NOVELLI, et al., 2010) e a distribuição agregada (ABREU, 2008) podem explicar o padrão encontrado. A barocoria é a dispersão realizada através do peso do fruto e pela ação da força gravitacional (VAN DER PIJL,

1982), assim, um grande número de frutos e, conseqüentemente de sementes, são lançados logo abaixo e próximos da planta mãe. No caso das jaqueiras, que possuem em média 500 sementes por fruto (CRANE et al., 2002), é formado um vasto banco de sementes e de futuras plântulas ao seu redor.

O fato de haver a presença de indivíduos distantes da árvore matriz confirma a existência de dispersão secundária (zoocórica; SIQUEIRA, 2006). Por possuir grande quantidade de reserva nutritiva (SILVA et al., 2007b) é possível que as sementes sejam consumidas ou carregadas para locais mais afastados por roedores ou pequenos primatas, por exemplo (SIQUEIRA, 2006).

Figura 7 – Densidade de *Artocarpus heterophyllus* em relação à distância da árvore matriz, na área de estudo, Rebio de Saltinho, Tamandaré, PE.



4.1.3 Diversidade florística

O índice de diversidade de Shannon e Weaver foi de 2,36. Este valor é considerado abaixo dos valores frequentemente encontrados na Mata Atlântica, pois segundo Martins (1993) variam de 3,8 a 5,8. Essa baixa diversidade pode ser verificada quando comparada a estudos realizados em Florestas Ombrófilas Densas de Terras Baixas, em Pernambuco, com o mesmo critério de inclusão ($CAP \geq 15$ cm): 3,47 em Siqueira et al. (2001), na Mata do Zumbi e 3,91 em Silva Júnior (2004), na Reserva Ecológica de Gurjaú, ambos no Cabo de Santo Agostinho; 3,66 em Espig (2003) e 3,22 em Alves Júnior et al. (2006)

ambos na Mata do Curado; e 3,83 em Costa Júnior et al. (2007), na Mata das Caldeiras, em Catende.

Teixeira (2009) ao estudar trecho da estrutura do componente arbóreo em uma topossequência na Reserva Biológica de Saltinho, sem a presença de jaqueiras ($CAP \geq 15$ cm), obteve valores maiores para o índice de Shannon e Weaver (H') 2,64 na baixada; 3,68 na encosta e 3,21 no topo.

A densidade de *A. heterophyllus* apresentou forte correlação negativa significativa entre a diversidade de espécies vegetais originais da área estudada ($r = -0,96$; $p < 0,01$), ou seja, na medida em que aumenta a densidade de *A. heterophyllus* diminui a diversidade das espécies nativas.

Segundo Parker et al. (1999), dentre os principais impactos provocados por espécies exóticas nos ecossistemas invadidos, destacam-se a diminuição da riqueza de espécies e da diversidade de um modo geral. As espécies invasoras caracterizam-se por apresentar uma grande facilidade de adaptação aos ambientes onde são introduzidas, passando a competir severamente com as espécies nativas (ZILLER; ZALBA, 2007; ZILLER, 2001), excluindo-as com certa facilidade. Fabricante et al. (2012) e Abreu e Rodrigues (2010) estudando áreas da Mata Atlântica igualmente relataram o empobrecimento de comunidades vegetais em consequência da substituição da flora nativa por *A. heterophyllus*, indicando que a espécie afeta de forma incisiva a biodiversidade de sítios invadidos.

Pinto (2011) também verificou a substituição de espécies vegetais nativas por *A. heterophyllus* através de um estudo sobre a relação da taxa de remoção de sementes de *A. heterophyllus* por pequenos mamíferos em área de Floresta Atlântica nativa. Este estudo demonstrou que estes animais preferem as sementes de jaqueira em detrimento das espécies nativas contribuindo, assim, para a dispersão da espécie o que, em longo prazo, vem a substituir as espécies originais da Floresta Atlântica.

Além da exclusão de espécies, a grande abundância da exótica em relação às demais, fez com que a equabilidade (J' 0,54) fosse sensivelmente diminuída refletindo sobre a diversidade. Este valor para a equabilidade é em razão do tamanho da população de *A. heterophyllus*. O baixo valor do índice pode ser verificado quando comparado com valores frequentemente encontrados para fragmentos preservados de Floresta Ombrófila Densa, com mesmo critério de

inclusão: J' 0,86 (SALOMÃO et al., 2012), J' 0,82 (BATISTA et al., 2012) e J' 0,84 (COSTA JÚNIOR et al., 2007).

4.1.4 Índice de Associação entre espécies (IA)

Os resultados relativos entre a associação da espécie *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies se encontram na Tabela 3.

Tabela 3. Índice de associação (%) entre *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies encontradas na área de estudo, em PE.

Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	100	<i>Miconia tomentosa</i>	1
<i>Henriettea succosa</i>	14	<i>Eschweilera ovata</i>	1
<i>Miconia prasina</i>	14	<i>Andira fraxinifolia</i>	1
<i>Schefflera morototoni</i>	13	<i>Vismia guianensis</i>	1
<i>Tapirira guianensis</i>	12	<i>Protium giganteum</i>	1
<i>Simarouba amara</i>	9	<i>Sapium glandulosum</i>	1
<i>Protium heptaphyllum</i>	7	<i>Brosimum rubescens</i>	1
<i>Inga ingoides</i>	7	<i>Cordia nodosa</i>	1
<i>Spondias mombin</i>	6	<i>Guatteria pogonopus</i>	1
<i>Pinus caribaea</i>	5	<i>Coccoloba mollis</i>	1
<i>Syzygium cumini</i>	5	<i>Trichilia lepidota</i>	1
<i>Syzygium samarangense</i>	5	<i>Helicostylis tomentosa</i>	1
<i>Cecropia palmata</i>	4	<i>Maprounea guianensis</i>	1
<i>Syzygium malaccense</i>	3	<i>Couepia sp.</i>	1
<i>Inga thibaudiana</i>	3	<i>Albizia pedicellaris</i>	1
<i>Xylopia frutescens</i>	3	<i>Sloanea guianensis</i>	1
<i>Caesalpinia echinata</i>	3	<i>Myrcia guianensis</i>	1
<i>Mangifera indica</i>	3	<i>Plathymenia foliolosa</i>	1
<i>Miconia pyrifolia</i>	3	<i>Myrcia splendens</i>	1
<i>Artocarpus altilis</i>	3	<i>Guazuma ulmifolia</i>	1
<i>Genipa americana</i>	3	<i>Cupania impressinervia</i>	1
<i>Miconia minutiflora</i>	2	<i>Caraipa densifolia</i>	1
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	2	<i>Miconia albicans</i>	1
<i>Cupania revoluta</i>	2	<i>Erythroxylum mucronatum</i>	1
<i>Ocotea glomerata</i>	2	<i>Ficus sp.</i>	1
<i>Campomanesia dichotoma</i>	2	<i>Schoepfia brasiliensis</i>	1
<i>Cupania oblongifolia</i>	2	<i>Pera ferruginea</i>	1
<i>Theobroma cacao</i>	2	<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	1
<i>Symphonia globulifera</i>	2	<i>Parkia pendula</i>	1
<i>Bowdichia virgilioides</i>	2	<i>Psidium guajava</i>	1
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	2	<i>Cupania paniculata</i>	0

Continua

Tabela 3. (Final)

Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	2	<i>Cupania paniculata</i>	0
<i>Byrsonima sericea</i>	1	<i>Viola gardneri</i>	0
<i>Inga</i> sp.	1	<i>Calycophyllum spruceanum</i>	0
<i>Ocotea longifolia</i>	1	<i>Eugenia uniflora</i>	0
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	1	<i>Stryphinodendron pulcherrimum</i>	0
<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Myrcia silvatica</i>	0
<i>Guarea guidonia</i>	1	<i>Casearia javitensis</i>	0
<i>Libidibia ferrea</i>	1	<i>Brosimum guianense</i>	0

Observa-se que 100% das associações entre *A. heterophyllus* e as demais espécies obtiveram valores de IA inferiores a 19%, ou seja, foram consideradas com índices muito baixos, algumas vezes não havendo associação.

As espécies nativas com maior força de associação com a jaqueira foram: *Henriettea succosa* (IA = 14%), *Miconia prasina* (IA = 14%), *Schefflera morototoni* (IA = 13%) e *Tapirira guianensis* (IA = 12%).

Esta baixa afinidade das espécies encontradas neste levantamento com a jaqueira indica a possibilidade de que a mesma seja uma boa competidora pelos recursos naturais ou dispersores de semente, eliminando outras espécies por competição ou impedindo que muitas delas se estabeleçam.

Embora ainda não exista um consenso para uma abordagem de quantificação dos impactos de invasões biológicas, Parker et al. (1999) sugerem que três fatores devem ser levados em consideração para medi-lo: área total ocupada, abundância local e a velocidade de invasão. Quanto maior forem esses fatores, maiores serão os impactos causados pela espécie invasora. O raciocínio utilizado no uso da abundância do invasor como medida do impacto é de que qualquer biomassa (espaço ou energia) controlada pelo invasor representa recursos não mais disponíveis para competidores (PARKER et al., 1999).

Espécies nativas que conseguem se estabelecer junto às exóticas invasoras, a princípio, são capacitadas a dispersar-se nos mesmos sítios que elas e, são tolerantes aos efeitos causados pelas mesmas (FABRICANTE et al., 2013). Uma vez que as espécies nativas podem formar uma barreira biológica contra a dispersão das exóticas invasoras (ZILLER, 2001), reconhecer a flora autóctone associada a estas pode, portanto, fornecer

informações substanciais para programas de controle recuperação de áreas invadidas e de prevenção a novos focos de invasão.

4.2 ESTRATO REGENERANTE

4.2.1 Florística

No levantamento da regeneração natural foram registrados 1008 indivíduos pertencentes a 30 famílias, 45 gêneros e 60 espécies (Tabela 1).

As famílias que contribuíram com maior riqueza de espécies foram Myrtaceae (7), Fabaceae (6) e Melastomataceae (5), que juntas reuniram 30% do total das espécies amostradas. Moraceae e Sapindaceae obtiveram quatro espécies cada (6,7%) e Anacardiaceae obteve três (5%). Sete famílias apresentaram apenas duas espécies (23,3%) e 16 famílias apenas uma (28,3%).

O elevado número de espécies de Myrtaceae, Melastomataceae e Fabaceae é fato bastante comum nas áreas de Floresta Ombrófila Densa da mata sul de Pernambuco, como constatado por Silva et al. (2007a). Outros trabalhos enfocando a regeneração natural no estado de Pernambuco também destacaram as famílias Myrtaceae, Melastomataceae, Moraceae e Sapindaceae como bastante representativas em relação à riqueza de espécies (LIMA, 2011; RÊGO, 2007; SOUSA JUNIOR, 2006).

Moraceae reuniu o maior número de indivíduos (693), distribuídos em quatro espécies. Esse destaque se deve à presença de *Artocarpus heterophyllus* que sozinha contribuiu com 673 indivíduos. Outras espécies que se destacaram em número de indivíduos foram *Miconia prasina* (49), *Protium heptaphyllum* (25), *Henriettea succosa* (24) e *Tapirira guianensis* (19). Estas cinco espécies representam, juntas, 78,37% dos indivíduos amostrados. Salienta-se que somente a espécie *A. heterophyllus* contribuiu com 66,77% deste percentual. Tavares et al. (2009) e Gomes (2007) ao estudarem as invasões biológicas na Floresta Atlântica do Rio de Janeiro (mesmo critério de inclusão) encontraram, dentre os indivíduos amostrados no estrato regenerante 84% e 64%, respectivamente, pertencentes à espécie *A. heterophyllus*.

4.2.2 Estrutura

As estimativas da regeneração natural por classe de altura (RNC1, RNC2 e RNC3) com suas respectivas densidades e frequências relativas e a regeneração natural total (RNT), encontram-se representadas na Tabela 4.

As dez espécies de maiores valores de RNT foram: *Artocarpus heterophyllus* (62,18 %), *Miconia prasina* (5,38%), *Henriettea succosa* (2,77%), *Protium heptaphyllum* (2,75%), *Tapirira guianensis* (2,12%), *Himatanthus phagedaenicus* (1,71%), *Eschweilera ovata* (1,67%), *Syzygium cumini* (1,27%), *Brosimum guianense* (1,21%) e *Myrcia guianensis* (0,95%; Figura 8). Juntas, estas espécies representam 82% da RNT, sendo 62,18% devido à presença de *A. heterophyllus*.

Figura 8 - Espécies que apresentaram maiores índices de Regeneração Natural Total dentro das classes de altura (RNT) na área do estudo, Reserva Biológica de Saltinho, PE.

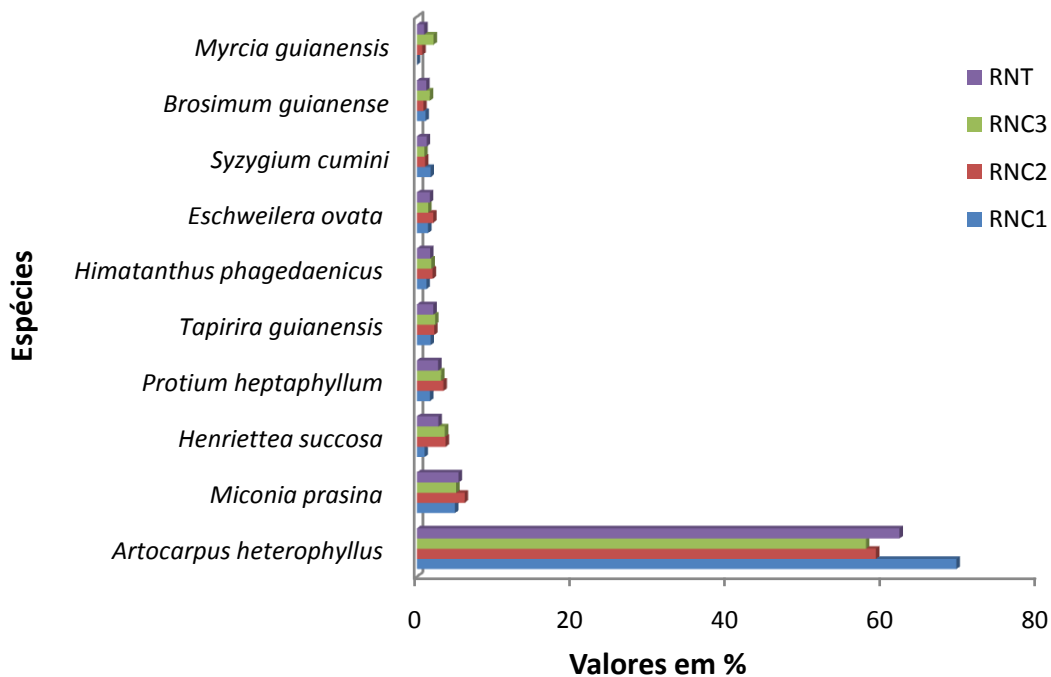


Tabela 4. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classes de altura na área de estudo, município de Tamandaré, PE, listados em ordem decrescente de acordo com o maior RNT, onde DR= Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%) e RNC1 = Regeneração Natural na Classe 1 de altura (%); RNC2 = Regeneração Natural na Classe 2 de altura (%) e RNC3 = Regeneração Natural na Classe 3 de altura (%). Valor de importância encontrado para as espécies do estrato arbóreo regenerante, onde VI = Valor de Importância (%).

Espécie	Classe 1			Classe 2			Classe 3			RNT	VI
	DR1	FR1	RNC1	DR2	FR2	RNC2	DR3	FR3	RNC3		
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	73,89	65,15	69,52	62,85	55,46	59,15	60,66	55,06	57,86	62,18	171,25
<i>Miconia prasina</i>	4,43	5,39	4,91	5,59	6,72	6,15	4,51	5,62	5,07	5,38	18,86
<i>Henriettea succosa</i>	0,74	1,24	0,99	3,63	3,78	3,70	3,28	3,93	3,61	2,77	10,11
<i>Protium heptaphyllum</i>	1,72	1,66	1,69	3,07	3,78	3,42	2,87	3,37	3,12	2,75	9,13
<i>Tapirira guianensis</i>	1,48	2,07	1,78	1,96	2,52	2,24	2,46	2,25	2,36	2,12	7,29
<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	1,23	1,24	1,24	1,96	2,1	2,03	2,05	1,69	1,87	1,71	5,09
<i>Eschweilera ovata</i>	1,23	1,66	1,45	1,68	2,52	2,1	1,23	1,69	1,46	1,67	5,30
<i>Syzygium cumini</i>	1,48	2,07	1,78	0,84	1,26	1,05	0,82	1,12	0,97	1,27	4,39
<i>Brosimum guianense</i>	0,99	1,24	1,12	0,84	0,84	0,84	1,64	1,69	1,67	1,21	3,78
<i>Myrcia guianensis</i>	0	0	0	0,56	0,84	0,7	2,05	2,25	2,15	0,95	3,1
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,49	0,41	0,45	0,28	0,42	0,35	1,64	2,25	1,95	0,92	3,1
<i>Simarouba amara</i>	0	0	0	1,68	1,68	1,68	0,82	1,12	0,97	0,88	2,93
<i>Cupania impressinervia</i>	0,74	1,24	0,99	0,28	0,42	0,35	1,23	1,12	1,18	0,84	2,86
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	1,48	2,07	1,78	0,56	0,84	0,7	0	0	0	0,83	2,81
<i>Campomanesia dichotoma</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	1,64	1,69	1,67	0,78	2,66
<i>Syzygium malaccense</i>	0,74	1,24	0,99	0,84	0,84	0,84	0,41	0,56	0,49	0,77	2,61
<i>Symphonia globulifera</i>	0,49	0,83	0,66	0,84	1,26	1,05	0,41	0,56	0,49	0,73	2,79
<i>Cupania oblongifolia</i>	0	0	0	0	0	0	1,64	2,25	1,95	0,65	2,81
<i>Schefflera morototoni</i>	0	0	0	1,12	1,26	1,19	0,82	0,56	0,69	0,63	2,61
<i>Syzygium samarangense</i>	0	0	0	0,84	0,84	0,84	0,82	1,12	0,97	0,60	1,96
<i>Brosimum rubescens</i>	0,99	0,83	0,91	0,84	0,84	0,84	0	0	0	0,58	2,11
<i>Cordia nodosa</i>	0,49	0,83	0,66	0,28	0,42	0,35	0,82	0,56	0,69	0,57	5,03
<i>Miconia tomentosa</i>	0	0	0	0	0	0	1,64	1,69	1,66	0,56	1,64

(continua)

Tabela 4. (Continuação)

Espécie	Classe 1			Classe 2			Classe 3			RNT	VI
	DR1	FR1	RNC1	DR2	FR2	RNC2	DR3	FR3	RNC3		
<i>Guarea guidonia</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	0,82	0,56	0,69	0,46	1,65
<i>Cecropia palmata</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0,82	1,12	0,97	0,43	1,74
<i>Casearia javitensis</i>	0	0	0	0,56	0,42	0,49	0,82	0,56	0,69	0,39	1,37
<i>Caesalpinia echinata</i>	0,25	0,41	0,33	0,84	0,84	0,84	0	0	0	0,39	1,43
<i>Protium giganteum</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	0,41	0,56	0,48	0,39	1,40
<i>Swartzia pickelii</i>	0,49	0,41	0,45	0	0	0	0,82	0,56	0,69	0,38	1,57
<i>Genipa americana</i>	0,49	0,83	0,66	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,34	1,25
<i>Inga thibaudiana</i>	0	0	0	0,84	0,84	0,84	0	0	0	0,28	0,95
<i>Byrsonima</i> sp.	0	0	0	0,84	0,84	0,84	0	0	0	0,28	0,95
<i>Andira fraxinifolia</i>	0	0	0	0,28	0,42	0,35	0,41	0,56	0,48	0,28	1,04
<i>Apeiba tibourbou</i>	0	0	0	0,28	0,42	0,35	0,41	0,56	0,48	0,28	1,11
<i>Parkia pendula</i>	0,25	0,41	0,33	0,56	0,42	0,49	0	0	0	0,27	1,12
<i>Rapanea guianensis</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,27	0,96
<i>Inga ingoides</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,27	1,09
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	0,49	0,41	0,45	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,27	1,02
<i>Maytenus distichophylla</i>	0	0	0	0,56	0,84	0,7	0	0	0	0,23	0,84
<i>Cupania paniculata</i>	0	0	0	0,56	0,84	0,7	0	0	0	0,23	0,78
<i>Xylopia frutescens</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,23	0,77
<i>Helicostylis tomentosa</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,23	0,80
<i>Myrcia silvatica</i>	0,25	0,41	0,33	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,23	0,67
<i>Sloanea guianensis</i>	0	0	0	0,56	0,42	0,49	0	0	0	0,16	0,49
<i>Cupania revoluta</i>	0	0	0	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,16	0,43
<i>Trichilia lepidota</i>	0	0	0	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,16	0,43
<i>Couepia rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,16	0,41

(Continua)

Tabela 4. (Final)

Espécie	Classe 1			Classe 2			Classe 3			RNT	VI
	DR1	FR1	RNC1	DR2	FR2	RNC2	DR3	FR3	RNC3		
<i>Pera ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	0,41	0,56	0,48	0,16	0,40
<i>Siparuna guianensis</i>	0,49	0,41	0,45	0	0	0	0	0	0	0,15	0,47
<i>Myrcia splendens</i>	0,49	0,41	0,45	0	0	0	0	0	0	0,15	0,46
<i>Miconia minutiflora</i>	0	0	0	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,12	0,37
<i>Byrsonima sericea</i>	0	0	0	0,28	0,42	0,35	0	0	0	0,12	0,11
<i>Theobroma cacao</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,35
<i>Erythroxylum mucronatum</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,35
<i>Hirtella racemosa</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,35
<i>Ocotea glomerata</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,35
<i>Miconia pyrifolia</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,35
<i>Aegiphila pernambucensis</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,11
<i>Pradosia kuhlmannii</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,11
<i>Mangifera indica</i>	0,25	0,41	0,33	0	0	0	0	0	0	0,11	0,11
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	300

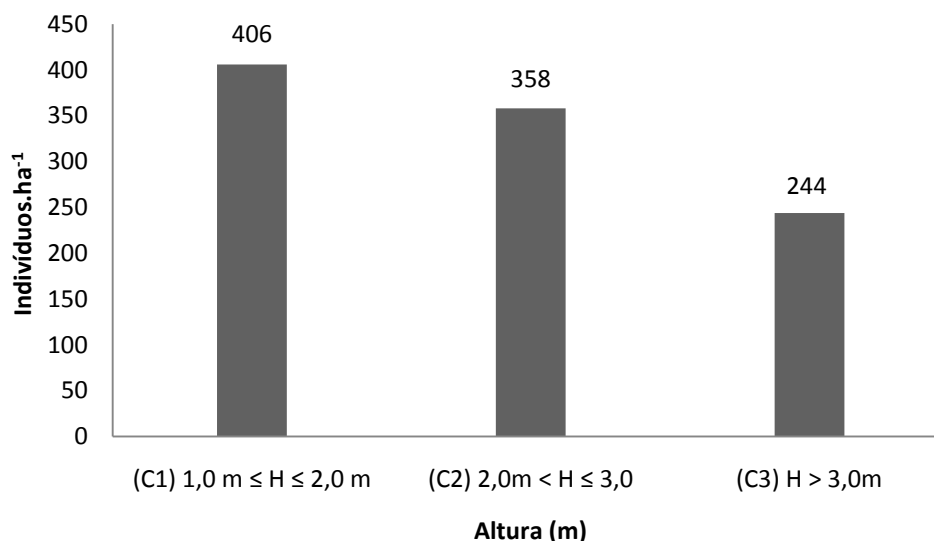
De modo geral, as espécies de maior RNT foram as mesmas que apresentaram os maiores valores de importância no estrato regenerante (Tabela 4) e podem ser encontradas nas três classes de altura analisadas neste estudo, com exceção de *Myrcia guianensis*. De acordo com Higuchi et al. (2003) e Pereira et al. (2001), as espécies que ocorrem em todas as classes de altura são aquelas que, possivelmente, possuem um maior potencial de estabelecimento na floresta e que deverão estar presentes nos estratos superiores da floresta, fato observado na área estudada, onde todas as espécies apresentadas na figura 8 (maior RNT) estão presentes no componente adulto.

Por outro lado, é importante ressaltar que a presença de determinadas espécies na regeneração de uma floresta não garante a sua permanência no futuro dossel, como é o caso de seis espécies que foram encontradas exclusivamente na regeneração natural: *Aegiphila pernambucensis*, *Apeiba tibourbou*, *Byrsonima* sp., *Couepia rufa*, *Hirtella racemosa*, *Maytenus distichophylla*, *Chrysophyllum lucentifolium*, *Pradosia kuhlmannii*, *Rapanea guianensis*, *Siparuna guianensis* e *Swartzia pickelii*.

Dentre as espécies amostradas, as que apresentaram maiores percentuais na Regeneração Natural na Classe 1 (RNC1) foram: *Artocarpus heterophyllus* (69,5%), *Miconia prasina* (4,91%), e *Tapirira guianensis*, *Syzygium cumini* e *Erythroxylum citrifolium* (as três com 1,78%). Na Regeneração Natural da Classe 2 (RNC2) foram, respectivamente, *Artocarpus heterophyllus* (59,15%), *Miconia prasina* (6,15%), *Henriettea succosa* (3,70%) e *Protium heptaphyllum* (3,42%). E na Regeneração Natural da Classe 3 (RNC3) foram as espécies: *Artocarpus heterophyllus* (57,86%), *Miconia prasina* (5,07%), *Henriettea succosa* (3,61%) e *Protium heptaphyllum* (3,12%).

No que se refere ao número de indivíduos pelas classes de altura, os valores estiveram concentrados na primeira classe de altura (C1), com 406, seguido pelas classes C2 com 358 e C3, com 244 indivíduos (Figura 9). Citadini-Zanette (1995) cita que em florestas naturais é esperada uma diminuição do número de plantas com o aumento das classes de altura.

Figura 9 - Distribuição do número de indivíduos por hectare e por classes de altura, na área estudada, Reserva Biológica de Saltinho, PE.



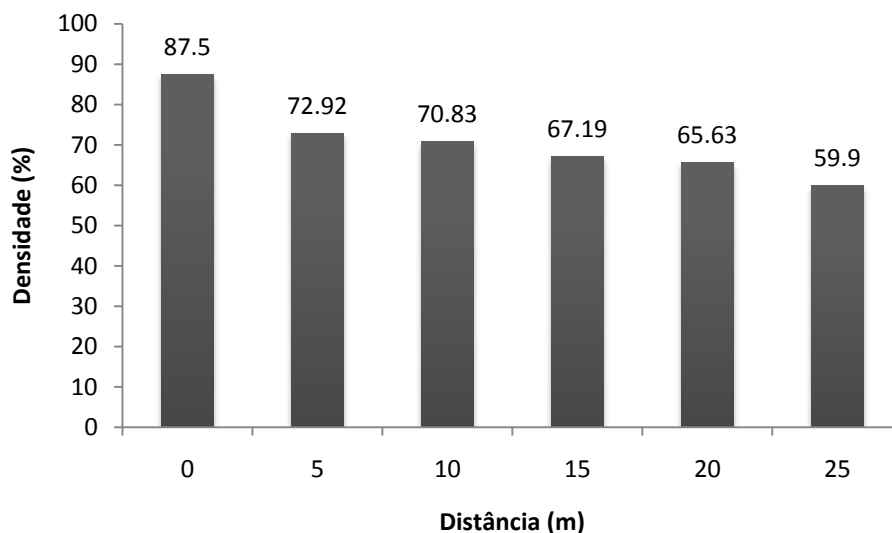
Vinte e duas espécies (36,7%) foram encontradas apenas em uma classe de altura, apresentando uma regeneração natural baixa, o que segundo Volpato (1994) pode indicar dificuldades no processo de estabelecimento da espécie.

Os valores obtidos para a regeneração natural total na comunidade estudada variaram de 0,11% a 62,18% e devem-se a presença de *Artocarpus heterophyllus*, responsável pelas maiores densidade e frequências em todas as classes de altura. A amplitude desses valores difere bastante de resultados encontrados em estudos realizados em Florestas Ombrófilas Densas de Terras Baixas, em Pernambuco, com o mesmo critério de inclusão (CAB < 15 cm). Silva Júnior (2004), no Cabo de Santo Agostinho, encontrou valores entre 0,07% e 9,16% e em Silva (2006), em Catende, os valores variaram de 0,19% a 7,59%. No nordeste catarinense, para a mesma tipologia florestal, Negrelle (1995), obteve valores para RNT de 0,09% a 18,40% e Citadini - Zanette (1995), em Orleans, SC, encontrou valores de RNT numa amplitude de 0,04% a 8,15%. Estes resultados demonstram que a presença de *A. heterophyllus* está afetando a regeneração natural das outras espécies na área estudada.

No estrato regenerante, foi possível observar uma diminuição da densidade da jaqueira à medida que os pontos amostrais se distanciam da árvore matriz (Figura 10). Percebe-se a elevada regeneração que a espécie vem tendo na área. Porém, a grande quantidade de sementes germinadas não permite com sucesso o

crescimento de todas as plântulas, inclusive de outras espécies, tanto pela competição de nutrientes do solo como pelo sombreamento da área.

Figura 10 - Densidade da jaqueira (estrato regenerante) em relação à distância da árvore matriz, na Rebio de Saltinho, Tamandaré, PE.



Além de possuir maior quantidade de indivíduos no levantamento realizado, *A. heterophyllus* obteve os maiores índices de regeneração natural e valor de importância, demonstrando um conjunto de valores que leva a concluir que as condições locais estão permitindo o desenvolvimento desta espécie e que esta possui características que favorecem seu estabelecimento em detrimento das plantas nativas. Fatores tais como a existência de substâncias alelopáticas presentes nos tecidos do táxon (PERDOMO; MAGALHÃES, 2007), alteração da química e fertilidade dos solos ocasionada pela presença da espécie (FABRICANTE et al., 2012), elevada produção de frutos e alto índice de germinação das sementes em campo (ABREU, 2008) e a dispersão por vertebrados (PINTO, 2011) são características encontradas na espécie e sugeridas por diversos autores como atributos importantes na determinação da invasibilidade de plantas (REJMANEK; RICHARDSON, 1996; WILLIAMSON; FITTER, 1996a; LONSDALE, 1999; ZILLER, 2001; HIERRO; CALLAWAY, 2003).

Fatores climáticos igualmente podem estar favorecendo a propagação de *A. heterophyllus* em Florestas Ombrófilas Densas, pois no habitat original a espécie encontra-se submetida ao clima de monção com estação seca pronunciada (CHITTIBABU; PARTHASARATHY, 2000; BHUYAN et al., 2003). Já para Florestas

Omrófilas Densas, o clima tropical e as precipitações abundantes durante o ano parecem não limitar a reprodução da espécie, de modo que na população podem ser observados indivíduos frutificando durante quase todo o ano, com picos de frutificação no verão. Isto induz a regeneração da espécie e permite assumir que a reprodução é contínua. De acordo com Prado e Catão (2010), cada indivíduo chega a produzir cerca de 100 frutos, tendo em média 40 sementes germinadas a partir de cada fruto. Assim, segundo os autores, um indivíduo reprodutivo pode dispersar cerca de 4000 sementes por ano.

Ambientes que sofreram perturbações antrópicas facilitam a dispersão e o estabelecimento de espécies invasoras e as taxas de estabelecimento das mesmas são menores em áreas naturais intactas (HUGHES; VITOUSEK, 1993; LONSDALE, 1999). Durante muitos anos áreas da Reserva de Saltinho foram utilizadas como um horto de experimentação. Além disso, dentro da área viviam inúmeras famílias, como já comentado anteriormente, na discussão da estrutura do componente arbóreo adulto. Sendo assim, o histórico de perturbação da Reserva pode explicar a susceptibilidade da área à invasão pela espécie. Como já observado por outros autores, esta espécie coloniza densamente regiões de borda de florestas e a ação antropogênica é um dos fatores que auxilia sua propagação (ABREU, 2008; FABRICANTE, 2012).

4.2.3 Diversidade Florística

Os dados da diversidade revelam o mesmo comportamento encontrado para a categoria de adultos, ou seja, uma baixa diversidade florística para a regeneração natural ($H' 1,8$), assim como uma baixa equabilidade ($J' 0,44$) da comunidade em consequência da alta abundância de indivíduos da espécie exótica.

A diversidade das espécies vegetais nativas apresentou forte correlação negativa significativa entre a densidade de *A. heterophyllus* ($r = -0,95$; $p < 0,01$), ou seja, a medida que aumenta a densidade de *A. heterophyllus* diminui a diversidade das espécies nativas.

Esta baixa diversidade de nativas corrobora a hipótese de que *A. heterophyllus* não promove a regeneração da vegetação nativa arbórea, pelo contrário, compromete a germinação e/ou o estabelecimento da vegetação natural e observar o mesmo tipo de impacto negativo nos dois estratos (adulto e regenerante) torna o

problema ainda mais relevante. Perdomo e Magalhães (2007) citaram que a espécie em questão possui efeito alelopático em suas folhas, atuando com forte efeito inibitório na germinação.

Estudos com *A. heterophyllus* na Mata Atlântica do Rio de Janeiro também encontraram baixos valores de diversidade para a regeneração natural: H' 0,86 (GOMES, 2007) e H' 1,39 (TAVARES, 2009), indicando que está ocorrendo intenso recrutamento da espécie na área.

Segundo Gomes (2007), provavelmente, parte dos indivíduos regenerantes das espécies nativas não atinge a idade adulta devido a elevada dominância ecológica da espécie exótica, competindo por luz, água e nutrientes com as nativas.

Comunidades com alta diversidade de espécies são naturalmente mais resistentes à invasão biológica (HOLDGATE, 1957; ELTON, 1958), uma vez que estes ambientes utilizam os recursos de maneira mais eficiente, dificultando a competição e o estabelecimento da espécie invasora (MACARTHUR, 1972). Porém, comunidades com baixa diversidade específica e que sofreram perturbações no ambiente tendem a se tornar mais susceptíveis à invasão (MACK et al., 2000).

A área potencial apontada para *A. heterophyllus* está inserida nas áreas brasileiras prioritárias para a conservação da biodiversidade (*Hotspots*) pela Organização Conservation International (CI, 2011). Destaca-se que juntas, Mata Atlântica e Cerrado, possuem mais de 12.000 espécies vegetais endêmicas (CI, 2011) que perdem a cada ano espaço para atividades humanas e ainda para espécies exóticas, como a aqui estudada.

Dentre as espécies amostradas, duas constam como ameaçadas de extinção nas listas oficiais do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2008) ou da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2009) são elas: *Swartzia pickelii* e *Plathymenia foliolosa*. A primeira na categoria em perigo e, a segunda, na categoria vulnerável.

Sendo assim, em um país de dimensões continentais como o Brasil, representante da maior biodiversidade do mundo, a presença de espécies exóticas invasoras nas florestas brasileiras não deve ser negligenciada (MYERS et al., 2000).

4.2.4 Índice de Associação entre espécies (IA)

Os resultados referentes à afinidade de *A. heterophyllus* e as demais espécies encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5. Índice de associação entre *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies encontradas na área de estudo, em PE.

Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Espécies	<i>Artocarpus heterophyllus</i>
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	100	<i>Cecropia palmata</i>	1
<i>Miconia prasina</i>	13	<i>Inga ingoides</i>	1
<i>Protium heptaphyllum</i>	10	<i>Sloanea guianensis</i>	1
<i>Henriettea succosa</i>	7	<i>Myrcia fallax</i>	1
<i>Tapirira guianensis</i>	6	<i>Siparuna guianensis</i>	1
<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	5	<i>Rapanea guianensis</i>	1
<i>Eschweilera ovata</i>	5	<i>Apeiba tibourbou</i>	1
<i>Syzygium cumini</i>	4	<i>Myrcia silvatica</i>	1
<i>Simarouba amara</i>	3	<i>Xylopia frutescens</i>	1
<i>Myrcia guianensis</i>	3	<i>Helicostylis tomentosa</i>	1
<i>Brosimum rubescens</i>	0	<i>Casearia javitensis</i>	1
<i>Cupania impressinervia</i>	3	<i>Protium giganteum</i>	1
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	3	<i>Theobroma cacao</i>	0
<i>Schefflera morototoni</i>	3	<i>Couepia rufa</i>	0
<i>Symphonia globulifera</i>	3	<i>Miconia minutiflora</i>	0
<i>Syzygium malaccense</i>	3	<i>Erythroxylum mucronatum</i>	0
<i>Brosimum guianense</i>	2	<i>Aegiphila pernambucensis</i>	0
<i>Syzygium samarangense</i>	2	<i>Trichilia lepidota</i>	0
<i>Guarea guidonia</i>	2	<i>Pera ferruginea</i>	0
<i>Miconia tomentosa</i>	2	<i>Byrsonima sericea</i>	0
<i>Caesalpinia echinata</i>	2	<i>Miconia pyrifolia</i>	0
<i>Cordia nodosa</i>	2	<i>Mangifera indica</i>	0
<i>Campomanesia dichotoma</i>	2	<i>Hirtella racemosa</i>	0
<i>Cupania oblongifolia</i>	2	<i>Ocotea glomerata</i>	0
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	1	<i>Pradosia kuhlmannii</i>	0
<i>Inga thibaudiana</i>	1	<i>Maytenus distichophylla</i>	0
<i>Parkia pendula</i>	1	<i>Cupania paniculata</i>	0
<i>Genipa americana</i>	1	<i>Byrsonima sp.</i>	0
<i>Thrysodium spruceanum</i>	1	<i>Swartzia pickelii</i>	0
<i>Andira fraxinifolia</i>	1	<i>Cupania revoluta</i>	0

Nota-se que todas as associações entre *A. heterophyllus* e as demais espécies obtiveram valores de IA inferiores a 19, ou seja, índices muito baixos de associação, algumas vezes não havendo associação.

Esta baixa sociabilidade pode indicar que a jaqueira explora melhor os recursos naturais no habitat ou os dispersores de sementes, apresentando melhor

desempenho entre as demais, eliminando-as por competição ou impedindo que muitas delas se estabeleçam. Uma vez estabelecida a dominância de uma espécie, o estabelecimento de outras espécies competidoras no processo de sucessão natural pode ficar inibido em função da crescente limitação dos recursos (SIMBERLOFF; Van HOLLE, 1999).

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos é possível concluir que a espécie *Artocarpus heterophyllus* provoca alterações negativas na comunidade estudada:

- Modificando a composição florística;
- Reduzindo a diversidade florística;
- Alterando a estrutura da comunidade nativa, tanto no estrato adulto como na regeneração natural.
- A espécie também está se autoregenerando de forma bastante intensa e vem interferindo no processo de regeneração natural das plantas nativas.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R. **Dinâmica de populações da espécie invasora *Artocarpus heterophyllus* L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca – Rio de Janeiro, Jardim Botânico.** 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.
- ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61 n. 4, p. 677 - 688, 2010.
- AGUIAR, O. T. **Comparação entre os métodos de quadrantes e de parcelas na caracterização da composição florística e fitossociológica de um trecho de floresta Ombrófila densa no parque estadual Carlos Botelho – São Miguel Arcanjo, São Paulo.** 2003. 119 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, São Paulo.
- ALMEIDA, L. Guerra contra as jaqueiras. **Revista Veja Rio** (Online), Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www.veja-rio.com.br>>. Acesso em: 12 maio 2013.
- ALVES JÚNIOR et al. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.1, n.único, p.49 - 56, dez. 2006.
- ANDERSON, et al. Predicting *Microstegium vimineum* invasion in natural plant communities of the southern Blue Ridge Mountains, USA. **Biological Invasions**, v.15, n. 6, p. 1217 - 1230, jun. 2013.
- ANDRADE, L. A. **Plantas Invasoras: Espécies vegetais exóticas invasoras da caatinga e ecossistemas associado.** Areia: UFPB/CCA, 2013, 100 p.
- ANDRADE, L. A. et al. Fitossociologia como ferramenta para estudar invasão biológica na Caatinga. In: FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos.** Viçosa: UFV, 2011. p. 350 - 358.
- ANDRADE, L. A. et al. Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.): impactos sobre a fitodiversidade e estratégias de colonização em área invadida na Paraíba. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 61 - 67, 2008.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 161, p. 105 - 121. 2009.
- AYYAPPAN, N.; PARTHASARATHY, N. Biodiversity inventory of trees in a large-scale permanent plot of tropical evergreen Forest at Varagalaiar, Anamalais, Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 8, n. 11, p.1533-1554, 1999.

BAKER, H. G. Characterization and modes of origin of weeds. In: BAKER, H. G.; STEBBINS, G. L. **Genetics of Colonizing Species**. New York: Academic Press. 1965. p. 147 – 168.

BAKER, H. G. The continuing evolution of weeds. **Economic Botany**, Bronx, v. 45, n. 4, p.445-449, 1991.

BATISTA, A. P. B. et al. Estrutura fitossociológica, diamétrica e hipsométrica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta atlântica no município de Moreno, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde**, Mossoró, v. 7, n. 5, p. 114 - 120, dez. 2012.

BERGALLO, H. G. et al. Jackfruit in Atlantic Forest. Brazil: Density and negative effects on small mammal community, seed dispersal and soil aggregation. In: INTERNATIONAL CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY, 23., 2009, Beijing. **Abstracts**.... Beijing, 2009. p. 20 - 24.

BLAIR, A. C.; WOLFE, L. M. The evolution of an invasive plant: an experimental study with *Silene latifolia*. **Ecology**, Tempe, v. 85, n. 11, p. 3035 – 3042, maio 2004.

BLATZ, D. M.; MOYLE, P. B. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, n. 2, p. 246 - 255, maio. 1993.

BLOSSEY, B. Herbivory below ground and biological weed control: life history of a root-boring weevil on purple loosestrife. **Oecologia**, v. 94, n. 3, p. 380 - 387, jun. 1993.

BOHN, T. et al. Rapidly changing life history during invasion. **Oikos**, Copenhagen, v.106, n. 1, p. 138 -150, jul. 2004.

BRASIL. Lei nº. 9.985 de 18 de julho de 2000. Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2000. 60 p.

BRIGHT, C. Invasive species: pathogens of globalization. **Foreign Policy Fall**, v.116, p. 50 - 64, 1999.

BROOKS, M. L. et al. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, Washington, v. 54, n. 7, p. 677 - 688, jul. 2004.

BROOKS, M. L.; PYKE, D. A. Invasive plants and fire in the deserts of North America. In: GALLEY, K. E. M.; WILSON, T. P. Proceedings of the Invasive Species Workshop: **the Role of Fire in the Control and Spread of Invasive Species**. Fire Conference 2001: the First National Congress on Fire Ecology, Prevention and Management. Tallahassee: Miscellaneous Publication, 2001. p. 1–14.

BROWER, J. E.; J. H. ZAR. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2.ed. Iowa: William C. Brown Co. 1984. 266 p.

BURKE, M. J. W.; GRIME, J. P. An experimental study of plant community invasibility. **Ecology**, Tempe, v. 77, n. 3, p. 776 - 790, abril 1996.

BHUYAN, P. et al. Tree diversity and population structure in disturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v.12, n. 8, p.1753-1773, agosto 2003.

CALLAWAY, R. M.; ASCHEHOUG, E. T. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. **Science**, Washington, v. 290, n. 5491, p. 521 - 523, nov. 2000.

CAMPBELL, R. J.; LEDESMA, N. **The exotic jackfruit: Growing the World's Largest Fruit**. Fairchild Tropical Garden, Coral Gables, Florida, 2003. 67 p.

CAPDEVILA, L. I. et al. Espécies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y manejo. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid: Ministerio del Medio Ambiente, 2006. 287 p.

CARAUTA, J. P. P. Moráceas do estado do Rio de Janeiro. **Albertoa**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 13, p.145 - 194, 2002.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 291 - 301, set. 2002.

CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA (CDB). 1992. Disponível em: <<http://www.cdb.gov.br/CDB>>. Acesso em: 22 nov. 2012.

CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA (CDB). Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica. **Panorama da Biodiversidade Global 3**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA), 2010. 94 p.

CEPAN - Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste. **Contextualização Sobre Espécies Exóticas Invasoras - Dossiê Pernambuco**. 2009. 63 p. (Documento técnico). Disponível em: <<http://cepan.org.br/uploads/file/arquivospdf>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

CHAVES, C.M., et al. **Arboreto Carioca 3**. Rio de Janeiro: Centro de Conservação da Natureza, 1966. 28 p.

CHITTIBABU, C. V.; PARTHASARATHY, N. Attenuated tree species diversity in human impacted tropical evergreen forest sites at Kollihills, Eastern Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 9, n. 11, p. 1493 - 1519, 2000.

CITADINI-ZANETTE, V. **Fitossociologia e aspectos dinâmicos de um remanescente da Mata Atlântica na microbacia do Rio Novo, Orleans, SC**. 1995. 236 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

CONSULTORIA E DESENVOLVIMENTO DE SISTEMAS (CIENTEC). **Software Mata Nativa versão 2.09**. Viçosa – MG, 2006.131 p.

- COHEN, J. et al. Thousands introduced annually: the aquarium pathway for non-indigenous plants to the St Lawrence Seaway. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 5, n. 10, p. 528 - 532, dez. 2007.
- COOK, R. The biology of seeds in the soil. **Botanical Monographs**, California, v. 15, p. 107 - 129, 1980.
- COLAUTTI, R. I. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, n.8, p. 721 - 733, ago. 2004.
- CONSERVATION INTERNATIONAL(CI). 2011. Biodiversity Hotspots. Disponível em: <<http://www.biodiversityhotspots.org/Pages/default.aspx>>. Acesso em: 12 set. 2013.
- COSTA JÚNIOR, R. F. Florística arbórea de um fragmento de Floresta Atlântica em Catende, Pernambuco Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 2, n.4, p. 297 - 302, 2007.
- COSTA JÚNIOR, R. F. et al. Estrutura fitossociológica do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na mata sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 173 - 183, jun. 2008.
- COTTAM, G.; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, Tempe, v. 37, p. 451 - 460, 1956.
- CRANE, J. H. et al. **The Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) in Florida**. Fact Sheet HS-882. Florida:Horticultural Sciences Department, Florida. Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, 2002. 882 p.
- CRAWLEY, M. J. The Population Biology of Invaders. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 314, n. 1167 p. 711- 729, dez. 1986.
- CRAWLEY, M. J. Insect herbivores and plant population dynamics. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 34, p. 531 - 564, jan. 1989.
- CRISPO, E. Broken barriers: human-induced changes to gene flow and introgression in animals. **BioEssays**, Cambridge, v. 33, n. 7, p. 508 - 518, 2011.
- CRONK, C. B.; FULLER, J. L. **Plant invaders: the threat to natural ecosystems**. London: Chapman and Hall, 1995. 241p.
- CROWL, T. A. et al. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Whashington, v.6, p. 238 – 246, 2008.
- CUMMING, G. S. Habitat shape, species invasions, and reserve design: insights from simple models. **Conservation Ecology**, York, v. 6, n. 1, 2002. Disponível em: <www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art3>. Acesso em: 15 maio 2013.

DAEHLER, C. C. Performance comparisons of co-occurring native and alien plants: Implications for conservation and restoration. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 183 - 211, nov. 2003.

D'ANTONIO, C. M. et al. Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. In: Walker, L. R. **Ecosystems of disturbed ground**. Amsterdam: Elsevier. 1999. p. 413 - 452.

D'ANTONIO, C. M. Fire, Plant Invasion and Global Changes. In: MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive Species in a Changing World**. Washington: Island Press. 2000. p. 31 - 55.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 23, p. 63 - 87, nov. 1992.

DAVIS, M. A., et al. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 4, p. 528 - 534, agosto 2000.

DAVIS, M. A.; PELSOR, M. Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. **Ecology Letters**, Oxford, v. 4, n. 5, p. 421 - 428, agosto 2001.

DI STÉFANO, J. F. et al. Potencial invasor de *Syzigium jambos* (Myrtaceae) en fragmentos boscosos: El caso de Ciudad Colón, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, San Jose, v. 46, n. 3, p. 1 - 9, 1998.

DRUMOND, M. A. et al. Sociabilidade das espécies florestais da Caatinga em Santa Maria da Boa Vista - PE. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Curitiba, v. 4, p. 47-59. 1982.

ELEVITCH, C.R.; WILKINSON, K.M. **Agroforestry guides for Pacific Islands**. Honolulu, Hawai'i: Permanent Agri-culture Resources, 2000. p. 24 - 69.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London: Methuen, 1958. 81 p.

ENSERINK, M. Predicting invasions: biological invaders sweep. **Science**, Washington, v.285, n. 5435, p. 1834 - 1836, set. 1999.

ESCHTRUTH, A. K.; BATTLES, J. J. Assessing the relative importance of disturbance, herbivory, diversity, and propagule pressure in exotic plant invasion. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 79, n. 2, p. 265 - 280, 2009.

ESCHTRUTH, A.K.; BATTLES, J. J. The importance of quantifying propagule pressure to understand invasion: an examination of riparian forest invasibility. **Ecology**, Tempe, v. 92, n. 6, p.1314 - 1322, jun. 2011.

ESPIG, S. A. **Distribuição de nutrientes em fragmento de Mata Atlântica em Pernambuco**. 2003. 52f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

EWEL, J. J. et al. Deliberate introductions of species: research needs. **BioScience**, Washington, v. 49, p. 619 - 630, 1999.

FABRICANTE, J.R. Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 26, n. 2, p. 399 - 407, 2012.

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: UNB, 2003, 68 p.

FERRÃO, J.E.M. **A aventura das plantas e os descobrimentos portugueses**. 2ed. Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical, 1993. 241 p.

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N. Caracterização fisionômica - estrutural de um remanescente de Floresta Ombrófila Montana de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 20, n. 4, p. 911 - 926, 2006.

FOX, M. D.; FOX, B.J. The susceptibility of natural communities to invasion. In: GROVES, R. H.; BURDON, J. J. **The Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective**. Canberra: Australian Academy of Science, 1986. p. 57 - 66.

GARDENER, M. R. et al. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. **Plant Ecology and Diversity**, Edinburgh, v. 5, n. 2, p. 225-232, 2012.

GOMES, E. R. S. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação da cidade do Rio de Janeiro: estudo de população de Jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus* L.) no parque natural municipal do Mendanha**. 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro, Instituto de Florestas, Rio de Janeiro.

GRAY, A. J. Do invading species have definable genetic characteristics? **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, Londres, v. 314, n.1167, p. 655 - 672, dez. 1986.

GREENE, D. F.; JOHNSON, E. A. Estimating the mean annual seed production of trees. **Ecology**, Tempe, v. 75, n. 3, p. 642 - 647, abr. 1994.

HANSKI, I. Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. **Species diversity in ecological communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1993. p.108 - 116.

HIERRO, J. L. et al. Disturbance Facilitates Invasion: The Effects Are Stronger Abroad than at Home. **The American Naturalist**, Chicago, v. 168, n. 2, p. 234 - 251, ago. 2006.

HIERRO, J. L.; CALLAWAY, R. M. Allelopathy and exotic plant invasion. **Plant and Soil**, The Hague, v. 256, n. 1, p. 29 - 39, maio 2003.

HIGUCHI, P. et al. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 893 - 904, 2003.

HIGGINS, S. I. et al. Predicting the Landscape-Scale Distribution of Alien Plants and Their Threat to Plant Diversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 2, p. 303 – 313, abr. 1999.

HOBBS, R. J.; HUENNEKE, L. F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 6, n. 3, p. 324-337, set. 1992.

HOBBS, R.J.; HUMPHRIES, S.E. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 4, p.761 - 770, agosto 1995.

HODKINSON, D. J.; THOMPSON, K. Plant dispersal: the role of man. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 34, p. 1484 - 1496, 1997.

HOLDGATE, M. W. Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, Londres, v. 314, p. 733 – 742, 1986.

HUENNEKE, L. F.; VITOUSEK, P.M. Seedling and clonal recruitment of the invasive tree *Psidium cattleianum*: implications for management of native Hawaiian forests. **Biological Conservation**, Essex, v. 53, n. 3, p.199 - 211, 1990.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P.M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. **Oecologia**, Berlin, v. 93, n. 4, p. 557- 563, abril 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Resumo executivo do plano de manejo da Reserva Biológica de Saltinho**. Brasília, 2003. 25 p.

_____. **Plano de erradicação e controle de espécies vegetais exóticas invasoras: Restauração ambiental na reserva biológica de saltinho**. Brasília, 2010. 37 p.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Base de Dados sobre Espécies Exóticas Invasoras em I3N-Brasil**. 2010. Disponível em: <www.institutohorus.org.br>. Acesso em: 10 jun. 2013.

International Union for Conservation of Nature (IUCN). Red List of Threatened Species. Version 2009.1. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>> Acesso em: 31 ago. 2013.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 4, p. 164 - 170, abril 2002.

- KHAN M. L. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* Lam. a tropical tree species of north-east India. **Acta Oecologica**, Paris, v. 25, n. 1 - 2, p. 103 - 110, 2004.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 4, p. 199 - 204, abril 2001.
- KUMAR, M. et al. Phytotoxic effects of agroforestry tree crops on germination and radicle growth of some food crops of Mizoram. **Lionya**, v. 11, n. 2, p 83 – 89, 2006.
- LAWTON, J. H. Range, population abundance and conservation. **Trends in Ecology & Evolution** , Amsterdam, v. 8, n. 11, p. 409 - 413, nov. 1993.
- LEÃO, T. C. C. et al. **Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, manejo e políticas públicas**. Recife: Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2011. 99 p.
- LIMA, A. S. de. **Regeneração natural em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa na bacia do rio Capibaribe, Pernambuco**. 2011. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- LOCKWOOD, J. L et al. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 5, p. 223 - 228, maio. 2005.
- LODGE, D. M. Biological invasions: lessons from ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 8, n. 4, p. 133 - 137, abr. 1993.
- LONSDALE, W. M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology**, Tempe, v. 80, n. 5, p. 1522 - 1536, jul. 1999.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3. ed. Nova Odessa (SP): Plantarum, 1998. v. 1, 352 p.
- LUGO, A. E. The future of the forest: ecosystem rehabilitation in the tropics. **Environment**, Washington, v. 30, n. 2, p. 41 - 45, mar. 1988.
- MACK, R. et al. Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 3, p. 689 - 710, 2000.
- MACARTHUR, R. M. **Geographical ecology**. New York: Harper and Row, 1972. 269 p.
- MAGNUSSON, W. E. Homogeneização biótica. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 211 – 229.
- MAHESWARI, P.; SINGH, U. 1965. **Dictionary of economic plants of India**. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research, 1965. 110 p.

MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n.1, p.183 - 191, 2008.

MARTIN, P. H. et al. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 7, n. 3, p. 142 - 149, 2009.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. 2. ed. Campinas-SP: UNICAMP, 1993. 246 p.

MCGUINNES, W. G. The relationship between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semiarid region. **Ecology**, Tempe, v. 15, n. 3, p.263-282, 1934.

MCNEELY, J. A. **The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species**. Cambridge: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2001. Disponível em: <<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2001-002.pdf>>. Acesso em: 13 jul. 2013.

MENDONÇA, N. T. **Florística e fitossociologia em fragmento de Mata Atlântica – Serra da Bananeira, Estação Ecológica de Murici, Alagoas**. 2005. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

MICHAELIDES, S. et al. Human introductions create opportunities for intra-specific hybridization in an alien lizard. **Biological Invasions**, v. 15, n. 5, p. 1101 - 1112, maio. 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. DC: World Resources Institute. 2005. 85 p. Disponível em: <<http://www.unep.org/maweb/en/index.aspx>>. Acesso em: 17 jun. 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Instrução Normativa MMA nº 06, de 23 de setembro de 2008. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçada de extinção aquelas constantes do Anexo I e reconhece como espécies da flora brasileira com deficiência de dados aquelas constantes do Anexo II a esta Instrução. Brasília, DF, 2008.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 1983. Disponível em: <<http://www.missouri-botanicalgarden.org>>. Acesso em: 10 jun. 2013.

MOHLER, C. L. Weed management: a need for ecological approaches. In: MATT, L.; MOHLER, C. L.; STAVER, C. P. **Ecological management of agricultural weeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. cap. 10, p. 444 - 493.

MONTY, A. et al. Fire promotes downy brome seed dispersal. **Biological Invasions**, v. 15, n. 5, p. 1113 - 1123, maio 2013.

MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive Species in a Changing World**. Washington: Island Press, 2000. 475 p.

MORO, F. M.; MARTINS, F. R. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Viçosa: UFV, 2011. p. 174 - 208.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Viçosa: UFV, 2011. P. 174 - 212.

MORTON, J. Jackfruit. In: MORTON, J. **Fruits of warm climates**. Miami: Florida Flair Books, 1987. p. 58 - 64.

MOYLE, P. B.; ELLSSWORTH, S. **Essays in Wildlife Conservation** - MarineBio.org. MarineBio Conservation Society. 2004. Disponível em: <www.marinebio.org/oceans/conservation/moyle/index.asp>. Acesso em: 24 abr. 2013.

MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 78, n. 1, p. 149 - 161, out. 1996.

MUELLER – DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley & Sons, 1974. 547 p.

MURALIDHARAN, V. K. et al., Collecting jackfruit germplasm in Western Ghats. **Indian Journal of Plant Genetic Resources**, Nova Deli, v. 10, n. 2, p. 227 - 231, 1997.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, p. 853 – 858, 2000.

NEGRELLE, R. R. B. **Composição florística, estrutural fitossociológica e dinâmica de regeneração da Floresta Atlântica na reserva Volta Velha, município. Itapoá, SC**. 1995. 222 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

NOVELLI, F. Z. O papel da barocoria na estruturação da população da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam. na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. **Natureza on line**, Espírito Santo, v. 8, n. 2, p. 91 – 94, 2010.

OLIVEIRA, L. C. et al. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by Golden - Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Cabruca Agroforest. **Environmental Management**, Nova Iorque, v. 48, n. 2, p. 248 - 262, agos. 2011a.

OLIVEIRA, L. S. B. et al. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno - PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, PE, v. 6, n. 3, p. 502 - 507, 2011b.

OLIVEIRA, Y. M. M.; ROTTA, E. Levantamento da estrutura horizontal de uma Mata de Araucária do primeiro planalto Paranaense. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Curitiba, n.4, p.1 - 46, jun.1982

PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v. 1, n. 1, p. 3 - 19, mar. 1999.

PARKER, I. M.; GILBERT, G. S. When there is no escape: the effects of natural enemies on native, invasive, and noninvasive plants. **Ecology**, Tempe, v. 88, n. 5, p. 1210 - 1224, 2007.

PARKER, J. D. et al. Opposing effects of native and exotic herbivores on plant invasions. **Science**, Washington, v. 311, n. 5766, p. 1459 - 1461, mar. 2006.

PASCAL, J. P.; PELISSIER, R. Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in south West India. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 2, p. 191 - 214, 1996.

PEELER, E. J. Non-native aquatic animals have driven disease emergence in Europe. **Biological Invasions**, v. 13, n. 6, p. 1291 - 1303, jun. 2011.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 20, n. 4, p. 887 - 898, 2006.

PEREIRA, R. A. et al. Caracterização da paisagem com ênfase em fragmentos florestais, no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 3, p. 327 - 333, 2001.

PEREIRA, V. J. ; KAPLAN, M. A. C. *Artocarpus*: Um gênero exótico de grande bioatividade. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 1 - 15, 2013.

PERDOMO, M.; MAGALHÃES, L. M. S. Ação alelopática (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 52 - 55, 2007.

PERNAMBUCO. Decreto Estadual n. 19.635, de 13 de março de 1997. Declara como Área de Proteção Ambiental a região situada nos municípios de Sirinhaém, Rio Formoso, Tamandaré e Barreiros e dá outras providências. Pernambuco. 1997. p. 1 - 2. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/legislação/decretos/decretos_estaduais> Acesso em: 26 nov. 2012.

PERRINGS, C. et al. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. **Conservation Ecology**, York, v. 6, n. 1, art.1, 2005. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>> Acesso: 25 maio 2013.

PETENON, D.; PIVELLO, V.R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 6, p. 65 - 77, 2008.

PIELOU, U.C. **Mathematical ecology**. Nova Iorque: John Wiley. 1977. 385 p.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 1 - 20, mar. 2001.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 1, p. 53 - 65, jan. 2000.

PIMENTEL, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 52, n. 3, p. 273 - 288, fev. 2005.

PINTO, M. M. **Remoção de sementes de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em área de floresta nativa e área com dominância de jaqueira na reserva biológica de Duas Bocas, Cariacica, ES.** 2011. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro Universitário Vila Velha, Espírito Santo.

POLLNAC, F. et al. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. **Biological Invasions**, v. 14, n. 4, p. 1753 - 1763, ago. 2012.

PRADO, R.; CATÃO, H. Fronteiras do manejo: embates entre concepções num universo de unidade de conservação. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 13, n.1, p. 83 – 93, jun. 2010.

PRAKASH, et al., *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruit): An overview. **Pharmacognosy Review**, v. 3, n. 6, p. 353 - 358, 2009.

PRESTES, M. E. B. **A investigação da natureza no Brasil colônia.** São Paulo: Annablume, FAPESP, 2000. 220 p.

PRIMACK, R. B. et al. Growth Rates and Population Structure of Moraceae Trees in Sarawak East Malaysia. **Ecology**, Tempe, v. 66, n. 2, p. 577- 588, 1985.

PRIMACK, R. B. Regulation of seed yield in *Plantago*. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 66, p. 835-847, 1987.

PROGRAMA GLOBAL DE ESPÉCIES INVASORAS (GISP). América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. 2005. 80 p. Disponível em: <<http://www.gisp.com>>. Acesso em: 12 jul. 2013.

PYŠEK, P. et al. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. **Taxon**, Utrecht, v. 53, n. 1, p. 131-143, 2004.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 35, p. 25 – 55, 2010.

RADOSEVICH, S. R. et al. Plant invasions – process and patterns. **Weed Science**, Champaign, v. 51, n. 2, p. 254 - 259, mar. 2003.

RAHMAN, A. K. M. M. et al., Microscopic and chemical changes occurring during the ripening of two forms of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.). **Food Chemistry**, Londres, v. 52, p. 405 - 410, 1995.

RAÍCES, D. S. L. **A influência de uma espécie exótica invasora, *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (jaqueira), sobre uma comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão de sementes nativas.** 2012. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

REDDY, B. M. C. et al., Studies on physico-chemical characteristics of jackfruit clones of south Karnataka Karnataka. **Journal of Agricultural Sciences**, Toronto, v. 17, n. 2, p. 279 - 282, 2004.

RÊGO, P. L. **Regeneração natural em matas ciliares na bacia do rio Goiana - PE.** 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

REJMÁNEK, M. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. **Biological Conservation**, Essex, v. 78, n. 1, p. 171 - 181, out. 1996.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, Tempe, v. 77, n. 6, p. 1655- 1661, set. 1996.

RHYMER, J. M.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 27, p. 83 - 109, 1996.

RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. **Diversity and Distribution**, v. 6, n. 2, p. 93 - 107, dez. 2000.

RICHARDSON, D. M.; COWLING, R.M. Why is mountain fynbos invulnerable and which species invade? In: VAN WILGEN, B.W. et al. **Fire in South African mountain fynbos.** 1992. p. 161- 181.

RIDENOUR, W. M.; CALLAWAY, R. M. The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. **Oecologia**, Berlin, v. 126, n. 3, p. 444 - 450, fev. 2001.

ROCHA, K. D. da. **Estrutura da vegetação arbórea em um fragmento de Floresta Atlântica em Igarassu, Pernambuco.** 2007. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

ROHR, R. **Caracterização do solo e da serrapilheira em área de ocorrência de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* L.) no Parque Natural Municipal da Serra do Mendanha - RJ.** 2008. 38 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ROSECCHI, E. et al., Can life history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. **Freshwater Biology**, Oxford, v.46, n. 7, p. 845 - 853, jul. 2001.

RYDIN, H.; BORGEGARD, S. Plant characteristics over a century of primary succession on islands, Lake Hjalmarén. **Ecology**, Tempe, v. 72, n. 3, p. 1089 - 1101, 1991.

SAKAI, A. K. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 32, p. 305 - 332, nov. 2001.

SALOMÃO, R. P. et al. Phytosociological analysis of Tropical Rain Forest and determination of key-species to recovery of degraded area based through the importance value index. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 1, p. 57-102, jan. 2012.

SANTOS, M. A. dos. **A influência da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* (jaqueira) sobre a comunidade de anuros de serrapilheira em uma área de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil**. 2013. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Rio de Janeiro.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana, IL: University of Illinois Press. 1949. 125 p.

SHELEY, R. L.; KRUEGER-MANGOLD, J. Principles for restoring invasive plant infested rangeland. **Weed Science**, v. 51, n. 2, p. 260 - 265, mar. 2003.

SILVA JÚNIOR, J. F. **Estudo fitossociológico em um remanescente de Floresta Atlântica visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de Cabo de Santo Agostinho, PE**. 2004. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

SILVA, W. C. et al. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v.17, n. 4, p.321 - 331, 2007a.

SILVA, W. C **Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em quatro fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco**. 2006. 73 f. Dissertação (Mestre em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

SILVA, G. O. et al. Effect of the addition of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) seeds bran in dietary on the egg production, yolk pigmentation and dropping humidity in Japanese quails. **Food Science and Technology**, Londres, v. 26, p. 188 – 197, 2007b.

SIMBERLOFF, D. The politics of assessing risk for biological invasions: The USA as a case study. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 5, p. 216 - 222, maio 2005.

SIMBERLOFF, D.; Van HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biological Invasions**, v. 1, n. 1, p. 21 – 32, mar. 1999.

SIQUEIRA, D. R. et al. Physiognomy, structure and floristic in aa área of Atlantic Forest in northeast Brazil. In: GOTTSBERGER, G.; LIEDE, S. (Eds.). **Life Forms**

and Dynamics in Tropical Forest. Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 2001. p. 11 - 27.

SIQUEIRA, J. C. Bioinvasão vegetal: Dispersão e propagação de espécies nativas e exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC – Rio). **Revista de Pesquisa Botânica**, v. 57, p. 319 - 330, 2006.

SMITH, R. G. Lessons from agriculture may improve the management of invasive plants in wild land systems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 4, n. 8, p. 428 - 434, 2006.

SODHI, N.S. et al. Artificial nest and seed predation experiments on tropical southeast Asian islands. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 12, n. 12, p. 2415 - 2433, 2003.

SOEPADMO, E. *Artocarpus heterophyllus* Lam. In: VERHEIJ, E.W.M.; R.E. CORONEL. **Plant Resources of South East Asia. Edible Fruits and Nuts.** Indonesia: Prosea, 1992. p. 756 - 775.

SOUSA JÚNIOR, P. R. C. **Estrutura da comunidade arbórea e da regeneração natural em um fragmento de floresta urbana, Recife - PE.** 2006. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

STEIN, B. A. et al. Nature Conservancy and Association for Biodiversity Information. In: **Precious heritage: the status of biodiversity in the United States.** New York: Oxford University Press, 2000. 367 p.

STORFER, A. Landscape genetics: where are we now? **Molecular Ecology**, Oxford, v. 19, n. 17, p. 3496 - 3514, 2010.

SUTHERST, R. W. Climate Change and Invasive Species: A Conceptual Framework. In: MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive Species in a Changing world.** Washington, D.C.: Island Press, 2000. p. 425 - 434.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, RJ, v. 59, n. 2, p. 251 - 261, 1999.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, RJ, v. 20, n.1, p. 57 - 66, 1997.

TAVARES, J. V. et al. Florística da regeneração natural da espécie *Artocarpus heterophyllus*, L. no Parque Natural Municipal do Mendanha, Rio de Janeiro. **Anais...** do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço/MG, set., p.1-2, 2009.

TEIXEIRA, L. J. **Fitossociologia e florística do componente arbóreo em topossequência na Reserva Biológica de Saltinho, Pernambuco.** 2009. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

- TEIXEIRA, C. V.; MANTOVANI, W. Vegetação na borda de um fragmento florestal na área metropolitana de São Paulo, SP. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n.32, p. 133-148, 1998.
- THAMAN, R. R.; ALI, I. Agroforestry on smallholder sugar-cane farms in Fiji. In: CLARKE, W.C.; R.R. THAMAN. **Agroforestry in the Pacific Islands: Systems for Sustainability**. Tokyo: United Nations University Press, 1993. p. 134 - 145.
- THOMAS, C. A. Jackfruit, *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae), as a source of food and income. **Economic Botany**, Bronx, v. 34, n. 2, p. 154 - 159, 1980.
- THOMPSON, J. D. The biology of an invasive plant. **BioScience**, Washington, v. 41, p. 393 - 401, 1991.
- TILLMAN, D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. **Ecology**, Tempe, v. 78, n. 1, p. 81 - 92, jan. 1997.
- TOMBACK, D. F.; LINHART, Y. B. The evolution of bird-dispersed pines. **Evolutionary Ecology**, Londres, v. 4, n. 3, p. 185 - 219, jul. 1990.
- TRENHAM, P. et al. Biochemical identification and assessment of population subdivision in morphologically similar native and invading smelt species (*Hypomesus*) in the Sacramento - San Joaquin Estuary, California. **The American Fisheries Society**, v. 127, p. 417 - 424, 1998.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1982. 1661 p.
- VAN WILGEN, B. W. 1990. Fire management in southern Africa: Some examples of current objectives, practices and problems. In: GOLDAMMER, J. G., **Fire in the Tropical Biota**. Berlin: Springer-Verlag, 1990. p. 179 - 215.
- VAN WILGEN, B. W.; RICHARDSON, D. M. The effects of alien shrub invasions on vegetation structure and fire behaviour in South African fynbos shrublands: A simulation study. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 22, n. 3, p. 955 - 966, dez. 1985.
- VAUGHN, S. F.; BERHOW, M. A. Allelochemicals isolated from tissues of the invasive weed garlic mustard (*Alliaria petiolata*). **Journal of Chemical Ecology**, Nova Iorque, v. 25, n. 11, p. 2495 - 2504, nov. 1999.
- VERMEIJ, G. J. An agenda for invasion biology. **Biological Conservation**, Essex, v.78, n. 1, p. 3 - 9, out. 1996.
- VITOUSEK, P. M. et al. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. **Science**, Washington, v. 238, n. 4828, p. 802 - 804, nov.1987.
- VITOUSEK, P. M. et al. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist**, New Haven, v. 84, p. 468 - 478, out. 1996.

VITOUSEK, P. M.; L. WALKER. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, and ecosystem effects. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 59, n. 3, p. 247 - 265, set. 1989.

VITOUSEK, P. M. et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, Washington, v. 277, n. 5325, p. 494 - 499, 1997.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

WESTBROOKS, R., **Invasive plants: changing the landscape of America: fact book**. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds. 1998. 107 p.

WILLIAMS, C. F. et al. A risk assessment for managing non-native parasites. **Biological Invasions**, v. 15, n. 6, p.1273 - 1286, jun. 2013.

WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. London: Chapman & Hall, 1996. 244 p.

WILLIAMSON, M. H; FITTER, A. The varying success of invaders. **Ecology**, Tempe, v.77, n. 6, p. 1661 - 1666, set. 1996a.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, Essex, v. 78, n. 1, p. 163 - 170, out. 1996b.

WHITMORE, T. C. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. In: GOMES - POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, The Par Eeon Publishing Group, 1990. p. 67 - 89.

WOLFE, L. M. Why alien invaders succeeds support the escape from enemy hypothesis. **The American Naturalist**, Chicago, v. 160, n. 6, p. 705 - 711, dez. 2002.

ZAVALETA, E. Valuing ecosystem services lost to Tamarix invasion in the United States. In: MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive Species in a Changing World**. Washington: Island Press, 2000. p. 261 - 302.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, Sao Paulo, v. 34, n. 3, p. 431- 446, set. 2011.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ZILLER, S. R. et al. **Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras**. Programa de Espécies Exóticas Invasoras para a América do Sul - The Nature Conservancy, Programa Global de Espécies

Invasoras (GISP). 2007. 56 p. Disponível em <<http://www.institutohorus.org.br>>
Acesso em: 5 nov. 2013.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 178, p. 77 - 79, 2001.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 5, p. 8 - 15, 2007.