

Maria Auxiliadora de Andrade Costa

Influência da população da espécie exótica
Terminalia catappa L. (Amendoeira) sobre
espécies nativas numa área da Restinga, domínio
Tropical Atlântico, Salvador, Bahia

Salvador/BA

2010

Maria Auxiliadora de Andrade Costa

Influência da população da espécie exótica
Terminalia catappa L. (Amendoeira) sobre espécies
nativas numa área da Restinga, domínio Tropical
Atlântico, Salvador, Bahia

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biologia da Universidade Federal
da Bahia, para a obtenção de Título
de Mestre em Ecologia e
Biomonitoramento

Orientadora: Dr.^a Maria Aparecida
José de Oliveira

Co-Orientadora: MSc. Maria Lenise
Silva Guedes

Salvador/BA

2010

Banca Examinadora:

ORIENTADORA:

Prof.^a Dr.^a Maria Aparecida Jose de Oliveira

TITULARES:

Prof.^a Dr.^a Carmen Sílvia Zickel

Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto

SUPLENTE:

Prof. Dr. Mauro Ramalho

Sistema de Bibliotecas da UFBA

Costa, Maria Auxiliadora de Andrade.

Influência da população da espécie exótica *Terminalia catappa* L. (Amendoeira) sobre espécies nativas numa área da restinga, domínio tropical Atlântico, Salvador, Bahia / Maria Auxiliadora de Andrade Costa. - 2010.

49 f. : il.

Orientadora : Prof^a. Dr^a. Maria Aparecida José de Oliveira.

Co-orientadora : Prof^a. MSc. Maria Lenise Silva Guedes.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2010.

1. Amendoeira - Crescimento. 2. Plantas - Efeito da luz. 3. Árvores - Mudas. 4. Plantas - Competição. I. Oliveira, Maria Aparecida José de. II. Guedes, Maria Lenise Silva. III. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. IV. Título.

CDD - 571.8
CDU - 581.143

Ao meu pai...

“As intervenções humanas quase nunca realizam as expectativas humanas.
Seus campos se empobrecem,
seus pastos se tornam magros e lenhosos,
suas cidades entram em colapso.
O mundo natural, simplificado,
em desacordo com os desejos humanos mas em resposta a seus atos,
converte-se em uma enorme macega cosmopolita de luto.”

Warren Dean.

A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.

Agradecimentos

A DEUS pela onipresença;

A mainha, Lúcia Borges, quisera algum dia ter tanta sabedoria, muito além dos livros;

Ao meu pai, Agnaldo, que cedo me ensinou que a liberdade se conquista através da honestidade e do conhecimento;

A minha irmã, Jane, pelo amor e presença constante nas minhas ausências;

A minha filha, Maria, amor da minha vida, grande cúmplice e parceira na utilização do computador;

A Alberto Lopes, companheiro de todas as horas, pela paciência, compreensão, estímulo e intermináveis correções deste manuscrito;

A Oscar Barreto pelo apoio incondicional;

A minha orientadora, Maria Aparecida José de Oliveira, pela confiança e apoio ao longo de todo o trabalho;

A minha co-orientadora, Maria Lenise da Silva Guedes, pelo carinho, imensa atenção, inúmeras contribuições e por mais esta parceria;

Aos membros da banca: Prof.^a Dr.^a Carmen Sílvia Zickel, Prof. Dr. Eduardo Mariano e Prof. Dr. Mauro Ramalho;

A equipe da APA Lagoas e Dunas do Abaeté pelo apoio logístico, em especial a Jeziel de Jesus e Sr. Manoel dos Santos, que me auxiliaram em todas as idas ao campo, mesmo em condições adversas. Sem eles este trabalho não seria possível;

A Clara Ferreira e Carla Ramos, pela amizade e longas discussões sobre o projeto;

A Andréa Magalhães que, mesmo longe, esteve sempre por perto;

A Jackson, meu amigo geógrafo, sempre disposto a me auxiliar;

A Franklin Queiroz, gestor da APA, que incentivou e apoiou a realização da pesquisa;

A Francisco Sanches, Daniel Oliveira, Marise e Iury pelo auxílio nos trabalhos de campo;

Aos revisores anônimos da qualificação.

Sumário

Lista de Figuras.....	02
Lista de Tabelas.....	03
Texto de Divulgação.....	04
Resumo.....	06
<i>Abstract</i>	07
1. Introdução.....	09
2. Material e Métodos.....	15
2.1. Espécie estudada.....	15
2.2. Caracterização da área.....	16
2.3. Delineamento amostral.....	17
2.3.1. Levantamento Quali-quantitativo.....	17
2.3.2. Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da <i>T. catappa</i> sobre o crescimento de três espécies nativas.....	17
2.3.3. Avaliação do sombreamento e da serrapilheira provenientes da <i>T. catappa</i> sobre o banco de plântulas no campo e em casa de vegetação.....	18
2.4. Análise estatística.....	19
3. Resultados e discussão	21
3.1. Levantamento Quali-quantitativo.....	21
3.2. Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da <i>T. catappa</i> sobre o crescimento de três espécies nativas.....	27
3.3. Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da <i>T. catappa</i> sobre a sobrevivência de três espécies nativas.....	29
3.4. Avaliação do sombreamento e da serrapilheira provenientes da <i>T. catappa</i> sobre o banco de plântulas no campo e em casa de vegetação.....	30
4. Conclusão.....	33
5. Agradecimentos.....	34
6. Referências Bibliográficas.....	34
Apêndices.....	45

Lista de Figuras

Figura 1. Localização da APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador,BA.....	17
Figura 2. Aspectos gerais da APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA....	20
Figura 3. Valor de Importância (VI) das espécies arbóreas e arbustivas. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia. 2009.....	25
Figura 4. Distribuição de classes de diâmetros de indivíduos das espécies (A) <i>T.catappa</i> ; (B) <i>S. terebinthifolia</i> ; (C) <i>A. fraxinifolia</i> ; (D) <i>Cecropia</i> sp; (E) <i>P. diversifolium</i> ; (F) <i>C. fairchildiana</i> e (G) <i>I. capitata</i> . APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia. 2009.....	26
Figura 5. Blox plot da mediana e alturas máximas e mínimas de indivíduos de <i>I. capitata</i> (A), (B) e <i>S. terebinthifolia</i> (C), (D), submetidas a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil. 2009.....	27
Figura 6. Percentual de sobrevivência das espécies <i>S. terebinthifolia</i> , <i>A. occidentale</i> e <i>I. capitata</i> , submetidas a diferentes fatores: F ₁ (sol e presença de serrapilheira), F ₂ (sol e ausência de serrapilheira), F ₃ (sombra e presença de serrapilheira) e F ₄ (sombra e ausência de serrapilheira). APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.....	30
Figura 7. Blox plot do número de sementes germinadas no campo, submetidas a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil. 2009.....	31

Lista de Tabela

Tabela 1. Lista das espécies coletadas na APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.....	22
---	----

Texto de divulgação

A preocupação com a introdução e disseminação das espécies exóticas vem aumentando numa escala mundial refletindo-se no aumento dos estudos relacionados aos efeitos das invasões, em função dos prejuízos ecológicos e sócio-econômicos que representam.

As invasões biológicas por espécies exóticas podem interferir nos processos ecológicos, promovendo a homogeneização e possíveis alterações na estrutura da comunidade em decorrência da dominância da espécie invasora. Estas alterações abrangem também o banco de plântulas.

O estudo foi desenvolvido na APA Lagoas e Dunas do Abaeté, em Salvador, Bahia. Numa área de restinga, domínio Tropical Atlântico, cuja formação vegetal, heterogênea, é constituída de poucas espécies endêmicas e de espécies exóticas provenientes de outros ecossistemas.

Entre as várias espécies exóticas que ocupam a área, encontramos a *Terminalia catappa* L., Combretaceae, originária da Ásia, que ocupa grande parte do litoral Brasileiro desde os séculos XVI e XVII. Seu porte arbóreo se destaca das formações herbáceo-arbustivas que ocupam a região e sua copa ampla cobre grande parte da superfície do solo.

O objetivo principal deste estudo foi avaliar a interação da *T. catappa* na comunidade da restinga para verificar a ocorrência de modificações nos processos ecológicos básicos. Os objetivos específicos foram descrever a estrutura da comunidade e avaliar a influência da biomassa foliar (serrapilheira) e do sombreamento provenientes da *T. catappa* no estabelecimento de espécies nativas e no banco de plântulas por meio do plantio de mudas de três espécies nativas e do monitoramento do banco de plântulas, em campo e casa de vegetação, para subsidiar decisões de manejo.

A hipótese testada foi que a competição por espaço através dos mecanismos de sombreamento e produção de serrapilheira pode impedir o estabelecimento de espécies nativas e interferir no banco de plântulas.

A estrutura e composição da comunidade foram amostradas através de 20 parcelas de 10 X 10m alocadas numa área antropizada no interior da APA. De junho a dezembro de 2009 observou-se a influência da *T. catappa* sobre a capacidade de regeneração das espécies nativas, através da implantação de 20

sub-parcelas de 2 X 2m onde foi realizado o monitoramento do banco de plântulas, no campo e em casa de vegetação, e o acompanhamento do crescimento de mudas de três espécies nativas, *Anacardium occidentale* L. (caju), *Inga capitata* Desv. (ingá) e *Schinus terebinthifolia* Raddi. (aroeira), sob a relação dos fatores presença ou ausência de luminosidade e serrapilheira.

O SPSS v.17 foi o programa utilizado nas análises estatísticas e geração dos gráficos. Considerou-se um $p < 0,05$ como significativo.

Na distribuição espacial das espécies da área em estudo foram identificados 277 indivíduos, distribuídos em 16 famílias, 25 gêneros e 25 espécies. A *T. catappa* representou 62% das espécies encontradas e maior valor de importância (VI), 54,83%, confirmando a sua dominância.

Os resultados sugerem que *I. capitata* ($\chi^2 = 6,158$; $p = 0,046$) a um nível de 5% de significância apresenta evidências para rejeitar a hipótese de que os fatores investigados não interferem no seu crescimento, ou seja, diferentes condições do serrapilheira e luminosidade afetam o seu crescimento. Mesmo resultado foi encontrado para o crescimento de *S. terebinthifolia* ($\chi^2 = 14$; $p = 0,001$) e para quantidade de plântulas no campo ($\chi^2 = 14$; $p = 0,001$).

A composição florística da comunidade e do banco de plântulas informam sobre a pouca capacidade de regeneração da área frente a evidente dominância da *T. catappa*. Dessa maneira, o monitoramento e conhecimento da ecologia da espécie estudada proporcionarão alternativas para o controle da sua propagação bem como para o seu manejo.

Sugere-se o enriquecimento do banco de plântulas com o plantio de espécies nativas o que poderá contribuir para o aumento da diversidade na área.

Influência da população da espécie exótica *Terminalia catappa* L.
(Combretaceae) sobre espécies nativas numa área da restinga, domínio Tropical
Atlântico, Salvador, Bahia

Maria Auxiliadora de Andrade Costa^{1*}, Maria Aparecida José de Oliveira^{1,2}, Maria
Lenise Silva Guedes³

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia,
Universidade Federal da Bahia, R. Barão de Geremoabo, s/n, Ondina, Salvador-BA, Brasil. CEP:
40170-290. E-mail: doramaria00@yahoo.com.br

²Laboratório de Tecnologia de Sementes Florestais Nativas, Instituto de Biologia, Universidade
Federal da Bahia, R. Barão de Geremoabo, s/n, Ondina, Salvador-BA, Brasil. CEP: 40170-290.
E-mail: cidinhaba@hotmail.com

³Herbário Alexandre Leal Costa, Instituto de Biologia, Universidade Federal
da Bahia, R. Barão de Geremoabo, s/n, Ondina, Salvador-BA, Brasil. CEP: 40170-290.
E-mail: mlguedes2003@yahoo.com.br

* Autor para correspondência

Resumo

As invasões biológicas por espécies exóticas podem interferir nos processos ecológicos dentro dos ecossistemas causando grandes impactos em suas populações e comunidades, dessa forma, a preocupação com a disseminação das espécies exóticas vêm aumentando numa escala mundial. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a interação da espécie exótica *T. catappa* na comunidade vegetal da APA Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, para verificar a ocorrência de modificações nos processos ecológicos básicos. Os objetivos específicos foram descrever a estrutura da comunidade e avaliar o efeito da serrapilheira e a influência da copa da espécie exótica *T. catappa* no estabelecimento de espécies nativas e no banco de plântulas. A hipótese testada é que a competição por espaço através dos mecanismos de sombreamento e presença da serrapilheira pode impedir o estabelecimento de espécies nativas e interferir no banco de plântulas. A estrutura e composição da comunidade foram amostradas através de 20 parcelas de 10 X 10m alocadas

numa área antropizada no interior da APA. Foram identificados 277 indivíduos, distribuídos em 16 famílias, 25 gêneros e 25 espécies. A *T. catappa*, representou 62% das espécies encontradas. A influência da *T. catappa* sobre a capacidade de regeneração das espécies nativas foi analisada através da implantação de 20 sub-parcelas de 2 X 2m onde foi realizado o monitoramento do banco e do estabelecimento de plântulas, em campo e casa de vegetação, além do acompanhamento do crescimento de mudas de três espécies nativas, *Anacardium occidentale* L. (caju), *Inga capitata* Desv.(ingá) e *Schinus terebinthifolia* Raddi. (aroeira), sob a presença e ausência de dois fatores: luminosidade e serrapilheira. Para verificação de diferenças significativas foi utilizada ANOVA não paramétrica de Friedman. Os resultados sugerem que *I. capitata* ($\chi^2= 6,158$; $p=0,046$) a um nível de 5% de significância apresenta evidências para rejeitar a hipótese de que os fatores analisados não interferem no seu crescimento, ou seja, diferentes condições do serrapilheira e luminosidade afetam o seu crescimento. O mesmo resultado foi encontrado para o crescimento de *S. terebinthifolia* ($\chi^2= 14$; $p=0,001$) e para quantidade de plântulas no campo ($\chi^2= 14$; $p=0,001$). A composição florística da comunidade e do banco de plântulas informam, neste estudo, sobre a pouca capacidade de regeneração da área frente a dominância da *T. catappa*. Dessa maneira, o monitoramento e conhecimento da ecologia da espécie estudada proporcionarão alternativas para o controle da sua propagação bem como para o seu manejo. Sugere-se para a área estudada o enriquecimento do banco de plântulas por meio do plantio de espécies nativas que poderá contribuir para o aumento da diversidade.

Palavras-chave: interação, banco de plântulas, competição, sombreamento, serrapilheira.

Abstract

Biological invasions by exotic species may interfere in ecological processes within ecosystems, causing major impacts on their populations and communities; therefore, the concern about the exotic species dissemination is increasing on a global scale. The main objective of this study was to evaluate the interaction of the exotic *T. catappa* in the community of plant species in Environmentally

Protected Area (APA) Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, Brazil, to verify the occurrence of changes in basic ecological processes. The specific objectives were to describe the community structure and assess the litter effect and the canopy influence of the exotic *T. catappa* on the establishment of native species and on the seedling bank. The interest hypothesis is that competition for space through the shadowing mechanisms and the presence of litter can prevent the establishment of native species and interfere in the seedling bank. The community structure and composition were sampled in 20 plots of 10 x 10m allocated in an area of *T. catappa* high concentration within the APA. We identified 277 individuals distributed in 16 families, 25 genera and 25 species. *T. catappa* represented 62% of species found. The influence of *T. catappa* on the native species regeneration capacity was analyzed through the deployment of 20 sub-plots of 2 x 2m where seed seedling monitoring, seedling establishment, and growth of seedlings monitoring of three native species, *Anacardium occidentale* L. (Cashew), *Inga capitata* Desv. (Ingá) and *Schinus terebinthifolia* Raddi (Aroeira) were performed, under four treatments: sunny with litter, litter without sun, shadow with litter and shadow without litter. To verify significant differences a nonparametric Friedman ANOVA was used. The results suggest that *I. capitata* ($\chi^2 = 6.158$, $p = 0.046$) at a level of 5% significance presents evidence to reject the hypothesis that different conditions of litter and light affect the plant's growth. The same result was found for the *S. terebinthifolia* growth ($\chi^2 = 14$, $p = 0.001$) and for the seedlings number in the field ($\chi^2 = 14$, $p = 0.001$). The floristic composition of the community and the seed bank influence the succession process and the maintenance of species diversity and may work as recruitment sources of new individuals and species. This study reports on the limited regeneration capacity of the area against the *T. catappa* dominance.

Keyword: interaction, seedling bank, competition, shadowing, litter.

1. Introdução

O processo de regeneração das florestas, especificamente das restingas, está sujeito a diferentes regimes de perturbação, tanto natural como antrópica. As invasões biológicas por espécies exóticas representam uma grande perturbação ao modificarem negativamente populações, comunidades e ecossistemas (Parker et al., 1999), alterando dessa forma a diversidade e a produtividade do sistema (Orr et al., 2005). Invasões biológicas afetam a biodiversidade em várias escalas (Davis, 2003; Mack et al., 2000; Tilman, 1999) e são reconhecidas como uma das suas maiores ameaças (Drake et al., 1989; Vitousek et al., 1997), provocam grandes consequências para a economia mundial (Pimentel et al., 2000) e representam importantes modelos para o estudo da função ecológica dos sistemas naturais (Pauchard et al., 2004). Por estas razões têm-se observado um aumento nos estudos relacionados aos efeitos de espécies exóticas na comunidade nativa e no funcionamento dos ecossistemas invadidos (Byers et al., 2002; Parker et al., 1999; Simberloff et al., 2003).

O sucesso da invasão das espécies exóticas é atribuído à interação de vários fatores (Fitter, 2003): estabelecimento e crescimento rápido, dispersão eficiente, sucesso reprodutivo (Sharma et al., 2005), formação de bancos de sementes com grande longevidade e a presença de metabólitos secundários, fitotoxinas, em algumas espécies, que impedem o crescimento de outras, fenômeno denominado alelopatia (Callaway & Aschehoug, 2000; Sakai et al., 2001). Por sofrerem menos herbivoria que as nativas, apresentam menor gasto energético com mecanismos de defesas, direcionando sua energia para outros atributos que confirmam maior vantagem competitiva (Callaway, 2002; Maron & Vilà, 2001; Sharma et al., 2005).

Quando fazem parte das espécies que compõem o dossel da floresta podem criar micro sítios sob sua copa, provocando a diminuição da produção ou a morte prematura de sementes de espécies que tentam regenerar sob elas (Gandolfi et al., 2007; Vilà & Gimeno, 2007). O dossel formado pelas copas das árvores submete a vegetação do sub-bosque a diferentes regimes de luz que podem eventualmente gerar interações positivas, para aquelas espécies que necessitam de sombra para o seu crescimento, ou negativas, para as espécies

que necessitam de ambientes iluminados. Promovendo, portanto, respostas biológicas distintas, tais como germinação, estresse, crescimento, fotoinibição ou morte (Gandolfi et al., 2007), e criando condições abióticas específicas abaixo de sua cobertura, como o acúmulo de serrapilheira e de compostos aleloquímicos, entre outras (Carnevale & Montagnini, 2002).

Loret et al. (2005) atribui o sucesso da invasão das espécies exóticas a características funcionais qualitativamente diferentes das que ocorrem nas nativas. Sem dúvida, as diferenças nos atributos das espécies exóticas e nativas conferem vantagens às exóticas sobre as nativas, ou o contrário, resultando na preponderância de um grupo sobre o outro (Marchante et al., 2008; Pegado et al., 2006).

Muita atenção tem sido dada aos efeitos negativos das espécies exóticas nas comunidades nativas e ao funcionamento dos ecossistemas invadidos (Byers et al., 2002; Parker et al., 1999; Simberloff et al., 2003), entretanto, alguns estudos discorrem sobre a possibilidade de interações positivas entre os grupos, a depender da característica e da densidade do invasor (Bertness & Leonard, 1997; Ortega & Pearson, 2005) atribuindo o sucesso do invasor a interação com a comunidade nativa (Loret et al., 2005).

As interações entre espécies nativas e exóticas, independentemente do tipo, também determinam a composição da vegetação (Jimenez et al., 2008), afinal, indivíduos livres da influência de seus vizinhos são uma anomalia na natureza. A interação entre espécies é inevitável, elevando muitas vezes o estresse devido à competição por recursos, resultando em mudanças na sua fisiologia (Harper, 1964) para garantir a sua sobrevivência. Tansley (1917) demonstrou, num experimento clássico, que as espécies de *Galium saxatile* e *Galium sylvestre* são restritas aos seus habitat por competição, provando que a presença ou ausência das espécies pode ser determinada pela competição interespecífica por recursos, e que condições ambientais afetam o resultado da competição.

A interação entre espécies invasoras e nativas estaria associada à competição interespecífica por espaço, luz e nutrientes (Naeem et al., 2000), o que para Elton (1958) ilustra uma relação negativa onde o sucesso da invasão resultaria de uma diminuição da diversidade. Outros estudos

demonstram uma relação positiva entre diversidade e invasibilidade (Collins et al., 2007; Maskell et al., 2006). Neste estudo buscamos identificar, ou até quantificar, a existência dessa relação, seja ela positiva ou negativa.

As modificações provocadas pelas espécies exóticas geram diferentes níveis de impacto e têm sido associadas à interrupção dos processos de regeneração de espécies nativas através da diminuição da germinação, redução do crescimento, aumento da taxa de mortalidade (Sharma et al., 2005), possíveis alterações na estrutura e composição da comunidade e/ou funcionalidade dos ecossistemas e homogeneização florística (Magee et al., 2008; Parker et al., 1999), decorrentes da dominância da espécie invasora (Daehler, 2003). Efeitos mais imediatos podem ser observados por meio do aumento da ocorrência de incêndios e alteração dos ciclos naturais das queimadas, exaustão de recursos hídricos, disseminação de zoonoses, comprometimento dos recursos pesqueiros, obstrução de tubulações de esgoto, destruição das pastagens e poluição (Mooney, 2005). Vale ressaltar que a velocidade da invasão e diferenças na utilização do solo podem ter efeitos importantes sobre a composição atual da flora exótica de uma região, resultando em diferenças, mesmo para regiões de clima semelhante (Jimenez et al., 2008).

Os impactos causados por espécies exóticas invasoras diferem entre si e dependem da característica do ambiente invadido. Os problemas gerados podem ser de ordem ecológica, sócio-econômica, cultural ou de saúde pública. Segundo Daehler (2000) estes impactos nem sempre são economicamente mensuráveis ou perceptíveis em curto prazo. Este fato faz parecer que os problemas causados por espécies exóticas invasoras são mínimos ou inexistentes, enquanto que na realidade ele existe de forma significativa, mesmo que ainda não se saiba como avaliá-los.

Buscando mensurar o impacto da invasão, Parker et al. (1999) sugerem três medidas fundamentais : área, abundância e efeito da biomassa do invasor, além de modelos de mensuração e estudos que avaliem os impactos através de múltiplas escalas, local e regional, e vários níveis de organização. Muitos são os estudos que ao avaliarem os efeitos da invasão na biodiversidade

comparam o efeito do invasor na composição e estrutura das espécies (Levine et al., 2003).

Segundo Mack (2000) ainda não existe um critério para determinar o mínimo de dano, disseminação ou tamanho populacional para caracterizar uma espécie exótica como invasora, porém, está claro, que poucos indivíduos de uma espécie possuem capacidade suficiente, para gerar, através da reprodução e invasão, impactos ecológicos maciços. Vale ressaltar que o potencial de causar impacto não está relacionado ao número de espécies exóticas em um local, mas sim, ao potencial risco de danos que uma ou poucas espécies são capazes de causar.

As espécies acima do solo representam apenas uma parte da diversidade vegetal, a outra parte é representada pelo banco de sementes, que é considerado por Aparicio & Guisande (1997) como um reservatório de biodiversidade e reflete condições ecológicas do passado. O principal meio de regeneração das espécies tropicais dá-se através da chuva de sementes, do banco de sementes e plântulas e através da formação de bosque (Garwood, 1989), portanto a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas é um dos mais importantes mecanismos de controle da regeneração florestal (Alves & Metzger, 2006).

Em ambientes tropicais fatores como: disponibilidade de luz, padrão de produção e dispersão de sementes, herbivoria e ocorrência de danos físicos alteram o estabelecimento, a sobrevivência e o crescimento das plântulas influenciando na abundância e riqueza (Brokaw, 1987; Denslow & Guzman, 2000). A densidade de sementes também influencia o recrutamento de espécies arbóreas e arbustivas tropicais, o que pode afetar a dinâmica e composição da comunidade (Harms et al., 2000). A Invasão por espécies exóticas também é um outro fator de diminuição da diversidade do banco de sementes ao diminuir a “entrada” de sementes (Vilà & Gimeno, 2007).

O presente estudo foi desenvolvido numa área de restinga localizada ao longo do litoral baiano, pertencente ao domínio Tropical Atlântico (Ab’Sáber, 2005). A restinga tem sua origem a partir de uma série de regressões e transgressões marinhas durante o Quaternário, quando cordões arenosos foram depositados paralelos ao mar formando as planícies costeiras (Suguio &

Tessler, 1984). Nesta formação há alta incidência solar, altas temperaturas e ocorrência de *déficit* hídrico devido à sazonalidade na precipitação (Gessler et al., 2008). É constituída de formações vegetais heterogêneas, compostas por comunidades distribuídas em mosaico que geralmente mescla espécies endêmicas, poucas, e exóticas, provenientes de outros ecossistemas como a floresta atlântica, cerrado e tabuleiros arenosos (Rizzini, 1997; Scarano, 2002), que colonizaram estes ambientes em razão da variedade das condições físicas que ali ocorrem (Freire, 1990).

A vegetação da restinga desempenha um papel fundamental na estabilidade de dunas e na biodiversidade. As formações vegetais por estarem estabelecidas sobre solos arenosos que possuem baixa capacidade de retenção de água e de nutrientes (Araújo & Henrique et al., 1984) são mantidas pela ciclagem de nutrientes, sendo a fitomassa a sua principal reserva (Casagrande, 2003). As formações vegetacionais são muito frágeis, apresentando dificuldades de restabelecimento após perturbações, tendo sido pouco estudadas sob este aspecto (Sá, 2002).

Entre as várias espécies exóticas que ocupam a restinga brasileira, encontramos a espécie *Terminalia catappa* L., família Combretaceae, sua origem remonta de áreas litorâneas do leste da Ásia (Sanchez, 2007; Thomson & Evans, 2006) e vem ocupando o litoral Brasileiro desde os séculos XVI e XVII através da água de lastro dos navios portugueses (Dean, 2007).

É uma espécie arbórea que apresenta um porte maior que as formações herbáceo-arbustivas que ocupam a região da restinga, podendo, desta forma, alterar as relações de dominância existentes e a fisionomia da vegetação (Scherer et al., 2005). Apresenta uma copa ampla cobrindo grande parte da superfície do solo, provavelmente é um competidor de sucesso por espaço e luz, produzindo grande quantidade de serrapilheira que pode interferir no estabelecimento e formação do banco de plântulas.

A informação de que espécies exóticas podem promover mudanças de processos ecológicos básicos, alterando a diversidade, poderá desencadear mudanças comportamentais das entidades governamentais no sentido de estimular o uso de plantas nativas, seja desde a arborização das cidades, manutenção de áreas de preservação, à recuperação de áreas degradadas. O

conhecimento da biologia, especialmente as características da dispersão, e do potencial invasor são fundamentais para o desenvolvimento de medidas destinadas a evitar a propagação das espécies exóticas e para informação prática, essencial à prevenção da homogeneização do mundo da flora (Sakai et al., 2001).

A propagação e o estabelecimento de espécies exóticas podem ser responsáveis por impactos que resultam em modificações ambientais (Maskell et al., 2006), dessa forma a avaliação contextualizada na estrutura da comunidade e nos processos ecossistêmicos proporcionará informações mais robustas destes impactos (Levine et al., 2003).

Considerando que as áreas de restinga estão entre as mais impactadas dos ecossistemas brasileiros, devido à especulação imobiliária, invasão de espécies exóticas e expansão das áreas agropecuárias, estudos que retratam seu estado de conservação serão úteis para projetos de manejos e conservação destes ambientes (Scherer et al., 2005) e devido a sua importância ecológica trabalhos quali-quantitativos envolvendo a distribuição da vegetação são necessários. Em especial na área em estudo, pois há uma forte pressão da população humana local para eliminação de toda a população da *T. catappa*, uma vez que atribuem à espécie as alterações recentes da hidrologia e fisionomia. Segundo Chaves (2009), a conservação da vegetação da restinga contribuirá para manutenção de fontes e cursos d'água vital para o funcionamento de todo ecossistema.

Para compreender a resposta de uma comunidade a qualquer tipo de mudança faz-se necessário o conhecimento de como as espécies diferem e como estas diferenças afetam suas respostas as mudanças ambientais (Leigh, 2007).

O objetivo principal deste estudo foi avaliar a interação da espécie exótica *T. catappa* na comunidade da restinga para verificar a ocorrência de modificações nos processos ecológicos básicos. Os objetivos específicos foram descrever a estrutura da comunidade e avaliar a influência da biomassa foliar e do sombreamento provenientes da espécie exótica *T. catappa* no estabelecimento de espécies nativas e no banco de plântulas por meio do plantio de mudas de três espécies nativas e do monitoramento do banco de

plântulas em campo e casa de vegetação, respectivamente, para subsidiar decisões de manejo.

Devido às suas características morfo-fisiológicas, esta espécie foi utilizada para testar a hipótese nula de que a competição por espaço através dos mecanismos de sombreamento e produção de biomassa não interfere no estabelecimento de espécies nativas e no banco de plântulas.

2. Material e Métodos

2.1 Espécie estudada

A *T. catappa* é nativa de áreas litorâneas do leste da Ásia (Thomson & Evans, 2006). Conhecida popularmente como chapéu-de-sol, amendoeira, castanheira ou sete-copas (Lorenzi, 2002), é uma planta ornamental bastante utilizada em arborização urbana e encontrada em áreas litorâneas de vários países tropicais (Sanches, 2007). Em seu hábitat natural, os indivíduos dessa espécie podem alcançar até 40m (Thomson & Evans, 2006).

A árvore apresenta tronco reto e casca áspera, forma galhos horizontais, verticilados, com folhas grandes, coriáceas, caducifólias, verdes quando jovens, depois amareladas e vermelho-rubras. Inflorescências axilares, com flores de coloração creme-amarelada. Os frutos, drupas, são elipsóide com 3-5cm de diâmetro, de coloração amarelo-arroxeadada quando maduros, contendo uma semente (amêndoa) muito dura que produz óleo fino. A floração ocorre de agosto a novembro e a frutificação entre novembro e março (Sanches, dados não publicados). Seus frutos são comestíveis por animais, sendo os morcegos responsáveis pelo consumo e dispersão (Bredt et al., 2002).

A espécie apresenta metabólitos secundários que conferem as suas folhas e casca propriedades antioxidantes, anticancerígenas (Chu et al., 2007; Masuda et al., 1999), anti-inflamatórias (Lin & Kan, 1990) e afrodisíacas (Ratnasooriya & Dharmasiri, 2000). As folhas podem ser utilizadas no tratamento e prevenção da hepatite (Lin & Kan, 1990). Segundo Lin (1992) as folhas e frutos apresentam altos níveis de tanino que podem ser utilizadas no combate a diabetes (Teotia & Singh, 1997) e servem com antioxidante natural (Chyau et al., 2002). O óleo obtido da semente dos seus frutos apresenta na sua

composição química potencial para ser utilizado na produção do biodiesel (Santos et al., 2008).

2.2 Caracterização da área

A APA das Lagoas e Dunas do Abaeté (Figura 1), criada em 1987 pelo Decreto Estadual nº 351, está situada na porção extrema Nordeste do Município de Salvador, Bahia (12°59S, 38°30W), abrangendo os bairros de Itapuã, Stella Maris e Praia do Flamengo numa extensão total de 1.800ha e numa altitude ao nível do mar (Azevedo, 1997). O solo é tipicamente Espodosolos arenoso (Gomes, dados não publicados), pobre em micro e macro nutrientes e com altos teores de cloreto de sódio (Pinto et al., 1984). O clima é tropical úmido, B1rA', segundo *Thorntwaite*, com temperatura média anual de 25,3°C e precipitação média anual de 2000mm razoavelmente distribuída durante todo ano (SEI, 2007a).

A APA apresenta uma variedade de fisionomias de restingas que compreende mata de restinga, restingas arbustiva-arbórea, moitas, mata ciliar, áreas úmidas e dunas. As espécies vegetais deste ambiente possuem adaptações morfológicas: folhas com consistência coriácea, cutículas suberificadas, superfície foliar reduzida (Britto & Noblick, 1984) e raízes profundas, características estas que possibilitam a sobrevivência da vegetação em condições de alta salinidade, alta insolação e escassez hídrica superficial.

A área de estudo, localizada numa das extremidades da APA entre duas cristas de dunas, sofreu forte processo de antropização, seja pela utilização da área no sincretismo religioso, seja pela proximidade com áreas densamente povoadas. A estrutura vegetacional é de restinga arbustiva-arbórea, sendo o porte arbóreo bem representado pela população da *T. catappa*.

Esta APA atualmente é um dos poucos remanescentes da restinga da cidade de Salvador, cuja vegetação apresenta cerca de 410 espécies fanerogâmicas (Britto et al., 1993) das quais algumas apresentam endemismo restrito como: *Aechmea itapoana* W.Till & Morawertz, *Koellensteinia abaetana* L.P. Queiroz, *Chamaecrista salvatoris* (H.S. Irwin & Barneby) H.S. Irwin & Barneby.

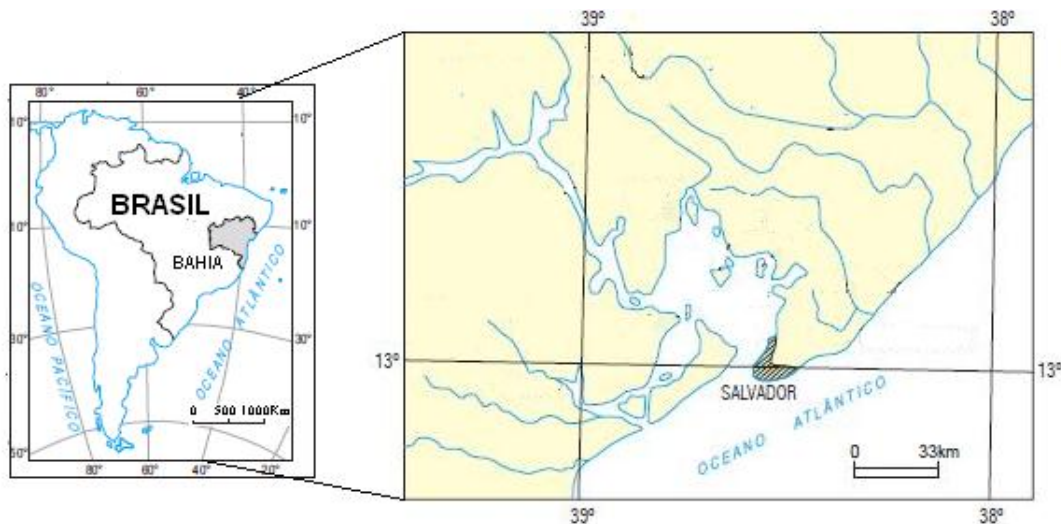


Figura1. Localização da APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA.

Fonte: SEI, 2007b. Adaptado.

2.3 Delineamento amostral

2.3.1 Levantamento Quali-quantitativo

O estudo quali-quantitativo foi realizado nos meses de março e abril de 2009. O método utilizado foi de parcelas contíguas de 10 x 10m, numa área de 7500m² perfazendo um total de 75 parcelas. Destas, foram selecionadas aleatoriamente apenas 20 parcelas, onde todos os indivíduos vivos e mortos de pé, a uma altura de 1,30m do solo, foram coletados, mensurados e posteriormente identificados. A altura das árvores foi estimada visualmente, comparando-se com uma estaca de tamanho conhecido.

A classificação para família seguiu o APGIII (2009) e para as abreviações dos nomes dos autores seguiu-se Brummit & Powell (1992). Para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos foi utilizado o programa FITOPAC, v. 1.6 (Shepherd, 2006).

2.3.2 Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da *T. catappa* sobre o crescimento de três espécies nativas.

Para avaliar o efeito do sombreamento e da serrapilheira causado pela copa da *T. catappa* sobre o crescimento das espécies nativas da área em estudo foram implantadas 20 sub-parcelas de 2 x 2m inseridas nas 20 parcelas de 10 x 10m, anteriormente escolhidas. Em cada sub-parcela foram plantadas

duas mudas de três espécies nativas, totalizando 120 mudas, escolhidas a partir do levantamento quali-quantitativo realizado, levando-se em consideração a importância ecológica e econômica. As espécies e suas respectivas médias de altura foram: *Anacardium occidentale* L. (caju) com 26cm, *Schinus terebinthifolia* Raddi. (aroeira) com 82cm, ambas com cerca de 6 meses, adquiridas em viveiro comercial, e *Inga capitata* Desv.(ingá) com altura média de 55cm e idade aproximada de 12 meses, produzida em viveiro da APA.

O delineamento foi composto pela relação entre a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira, com cinco repetições: sol com serrapilheira, sol sem serrapilheira (Figura 2A), sombra com serrapilheira (Figura 2B) e sombra sem serrapilheira. Foram consideradas parcelas com sombra aquelas nas quais não havia incidência de sol entre os horários das 10:00h às 12:00h, no mês de junho. A serrapilheira foi retirada semanalmente nas sub-parcelas objeto da análise do fator ausência de serrapilheira. As variáveis independentes utilizadas foram a luminosidade e a serrapilheira, e as variáveis dependentes foram a altura e o diâmetro.

Para avaliação do efeito da *T. catappa*, sobre o estabelecimento e desenvolvimento das três espécies introduzidas, foram registrados mensalmente, de junho a dezembro 2009, o diâmetro à altura de 10cm do solo (D), altura total (H) e sobrevivência. Para as mensurações foram utilizadas a fita métrica para a altura e o paquímetro analógico para o diâmetro.

2.3.3 Avaliação do sombreamento e da serrapilheira provenientes da *T. catappa* sobre o banco de plântulas no campo e em casa de vegetação.

O monitoramento do banco de plântulas nas sub-parcelas em campo foi mensal e compreendeu a identificação das plântulas de *T. catappa* e quantificação de todas as plântulas.

Para monitoramento do banco de plântulas na casa de vegetação, ambiente aberto e coberto com telhas de amianto (Figuras 2C, D e E), foi coletada em novembro de 2009 na área do entorno de cada sub-parcela, uma amostra do solo numa profundidade de 0,5cm, totalizando 20 amostras. Posteriormente as amostras foram colocadas em bandejas plásticas de 15 x

20cm sobre um substrato de 2cm de vermiculita esterilizada (granulometria média).

Para esta avaliação, apesar de na casa de vegetação todas as amostras estarem sob as mesmas condições ambientais, cada grupo de amostra foi vinculada a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira das sub-parcelas de origem do solo coletado.

As bandejas foram dispostas sob as mesmas condições de luminosidade e temperatura. A irrigação não seguiu um padrão, sendo realizada conforme as condições climáticas do dia, para evitar o estresse do déficit hídrico. Para controle de infestações da chuva de sementes no local, foram distribuídas 4 bandejas plásticas contendo areia esterilizada entre cada grupo de 5 amostras.

O monitoramento do experimento foi realizado semanalmente, durante dois meses, com a identificação, quantificação e remoção de plântulas por bandeja. A cada contagem as plântulas eram removidas a fim de permitir novo fluxo de emergência (Lacerda, 2005).

2.4 Análise estatística

Para verificação de diferenças significativas foi utilizada ANOVA não paramétrica de Friedman, os fatores analisados foram: Presença/ausência de serrapilheira e condição de iluminação Sol/sombra, as variáveis dependentes foram altura e o diâmetro. Para as análises do banco de plântulas, no campo e em casa de vegetação, a variável dependente foi à sobrevivência, sendo portanto, uma variável de contagem.

O SPSS v.17 foi o programa utilizado nas análises estatísticas e geração dos gráficos. Considerou-se um $p < 0,05$ como significativo.



Figura 2. Aspectos gerais da APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. (A) Parcela no sol sem serrapilheira; (B) parcela na sombra com serrapilheira; (C) vista parcial da área; (D) copa e (E) plântula da *T.catappa*; (F) casa de vegetação.

3. Resultados e discussão

3.1 Levantamento Quali-quantitativo.

Uma das maneiras de avaliar o potencial de regeneração florestal de florestas secundárias é através do estudo da variação espacial na estrutura, composição e diversidade de espécies da comunidade de plântulas e jovens de espécies lenhosas (Guariguata et al., 1997).

Na distribuição espacial das espécies da área em estudo foram amostrados 277 indivíduos, distribuídos em 16 famílias, 25 gêneros e 25 espécies (Tabela1). Nesta mesma APA, Britto et al. (1993) encontraram 410 espécies de fanerogâmicas. Na restinga de Mata de São João, Bahia, Queiroz (2007) encontrou 109 espécies e no levantamento realizado pelo IBGE (2004) foram registradas 1.735 espécies para a flora da restinga do Litoral Norte, Costa dos Coqueiros e Salvador, Bahia. Zickel et al. (2007) encontraram 477 espécies de fanerogâmicas na restinga de Pernambuco.

Para Silva (2002) a riqueza da restinga é baixa quando comparada com outras formações, o que Scherer et al. (2005) atribui ao caráter pioneiro da vegetação que ocupa este ecossistema.

As três espécies nativas utilizadas nos tratamentos foram encontradas neste levantamento (Tabela 1), são elas: *Anacardium occidentale* L. (cajú), *Inga capitata* Desv. (ingá) e *Schinus terebinthifolia* Raddi. (aroeira). Embora em baixa densidade foram utilizadas neste estudo devido a importância ecológica e econômica. A utilização de espécies vegetais como ferramentas de análises das variáveis ambientais não é um conceito novo (Stohlgren et al., 2005). Os primeiros ecologistas utilizaram “fitômetros” nos seus experimentos: várias espécies foram plantadas em diferentes habitats e suas diferenças no crescimento foram usadas para descrever modificações ambientais (Weaver & Clements, 1929).

A. occidentale também foi encontrada nas restingas do Ceará (Matias & Nunes, 2009), de Pernambuco (Sacramento et al., 2007) e Paraíba (Oliveira-Filho & Carvalho, 1993) e *I. capitata* nos dois últimos trabalhos. *S. terebinthifolia* foi encontrada na restinga do Espírito Santo (Assis et al., 2004). As três espécies foram citadas por Almeida Jr. et al. (2009) para a restinga de Maracaípe, PE.

Tabela 1. Lista das espécies coletadas na APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

Família	Espécie	Nome Popular	Origem	Hábito
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	cajuero	Brasil	Árvore
	<i>Mangifera indica</i> L.	mangueira	Índia	Árvore
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	aroeira	Brasil	Árvore
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	pau pombo	Brasil	Árvore
Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i> L.	coqueiro	Índia	Árvore
Brassicaceae	<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	feijão bravo	Brasil	Árvore
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	amendoeira	Índia	Árvore
Costaceae	<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	cana de macaco	Brasil	Arbusto
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> cf. <i>passerinum</i> Mart.	caneleiro	Brasil	Arbusto
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	pau angelim	Brasil	Árvore
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	sombreiro	Brasil	Árvore
	<i>Erythrina corallodendron</i> L.	mulungu	Porto Rico	Árvore
	<i>Inga capitata</i> Desv.	ingá	Brasil	Árvore
	<i>Pithecellobium diversifolium</i> Benth.	jurema	Brasil	Árvore
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	biriba	Brasil	Árvore
Malpighiaceae	<i>Bunchosia armeniaca</i> (Cav.) DC.		Peru	Árvore
Malvaceae	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	munguba	América do Sul	Árvore
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud. subsp. <i>tinctoria</i>	amora branca	América do Sul	Árvore
Myrtaceae	<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg) Mattos	guabiraba	Brasil	Arbusto
Myrtaceae	<i>Eugenia cyclophylla</i> O. Berg	murti	Brasil	Arbusto

Continuação Tabela 1

Família	Espécie	Nome Popular	Origem	Hábito
Myrtaceae	<i>Syzigium cumini</i> (L.) Skeels	jamelão	Índia	Árvore
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo	Peru	Árvore
Ruscaceae	<i>Dracaena fragans</i> (L.) Ker-Gawl.	dracena	África	Arbusto
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	América Sul	Árvore
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp.	embaúba	Brasil	Árvore

As espécies com maior número de indivíduos foram: *T. catappa* com 62,0% do total, *Dracaena fragans* (7,6%) *Andira fraxinifolia* e *Schinus terebinthifolia* (4,0%). Nenhum dos levantamentos florísticos realizados na restinga e citados neste trabalho encontrou a exótica *T. catappa*, o que suscita a possibilidade da invasão da área por esta espécie.

O maior valor de importância (VI) encontrado neste estudo 54,83% (Figura 3) foi da espécie *T. catappa*, devido aos seus elevados valores de densidade, 62,09%, frequência, 27,54% e cobertura, 68,48%.

A densidade total encontrada, 1.385 ind.ha⁻¹ pode ser considerada baixa em relação às outras áreas com formações florestais semelhantes, cujas densidades variaram entre 2.100 ind.ha⁻¹ e 5.112 ind.ha⁻¹ (Assis et al., 2004; Sonehara, dados não publicados). A área basal de 24,42 m² ha⁻¹ também pode ser considerada baixa em relação aos mesmos estudos.

Do total das espécies encontradas, 44% são exóticas provenientes de outros países, a *T. catappa* foi a mais abundante. Percebe-se que a área em estudo sofreu um processo acentuado de invasão, provavelmente devido ao histórico de ocupação. Várias exóticas foram introduzidas para obtenção de frutos, como exemplo manga, coco, Jamelão e jenipapo. No caso da *T. catappa* o objetivo possivelmente foi o sombreamento e extração de óleo dos frutos. Observa-se, portanto, uma fisionomia e composição completamente modificada, o que talvez justifique a reduzida riqueza de espécies nativas.

A teoria ecológica sugere que a dominância de uma comunidade por uma ou poucas espécies leva a exclusão de outras espécies da comunidade na ausência de distúrbios que removam a espécie dominante (Paine, 1966). Ou

ainda, numa escala local (no nível da comunidade) os efeitos decorrentes da dominância da espécie invasora podem ser sentidos através da diminuição ou supressão da vegetação nativa (Daehler, 2003; Pysek & Pysek, 1995; Richardson et al., 2000), ratificando os resultados encontrados neste estudo, onde apenas 56% das espécies encontradas foram nativas.

As folhas da *T. catappa* são grandes, fora do padrão encontrado para a vegetação da restinga, onde as espécies estabelecidas em locais de pleno sol possuem folhas menores do que aquelas que se estabelecem em locais de sombra (Chagas et al., 2008). Em geral as espécies exóticas apresentam folhas maiores que as nativas (Tecco et al., 2010), para Loret et al. (2005) esta característica as tornam mais abundantes, pois confere ao indivíduo uma habilidade competitiva maior.

Os indivíduos mortos tiveram um valor de importância alto em relação as demais espécies, 13%. A densidade foi elevada 215 ind.ha⁻¹, este resultado é bastante superior ao encontrado por Lobão & Kurtz (2000), 120 ind.ha⁻¹, na restinga de Armação de Búzios, RJ.

A morte de árvores é fenômeno natural e contribui com a dinâmica da vegetação em florestas tropicais (Franklin et al., 1987), criando clareiras que representam nichos distintos de colonização que possibilitam a coexistência de espécies com diferentes histórias de vida (Brokaw, 1987; Brown, 1993; Denslow, 1987), promove um aumento da luminosidade, temperatura e aporte de nutrientes no solo (Brokaw, 1985), bem como aumento da taxa de herbivoria.

Portanto as clareiras representam distúrbios que podem promover a regeneração florestal por meio da germinação, rebrota, pelo recrutamento de sementes no banco de sementes e/ou provenientes da chuva de sementes (Uhl et al., 1981; Young et al., 1987) influenciando na abundância e riqueza das espécies.

Apesar do elevado número de mortos observa-se neste estudo uma vegetação pouco abundante e rica (Figura 3), resultante de um banco de sementes também pouco abundante e rico possivelmente consequência da dominância da *T. catappa* que como um eficiente competidor por recursos e colonizador de sucesso pode ter interferido no estabelecimento e desenvolvimento das espécies nativas.

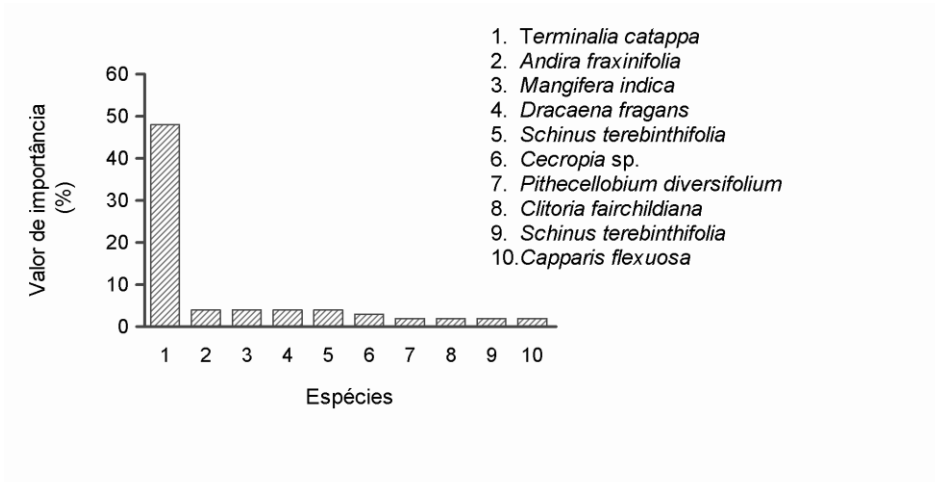


Figura 3. Valor de Importância (VI) das espécies arbóreas e arbustivas. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

A distribuição da frequência de indivíduos da *T. catappa* por classes de diâmetros (Figura 4A) foi decrescente e seguiu a tendência do tipo J-invertido, com a maior concentração de indivíduos nas menores classes diamétricas, situação contrária a apresentada por algumas espécies nativas (Figuras 4C,D,E,F e G).

Das espécies nativas, apenas a *S. terebinthifolia* se aproximou de uma distribuição do tipo J-invertido, com uma capacidade de regeneração melhor que as demais espécies apresentadas (Figura 4B). Entretanto a reduzida concentração de indivíduos nas classes dos diâmetros maiores, um ou dois, não garante sua capacidade de auto-regeneração.

No geral observa-se uma comunidade de espécies nativas com poucas chances de colonizar a área enquanto a população da *T. catappa* está bem estabilizada na área.

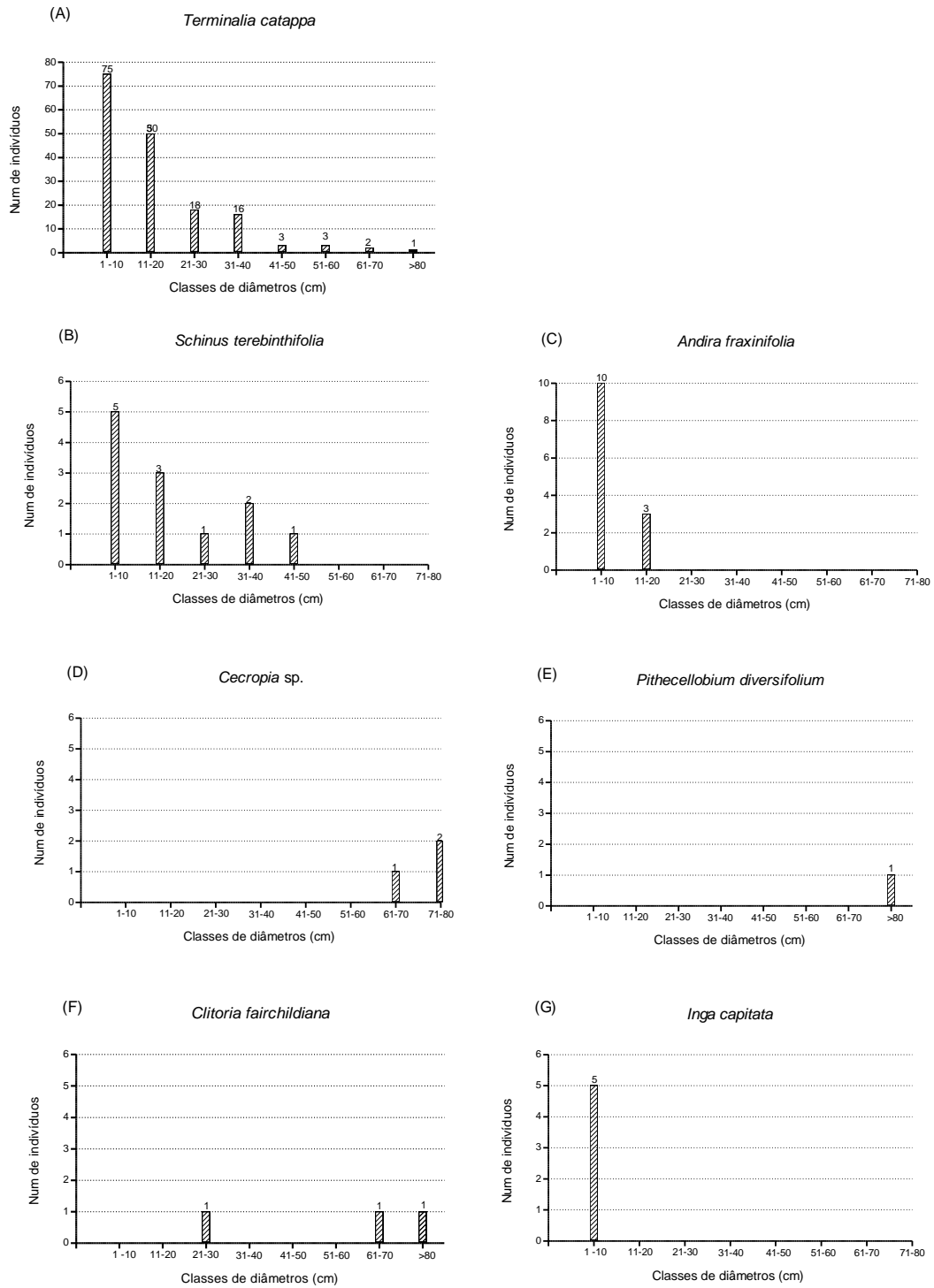


Figura 4. Distribuição de classes de diâmetros de indivíduos das espécies (A) *T. catappa*; (B) *S. terebinthifolia*; (C) *A. fraxinifolia*; (D) *Cecropia sp*; (E) *P. diversifolium*; (F) *C. fairchildiana* e (G) *I. capitata*. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

3.2 Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da *T. catappa* sobre o crescimento de três espécies nativas.

O crescimento diâmetros não foi significativo para nenhuma das três espécies utilizadas. Para o crescimento vertical (altura) foi observado diferença significativa para as espécies *S. terebinthifolia* ($\chi^2= 14$; $p=0,001$; Figura 5A) e *I. capitata* ($\chi^2= 6,158$; $p=0,046$, Figura 5B).

Os resultados sugerem que a um nível de 5% de significância as espécies *S. terebinthifolia* e *I. capitata* apresentam evidências para rejeitar a hipótese de que os fatores investigados não interferem no seu crescimento, ou seja, diferentes condições do serrapilheira e luminosidade afetam o seu crescimento.

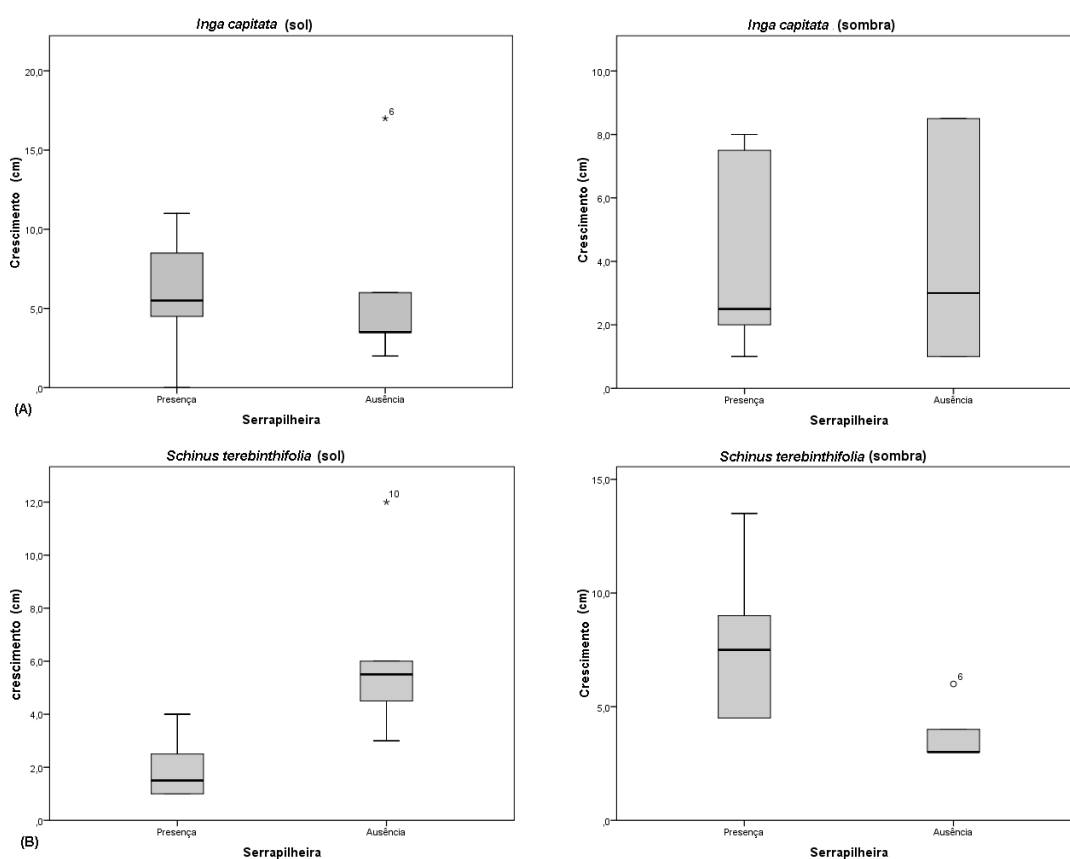


Figura 5. Blox plot (mediana, quartis e valores extremos) do crescimento de indivíduos de *I. capitata* (A) e *S. terebinthifolia* (B), submetidas a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil. 2009.

Após seis meses, a espécie *S. terebinthifolia* apresentou o maior crescimento em altura de $7,8 \pm 3,7$ cm para a condição sombra e presença de serrapilheira e menor crescimento $2,0 \pm 1,27$ cm na presença do sol e serrapilheira. Já os indivíduos *A. occidentale* apresentaram comportamento oposto a *S. terebinthifolia*, com o maior crescimento $5,1 \pm 0,64$ cm, observado na condição sol e presença de serrapilheira e o menor crescimento $2,4 \pm 1,29$ cm para sombra e presença de serrapilheira.

Quando analisado o crescimento das três espécies a *S. terebinthifolia* apresenta o maior crescimento final e *A. occidentale* o menor crescimento, ratificando a informação de que no campo as mudas de *S. terebinthifolia* apresentam desenvolvimento rápido enquanto o da *A. occidentale* é lento (Lorenzi, 2002).

Para as espécies *A. occidentale* e *I. capitata* o maior crescimento foi observado na presença do fator sol, ratificando dessa forma que a disponibilidade da luz, principalmente no que se refere à sua intensidade, condiciona direta ou indiretamente grande parte dos processos de crescimento e regeneração da vegetação (Bazzaz, 1979; Engel & Pogianni, 1990).

Com uma projeção da copa atingindo muitas vezes o diâmetro de 12m, observamos a *T. catappa* funcionando como um filtro de biodiversidade ao submeter às plântulas que vivem sob o seu dossel a diferentes regimes de luz, obtendo respostas biológicas distintas para a germinação, crescimento e sobrevivência (Gandolfi et al., 2007) e dessa forma podendo provocar modificações na composição da comunidade.

Segundo Parker et al. (1999), um invasor pode simplesmente diminuir a abundância de todos os membros de uma comunidade (por exemplo, ao competir por espaço), ou pode ter impactos diferenciados sobre as diferentes espécies. Ratificando os resultados distintos verificados no crescimento das três espécies nativas frente a dominância da *T. catappa*.

A presença ou ausência do fator serrapilheira parece não influenciar nos resultados encontrados para crescimento das espécies *S. terebinthifolia* e *I. capitata*, pois estas espécies apresentaram os maiores crescimentos na ausência e presença da serrapilheira.

3.3 Avaliação do sombreamento e da serrapilheira da *T. catappa* sobre a sobrevivência de três espécies nativas.

Após seis meses, do total de 40 indivíduos plantados para cada espécie nos quatro tratamentos, sobreviveram apenas 40% de *A. occidentale*, 77,5% de *S. terebinthifolia* e 95% de *I. capitata* (Figura 6).

As mudas de *A. occidentale* apresentaram alta mortalidade distribuída durante os seis meses do experimento e acentuando-se nos dois últimos meses. De um modo geral esta espécie apresentou uma taxa de sobrevivência bastante inferior às demais espécies.

As mudas de *S. terebinthifolia*, assim como a *A. occidentale*, apresentaram também um percentual de sobrevivência maior na condição de sol que na sombra, portanto os resultados sugerem que o sombreamento afetou negativamente a sobrevivência. A presença ou não de serrapilheira parece não ter influência nos resultados.

A sobrevivência de *I. capitata* foi alta nas quatro condições analisadas, tendo sido a mortalidade observada apenas na condição sol e presença de serrapilheira, confirmando a sua capacidade de adaptar-se a uma grande diversidade de habitats (Pennington, 1997). Bazzaz (1979) já afirmava que níveis similares de variação ambiental causam respostas diferentes em diferentes espécies: para algumas um certo nível pode ser irrelevante para a sua fisiologia, enquanto que para outras pode ser prejudicial ou estimuladora.

Provavelmente, o dossel formado pela copa das árvores da *T. catappa* submete a vegetação do sub-bosque a diferentes regimes de luz (Gandolfi, 2007) provocando a morte prematura das espécies que necessitam de um ambiente mais iluminado para sobreviver, garantindo a dominância e o sucesso competitivo por luz e espaço da espécie invasora.

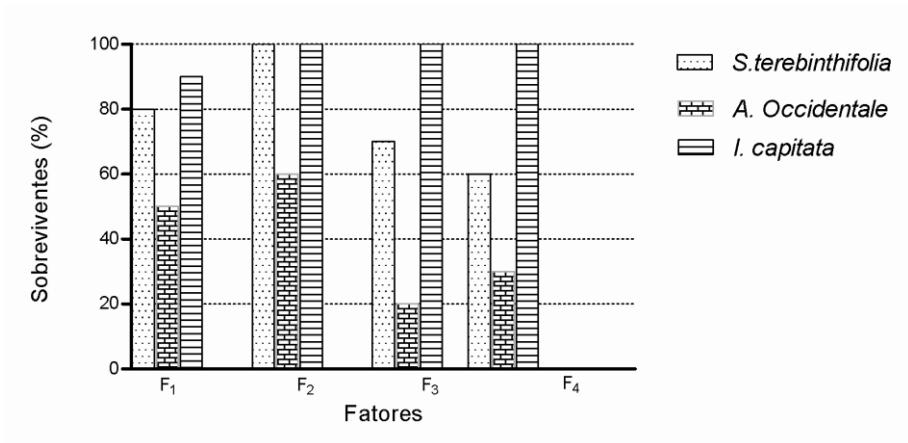


Figura 6. Percentual de sobrevivência das espécies *S. terebinthifolia*, *A. occidentale* e *I. capitata*, submetidas a diferentes fatores: F₁ (sol e presença de serrapilheira), F₂ (sol e ausência de serrapilheira), F₃ (sombra e presença de serrapilheira) e F₄ (sombra e ausência de serrapilheira). APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

3.4 Avaliação do sombreamento e da serrapilheira provenientes da *T. catappa* sobre o banco de plântulas no campo e em casa de vegetação.

Verificou-se diferença significativa apenas para o estabelecimento de plântulas no campo ($\chi^2= 14$; $p=0,001$; Figura 7). O maior número de plântulas ($10 \pm 2,47$) foi encontrado para a condição de sol e ausência de serrapilheira e o menor ($3,4 \pm 0,24$), para a condição de sombra e presença de serrapilheira.

Os resultados sugerem que a um nível de 5% de significância o estabelecimento de plântulas no campo apresenta evidências para rejeitar a hipótese de que os fatores investigados não interferem no estabelecimento das plântulas, ou seja, diferentes condições de serrapilheira e luminosidade afetam o estabelecimento.

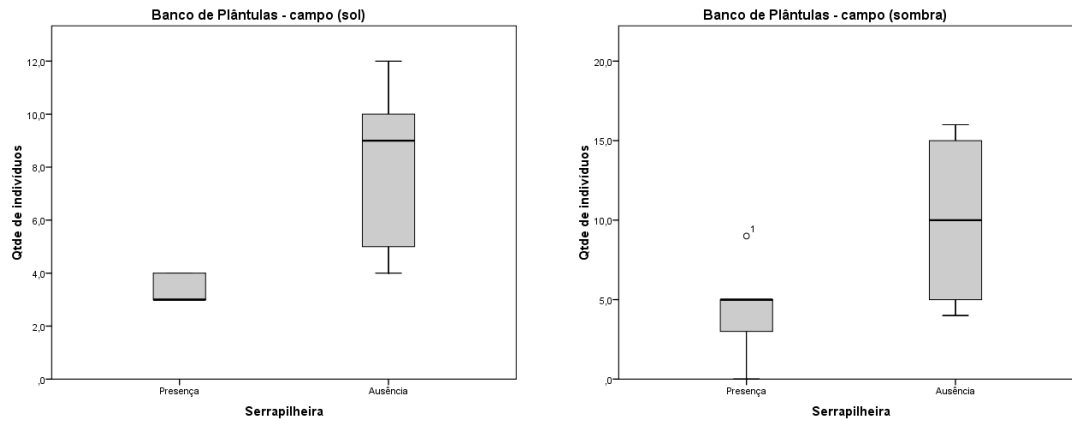


Figura 7. Blox plot do número de sementes germinadas no campo, submetidas a presença ou ausência dos fatores luminosidade e serrapilheira. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil. 2009

Na casa de vegetação foi encontrado o maior número de plântulas para as amostras de solo provenientes das sub-parcelas submetidas a condição sombra sem serrapilheira, o que pode ser justificado pela quebra de dormência das sementes quando estas foram deslocadas para ambientes sem herbivoria e com condições de luz e umidade controladas. O pequeno número de plântulas encontrado para as amostras de solo provenientes das sub-parcelas submetidas ao sol, com presença e ausência de serrapilheira, já era esperado, pois possivelmente as sementes já haviam germinado no campo.

A contagem total de plântulas em campo foi superior ao encontrado em casa de vegetação. Os resultados nos tratamentos também diferiram, o maior número de plântulas em campo foi encontrada para condição de presença de sol, enquanto para casa de vegetação a condição mais favorável foi na sombra. A taxa de recrutamento maior no campo pode ser uma resposta a uma maior disponibilidade de luz (Brokaw, 1985).

Os resultados mostram ainda que o estabelecimento de plântulas foi maior para a condição de ausência de serrapilheira, tanto na casa de vegetação como no campo.

Menezes & Araújo (2004), Moraes et al. (1999) e Pires et al. (2006) citam a importância da serrapilheira cujo acúmulo confere maior estabilidade ao sistema, e juntamente com o solo, controla vários processos fundamentais na dinâmica dos ecossistemas, como a ciclagem mineral de nutrientes. Com um destaque maior para a restinga, onde o solo não constitui uma fonte de nutrientes significativa, a função de reservatório de matéria orgânica e

elementos minerais pode ser especialmente importantes (Moraes et al., 1999), agindo também para atenuar os efeitos erosivos da chuva e da radiação solar, intensas no local .

Entretanto, os nossos resultados não encontraram uma relação positiva entre o acúmulo da serrapilheira e o estabelecimento das plântulas, sugerindo que a prolongada cobertura foliar (Aguiar & Tabarelli, 2010) e a existência de aleloquímicos presentes na serrapilheira, constituída basicamente por matéria orgânica proveniente da *T. catappa* (Baratelli, dados não publicados) podem ser os responsáveis por estes resultados.

A redução no banco de plântulas e estabelecimento de plântulas devido a supressão física imposta pela prolongada cobertura foliar da espécie *Attalea oleífera* Barb. Rodr., foi estudada por Aguiar & Tabarelli (2010). Embora a matéria orgânica do solo seja a principal responsável pela retenção de nutrientes, a decomposição de folhas na restinga é um processo lento, levando até cerca de um ano, a depender da espécie, para reduzir em 50% o peso seco inicial (Hay & Lacerda, 1984).

Provavelmente deve ser o caso de *T. catappa* na área em estudo, que sendo uma espécie caducifólia é responsável pelo aumento de folhas sobre o solo no início da primavera, desencadeando uma produção maior de serrapilheira, que diminui o teor de oxigênio do solo e aumenta a concentração de aleloquímicos.

O estudo de Baratelli (dados não publicados) comprovou a resposta alelopática de folhas verdes e frutos maduros de *T. catappa* na inibição do crescimento das raízes de *Lactuca sativa* L.. Observou ainda que a produção de substâncias aleloquímicas sofre influência da sazonalidade, sendo o pico da atividade alelopática dos frutos no inverno e das folhas na primavera. Dessa forma a serrapilheira formada a partir da matéria orgânica da *T. catappa* apresenta aleloquímicos durante quase todo o ano.

A evidência do papel ecológico e potencialmente importante da alelopátia no sucesso da invasão de plantas exóticas é discutido por Bais et al. (2003), segundo os autores a interação entre as espécies nativas, que coexistem por um longo período, possibilita a tolerância das toxinas uma das outras, dessa forma as espécies invasoras seriam susceptíveis a supressão alelopática. No entanto,

se as espécies invasoras têm toxina e a comunidade existente carece de resistência, o resultado pode ser a ruptura da comunidade vegetal existente (Callaway & Aschehoug, 2000; Fitter, 2003).

Na monitoração do estabelecimento das plântulas no campo foi observado um total de 124 plântulas, das quais apenas 7,3% eram *T. catappa*. Na casa de vegetação de um total de 75 plântulas, 60% eram *T. catappa*. No campo, o estabelecimento das plântulas de *T. catappa* foi inferior a casa de vegetação, com um número bastante superior de outras espécies, muitas das quais oportunistas, como as ervas daninhas.

Sanches (dados não publicados) observou num experimento em campo que a *T. catappa* apresenta altas taxas de natalidade e mortalidade. O número superior de plântulas na casa de vegetação sugere que em condições controladas de umidade e luminosidade e sem o ataque de herbívoros, as sementes da *T. catappa* conseguem ter maior sucesso no estabelecimento.

4. Conclusão

A espécie *T. catappa* é dominante, pode ser considerada invasora e está estabilizada na área. Podendo alterar a diversidade florística da área bem como a estrutura do banco de plântulas, ao dificultar o estabelecimento e crescimento de outras espécies. O banco de plântulas apresenta baixa densidade e pouca capacidade de regeneração frente à dominância da *T. catappa*.

Para gerir eficazmente a área é necessária a compreensão dos mecanismos alelopáticos da *T. catappa* no campo, sob uma variedade de fatores ambientais, e como a competição por recursos pode acentuar os efeitos da alelopatia.

Para o manejo sugere-se o enriquecimento das espécies do banco de plântulas e a realização de poda regular para aumentar a penetração de luz e diminuir a biomassa foliar,

O monitoramento e a manutenção devem ser regulares para evitar novas colonizações.

5. Agradecimentos

Agradecemos a SEMA-BA, Secretaria do meio-ambiente da Bahia, e ao gestor da APA Franklin Mollinari, pelo apoio logístico viabilizando a participação dos funcionários Jeziel de Jesus ou Sr. Manoel dos Santos em todas as idas ao campo.

6. Referências Bibliográficas

- Ab'Sáber, A.N., 2005. Os Domínios de Natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo, 160pp.
- Aguilar, A.V., Tabarelli, M., 2010. Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotrópica*. 42(2), 158-166.
- Almeida Jr., E.B., Olivo, M.A., Araújo, E.L., Zickel, C.S., 2009. Caracterização da vegetação de restinga da RPPN de Maracaípe, PE, Brasil, com base na fisionomia, flora, nutrientes do solo e lençol freático. *Acta bot. bras.* 23(1), 36-48.
- Alves, L.F. , Metzger, J. P., 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica*. 6(2), 1-26.
- Angiosperm Phylogeny Group III, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*.161, 105-121.
- Aparicio, A., Guisande, R., 1997. Replenishment of the endangered *Echinopartum algibicum* (Genisteeae, Fabaceae) from the soil seed bank. *Biological Conservation*. 81 (3), 267-273.
- Araújo, D.S.D., Henriques, R.B.P.,1984. A importância de preservar as dunas de Itapoã e Abaeté. In: Lacerda, L. D., Araujo, D. S. D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.), Restingas: origens, estrutura e processos. Centro de Estudos da Universidade Fluminense, Niterói, pp. 159-193.
- Assis, A.M., Pereira, O.J., Thomaz, L.D., 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES) . *Revista Brasil. Bot.* 27(2), 349-361.

- Azevedo, L.M.G. (Coord.), 1997. Zoneamento ecológico-econômico da Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas de Abaeté. Seplantec/Conder, Salvador.
- Bais, H.P., Vepachedu, R., Gilroy, S., Callaway, R.M., Vivanco, J.M., 2003. Allelopathy and Exotic Plant Invasion: From Molecules and Genes to Species Interactions. *Science*. 301, 1377-1380.
- Baratelli, T.G., 2006. Estudos das propriedades alelopáticas vegetais: investigação de substâncias aleloquímicas em *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. MSc. diss.
- Bazzaz, F.A., 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual review of ecology and systematics*. 10, 351-371.
- Bertness, M.D., Leonard, G.H., 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology*. 78(7), 1976-1989.
- Bredt, A., Uieda, W., Pinto, P.P., 2002. Visitas de morcegos fitófagos a *Muntingia calabura* L. (Muntingiaceae) em Brasília, Centro-Oeste do Brasil. *Rev. bras. Zootecias*. 4(1), 111-122.
- Britto, I.C., Noblick, L.R., 1984. A importância de preservar as dunas de Itapoã e Abaeté. In: Lacerda, L.D., Araujo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.), *Restingas: origens, estrutura e processos*. Centro de Estudos da Universidade Fluminense, Niterói, pp. 269-273.
- Britto, I.C., Queiroz, L.P., Guedes, M.L.S., Oliveira, N.C., Silva, L.B., 1993. Flora fanerogâmica das dunas e lagoas de Abaeté, Salvador, Bahia. *Sitientibus*. 11, 31-46.
- Brokaw, N.V.L., 1985. Gap-Phase Regeneration in a Tropical. *Ecology*. 66(3), 682-687.
- Brokaw, N.V.L., 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology*. 75, 9-19.
- Brown, N., 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest. *J. Trop. Ecol.* 9, 153-168.
- Brummit, R.K., Powell, M.C.E., 1992. *Authors of plants names*. Royal Botanic Gardens, Kew, London. 732pp.
- Byers, J.E., Reichard, S., Smith, C.S., Parker, I.M., Randall, J.M., Lonsdale, W.M., Atkinson, I.A.E., Seasted, T., Chornesky, E., Hayes, D., Williamson, M.,

2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology*. 16, 630-640.

Callaway, R. M., 2002. The detection of neighbors by plants. *Trends Ecol. Evol.* 17(3), 104-105.

Callaway, R.M., Aschehoug, E.T., 2000. Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*. 290, 521-523.

Carnevale, N.J., Montagnini, F., 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest ecology and management*. 163(1-3), 217-227.

Casagrande, J.C., 2003. Considerações sobre recuperação da fertilidade do solo para áreas degradadas. In: Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas. FAPESP IBt/SMA, São Paulo, pp. 92-93.

Chagas, M.G.S., Silva, M.D., Galvíncio J.D., Pimentel, R.M.M., 2008. Variações Foliares em Grupos Funcionais Vegetais de uma Paisagem de Restinga, Pernambuco-Brasil . *RBGF - Revista Brasileira de Geografia Física*. 1(2), 50-63.

Chaves, F.O., Soares, L.L.G., Estrada, G.C.D., Cavalcanti, V.F., 2009. Maintenance of mangrove forests through the conservation of coastal ecosystems. *Journal of Coastal Research*. 56, 395-399.

Chu S.-C., Yang S.-F., Liu S.-J., Kuo W.-H., Chang Y.-Z., Hsieh Y.-S., 2007. In vitro and in vivo antimetastatic effects of *Terminalia catappa* L. leaves on lung cancer cells. *Food and Chemical Toxicology*. 45 (7), 1194-1201.

Chyaua, C. -C, Tsaib, S.-Y., Kob, P.-T., Maub, J. -L., 2002. Antioxidant properties of solvent extracts from *Terminalia catappa* leaves. *Food Chemistry*. 78, 483-488.

Collins, A.R., Jose, S., Daneshgar, P., Ramsey, C.L., 2007. Elton's hypothesis revisited: an experimental test using Cogongrass. *Biol Invasions*. 9, 433-443.

Daehler, C.C., 2000. Two ways to be na invader but one is more suitable for ecology. *Bulletim of the Ecological Society of America*. 82, 101-102.

Daehler, C.C., 2003. Performance's comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 34,183–211.

Davis, M.A., 2003. Biotic globalization: Does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience*. 53, 481–489.

- Dean, W., 2007. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo, 484pp.
- Denslow, J.S., 1987, Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18, 431-451.
- Denslow, J.S., Guzman, S., 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *J. Veg. Sci.* 11, 201-212.
- Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M., Williamson, M., 1989. *Biological Invasions: a Global Perspective*. Wiley and Sons, New York.
- Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- Engel, V.L., Poggiani, F., 1990. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. *IPEF*. 43/44, 1-10.
- Fitter, A., 2003. Making Allelopathy Respectable. *Science*. 301, 1337-1338.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E., 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience*. 37, 550-556.
- Freire, M.S.B., 1990. Levantamento florístico do parque estadual das dunas de Natal. *Acta Botânica Brasílica*. 4,41-59.
- Gandolfi, S., Joly, C.A., Rodrigues, R.R., 2007. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. *Sci. Agric . (Piracicaba, Braz.)*. 64(4),433-438.
- Garwood, N.C., 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: Leck, M.A., Parker, T.V., Simpson, R.L. (Eds.), *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, New York, pp.149-209.
- Gessler, A., Nitschke, R., Mattos, E.A., Zaluar, H.L.T., Scarano, F.R., Rennenberg, H., Luttge, U., 2008. Comparison of the performance of three different ecophysiological life forms in a sandy coastal restinga ecosystem of SE-Brazil: a nodulated N₂-fixing C₃-shrub (*Andira legalis* (Vell.) Toledo), a CAM-shrub (*Clusia hilariana* Schltdl.) and a tap root C₃-hemicryptophyte (*Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Ktze.) *Trees*. 22,105-119.

- Gomes, F.H., 2002. Caracterização de solos de manguezais e de restinga no município de Ilhéus-Bahia. Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 96pp. MSc. diss.
- Guariguata, M.R., Chazdon R.L., Denslow, J.S., Dupuy, J.M., Anderson, L., 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*. 132, 107-120.
- Harms, K.E., Wright, S.J., Calderón, O., Hernandez, A., Herre, E.A., 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*. 404, 493-795.
- Harper, J.L., 1964. The individual in the population. *Journal of Ecology*. 52 (Supplement), 149-158.
- Hay, J.D., Lacerda, L.D., 1984. Ciclagem de nutrientes no ecossistema de restinga. In: Lacerda, L.D., Araujo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.), *Restingas: origens, estrutura e processos*. Centro de Estudos da Universidade Fluminense, Niterói, pp. 459-473.
- IBGE- Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, 2004. Projeto Flora/Fauna-Flora das restingas do litoral Norte da Bahia, Costa dos Coqueiros e Salvador. *Herbário Radam Brasil*, Bahia.
- Jimenez, A., Pauchard, A., Cavieres, L.A., Marticorena, A., Bustamante, R. O., 2008. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A comparison between the mediterranean areas of central Chile and California. *Journal of Biogeography*. 35, 614–624.
- Lacerda, A.L.S., Victoria Filho, R., Mendonça, C.G., 2005. Levantamento do banco de sementes em dois sistemas de manejo de solo irrigados por pivô central. *Planta Daninha*, Viçosa-MG. 23(1), 1-7.
- Leigh Jr., E.G., 2007. Neutral Theory: a historical perspective. *Journal of Evolutionary Biology*. 20(6), 2075-2091.
- Levine, J.M., Vilà, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K., Lavorel, S., 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions . *The Royal Society*. 270, 775-781.
- Lin, C.-C., Kan, W.-S., 1990. Medicinal plants used for the treatment of hepatitis in Taiwan. *American Journal of Chinese Medicine*. 18, 35-43.

- Lin, T.-C., 1992. Study on the tannins and related compounds in the fruit of *Terminalia catappa* L. *Journal of Chinese Medical and Pharmaceutical Research*. 14,165-174.
- Lobão, A.Q., Kurtz, B., 2000. Fitossociologia de um trecho de mata de restinga na Praia Gordas, município de Armação de Búzios, RJ. In *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros* (S. Watanabe, coord.). Aciesp, São Paulo, v.3, pp.66-73.
- Lorenzi, H., 2002. *Árvores Brasileiras: manual de Identificação e cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*. v.1, quarta ed. Instituto Plantarum, São Paulo.
- Loret, F., Médail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E. , Philip, J. R., Hulme, P., 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology*. 93, 512-520.
- Mack, R.N., 2000. Assessing the extent status and dynamism of plant invasions current and emerging approaches. In: Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Invasives species in a changing world*. Island press, Washington, pp. 141-168.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*. 10, 689–710.
- Magee, T.K, Ringold, P.L., Bollman , M.A., 2008. Alien species importance in native vegetation along wadeable streams, John Day River basin, Oregon, USA *Plant Ecol*. 195, 287-307.
- Marchante, E., Kjoller, A., Struwem S., Freitas, H., 2008. Short and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Applied soil ecology*. 40, 210 – 217.
- Maron, J.L., Vilà, M., 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *OIKOS*. 95, 361–373.
- Maskell, C., Firbank, L.G., Thompson, K., Bullock, J.M., Smart, S. M., 2006. Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. *Journal of Ecology*. 94, 1052-1060.
- Masuda, T., Yonemori, S., Oyama, Y., Takeda, Y., Tanaka, T., Andoh, T., Shinohara, A., Nakata, M., 1999. Evaluation of the antioxidant activity of

environmental plants: activity of the leaf extracts from seashore plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 47, 1749-1754.

Matias, L.Q. , Nunes, E.P., 2001. Levantamento florístico da Área de Proteção Ambiental de Jericoacoara, Ceará. *Acta Botanica Brasílica*. 15, 35-43.

Menezes, L.F.T., Araujo, D.S.D., 2004. Regeneração e riqueza da formação arbustiva de Palmae em uma cronoseqüência pós-fogo na Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Acta bot. bras.* 18(4), 771-780.

Mooney, H.A., 2005. Invasive aliens species. The nature of the problem. In: Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J., Waage, J.K. (Eds.), *Invasive alien species: A new synthesis*. Island Press, Washington, pp.1-15.

Moraes, R.M., Delitti, W.B.C., Struffaldi-de Vuono, Y., 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. *Rev. bras. Bot.* 22(1).

Naeem, S., Knops, J., Tilman, D., Howe, K., Kennedy, T., Gale, S., 2000. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covaryng extrinsic factors. *OIKOS*. 91,97-108.

Oliveira-Filho, A.T., Carvalho, D.A., 1993. Florística e fisionomia da vegetação no extremo norte do litoral da Paraíba. *Revista Brasileira de Botânica*. 16 (1),115-130.

Orr, S.P., Rudgers, J.A., Clay, K., 2005. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: testing potential allelopathic mechanisms. *Plant Ecol.* 181, 153-165.

Ortega, Y. K., Pearson, D. E., 2005. Weak vs. Strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. *Ecological Applications*. 15(2), 651-661.

Paine, R.T., 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*. 100, 65-75.

Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser L., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders *Biological Invasions*. 1, 3-19.

Pauchard, A., Cavieres, L., Bustamante, R., (2004) Comparing alien plant invasions among regions with similar climates: where to from here? *Diversity and Distributions*. 10, 371-375.

- Pegado, C.M.A., Andrade, L.A., Félix, L.P., Pereira, I.M., 2006. 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 bot. bras.* 20(4), 887-898.
- Pennington, T.D., 1997. The genus *Inga*. Royal Botanic Gardens, Kew, 844pp.
- Pires, L.A., Britez, R.M., Martel, G., Pagano, S.N., 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. *Acta bot. bras.* 20(1), 173-184.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D., 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience.* 50, 53-65.
- Pinto, G.C.P., Bautista, H.P., Ferreira, J.D.C.A. 1984. A restinga do litoral nordeste do estado da Bahia. In: Lacerda, L.D., Araujo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.), *Restingas: origens, estrutura e processos*. Centro de Estudos da Universidade Fluminense, Niterói, pp.195-216.
- Pysek, P., Pysek. A., 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of vegetation science.* 6(5), 711-718.
- Queiroz, E.P., 2007. Levantamento florístico e georreferenciamento das espécies com potencial econômico e ecológico em restinga de Mata de São João, Bahia, Brasil. *Biotemas.* 20(4), 41-47.
- Ratnasooriya, W.D., Dharmasiri, M.G., 2000. Effects of *Terminalia catappa* seeds on sexual behaviour and fertility of male rats. *Asian Journal of Andrology.* 2, 213-219.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions.* 6, 93–107.
- Rizzini, C.T., 1997. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Segunda ed. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro, 746 pp.
- Sá, C.F.C., 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. *Rodriguésia.* 53(82), 5-23.

Sacramento, A.C., Zickel, C.S., Almeida Jr., E.B., 2007. Aspectos florísticos da vegetação de restinga no litoral de Pernambuco. *Rev. Árvore*. 31(6), 1121-1130.

Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., 2001. The population biology of invasive species. *Annual review of ecology and systematics*. 32, 305-332.

Sanches, J.H., 2009. Potencial invasor do chapéu-de-sol (*Terminalia catappa* L.) em área de restinga. Universidade de São Paulo, São Paulo. MSc. diss.

Sanches, J.H., Magro T.C., da Silva, D.F., 2007. Distribuição espacial da *Terminalia catappa* L. em área de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE, pp. 1831-1838.

Santos, I.C.F., Carvalho, S.H.V., Solleti, J.I., La Salles, K.T.S., Meneghetti, S. M.P., 2008. Studies of *Terminalia catappa* L. oil: Characterization and biodiesel production. *Bioresource Technology*. 99, 6545-6549.

Scarano, F.R., 2002. Structure, function and floristic relationships of plants communities in stressful habitats marginal to Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany*. 90, 517-524.

Scherer, A., Maraschin-Silva, F., Baptista, L.R.M., 2005. *Acta bot. bras.* 19(4), 717-725.

SEI - Superintendência de Estudos Estatísticos Econômicos e Sociais da Bahia, 2007a. Anuário Estatístico da Bahia 2007. Mapa de Pluviometria do Estado da Bahia. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br>. Acesso em: 12 Jun. 2009.

SEI - Superintendência de Estudos Estatísticos Econômicos e Sociais da Bahia, 2007b. Anuário Estatístico da Bahia 2007. Caracterização do território. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br>. Acesso em: 12 Jun. 2009.

Sharma, G.P, Raghubanshi, A.S., Singh, J.S., 2005. *Lantana* invasion: An overview. *Weed Biology and Management*. 5, 157-165.

Shepherd, G.J., 2006. Fitopac 1.6: Manual do usuário. Departamento de Botânica, Universidade de Campinas, Campinas.

Silva, S.M., 2002. Diagnóstico das restingas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 30pp.

Simberloff, D., Relva, M.A., Nuñez, M., 2003. Introduced species and management of a *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Environmental Management*. 31, 263-275.

- Sonehara, J.S., 2005. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de vegetação de restinga no parque estadual do rio da onça - Matinhos, PR. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. MSc. diss.
- Stohlgren, T.J. , Crosier, C., Chong, G.W, Guenther, D., Evangelista, P., 2005. Life-history habitat matching in invading non-native plant species. *Plant and Soil*. 277, 7-18.
- Suguió, K., Tessler, M.G.,1984. A importância de preservar as dunas de Itapoã e Abaeté. In: Lacerda, L.D., Araujo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.), *Restingas: origens, estrutura e processos*. Centro de Estudos da Universidade Fluminense, Niterói, pp. 15-26.
- Tansley, A.G., 1917. On competition between *Galium saxatile* L. (*C. hercynicum* Weig.) and *Galium sylvestre* Poll (*G. asperum* Schreb.) on different types of soil. *Journal of Ecology*. 5, 173-179.
- Tecco, P.A., Díaz, S., Cabido, M., Urcelay, C., 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology*. 98,17-27.
- Teotia, S., Singh, M., 1997. Hypoglycemic effect of *Prunus amygdalus* seeds in albino rabbits. *Indian Journal of Experimental Biology*. 35, 295-296.
- Thomson, L.A.J., Evans, B. *Terminalia catappa* (tropical almond), ver. 2.2. In: Elevitch, C.R. (Ed.). *Species profiles for pacific Island agroforestry: permanent agriculture resources (PAR)*, 2006. Disponível em: <<http://www.traditionaltree.org>>. Acesso em: 12 mai. 2008.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*. 80, 1455-1474.
- Uhl, C., Clark, K., Clark, H., Murphy, P., 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *J. Ecol.* 69, 631-649.
- Vilà, M., Gimeno, I., 2007. Does invasion by alien plant species affect the soil seed bank? *Journal of Vegetation Science*. 18, 423-430.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M. , Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*. 21, 1-16.

Weaver, J.E., Clements, F.E., 1929. Plant Ecology. McGraw-Hill Book Company Inc., New York.

Young, K.R., Ewel, J.J., Brown, B.J., 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio* 71,157-163.

Zickel, C.S., Almeida Jr., E.B., Medeiros, D.P.W., Lima, P.B., Souza, T.M.S., Lima, A.B., 2007. Magnoliophyta species of restinga, State of Pernambuco, Brazil. *Check List*. 3, 224-241.

Apêndice

Tabela 2. Fitosociologia da APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009. Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI). N° Ind. - Número de indivíduos da espécie na comunidade; DR - Densidade relativa (%), FR - Frequência relativa (%), VI - valor de importância e VC - valor de cobertura.

Espécies	N° Ind.	DR	FR	VI	VC
<i>Terminalia catappa</i>	172	62.09	27.54	164.50	136.96
<i>Andira fraxinifolia</i>	13	4.69	10.14	14.96	4.81
<i>Mangifera indica</i>	6	2.17	7.25	14.41	7.17
<i>Dracaena fragans</i>	21	7.58	2.9	13.89	10.99
<i>Schinus terebinthifolia</i>	12	4.33	7.25	12.96	5.71
<i>Cecropia</i> sp.	3	1.08	4.35	8.90	4.56
<i>Pithecellobium diversifolium</i>	1	0.36	1.45	7.21	5.76
<i>Syzigium cumini</i>	6	2.17	4.35	6.64	2.29
<i>Clitoria fairchildiana</i>	3	1.08	2.9	6.57	3.67
<i>Capparis flexuosa</i>	7	2.53	2.9	5.66	2.76
<i>Erythroxylum</i> cf. <i>passerinum</i>	3	1.08	4.35	5.47	1.12
<i>Inga capitata</i>	5	1.81	2.9	4.75	1.85
<i>Bunchosia armeniaca</i>	7	2.53	1.45	4.14	2.69
<i>Anacardium occidentale</i>	1	0.36	1.45	4.09	2.64
<i>Pachira aquatica</i>	3	1.08	2.9	4.05	1.15
<i>Casearia sylvestris</i>	2	0.72	2.9	3.70	0.80
<i>Eschweilera ovata</i>	1	0.36	1.45	2.42	0.97
<i>Cocos nucifera</i>	2	0.72	1.45	2.20	0.76
<i>Tapirira guianensis</i>	2	0.72	1.45	2.19	0.74
<i>Campomanesia dichotoma</i>	2	0.72	1.45	2.18	0.73
<i>Erythrina corallodendron</i>	1	0.36	1.45	1.83	0.40
<i>Genipa americana</i>	1	0.36	1.45	1.83	0.38
<i>Maclura tinctoria</i>	1	0.36	1.45	1.82	0.37
<i>Costus spiralis</i>	1	0.36	1.45	1.81	0.37
<i>Eugenia cyclophylla</i>	1	0.36	1.45	1.81	0.37
Total	277	100	100	300	200

Tabela 3. Efeitos dos fatores F₁ (sol e presença de serrapilheira), F₂ (sol e ausência de serrapilheira), F₃ (sombra e presença de serrapilheira) e F₄ (sombra e ausência de serrapilheira), sobre as variáveis altura (H), diâmetro (D) e sobrevivência - n° de indivíduos (S), das espécies *A. occidentale*, *I. capitata* e *S. terebinthifolia*. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

Espécies	Parcelas	Fatores	H (cm)	D (cm)	S
<i>Anacardium occidentale</i>	8	F ₁	5.0	0.02	1
	28	F ₁	6.0	0.02	1
	37	F ₁	3.5	0.03	1
	51	F ₁	7.0	0.06	1
	55	F ₁	4.0	0.04	1
	3	F ₂	9.0	0.03	1
	26	F ₂	7.0	0.02	2
	30	F ₂	1.0	0.01	1
	32	F ₂	3.5	0.00	1
	34	F ₂	0.0	0.00	1
	6	F ₃	1.0	0.01	1
	12	F ₃	0.0	0.00	0
	47	F ₃	0.0	0.02	1
	70	F ₃	0.0	0.00	0
	74	F ₃	0.0	0.00	0
	18	F ₄	0.0	0.00	0
	40	F ₄	1.0	0.03	1
	48	F ₄	5.0	0.05	1
	59	F ₄	6.0	0.07	1
	69	F ₄	0.0	0.00	0
<i>Inga capitata</i>	8	F ₁	11.0	0.04	2
	28	F ₁	0.0	0.00	1
	37	F ₁	8.5	0.04	2
	51	F ₁	4.5	0.03	2
	55	F ₁	5.5	0.00	2
	3	F ₂	17.0	0.07	2
	26	F ₂	2.0	0.06	2
	30	F ₂	6.0	0.01	2

Continuação Tabela 3

Espécies	Parcelas	Tratamento	H (cm)	D (cm)	S
<i>Inga capitata</i>	32	F ₂	3.5	0.04	2
	34	F ₂	3.5	0.04	2
	6	F ₃	7.5	0.05	2
	12	F ₃	1.0	0.01	2
	47	F ₃	2.0	0.04	2
	70	F ₃	8.0	0.03	2
	74	F ₃	2.5	0.03	2
	18	F ₄	1.0	0.04	2
	40	F ₄	1.0	0.06	2
	48	F ₄	3.0	0.06	2
	59	F ₄	8.5	0.09	2
	69	F ₄	6.5	0.06	2
<i>Schinus terebinthifolia</i>	8	F ₁	1.0	0.01	2
	28	F ₁	1.5	0.06	1
	37	F ₁	4.0	0.03	2
	51	F ₁	1.0	0.05	2
	55	F ₁	2.5	0.02	1
	3	F ₂	6.0	0.02	2
	26	F ₂	3.0	0.04	2
	30	F ₂	4.5	0.02	2
	32	F ₂	5.5	0.03	2
	34	F ₂	12.0	0.03	2
	6	F ₃	4.5	0.02	1
	12	F ₃	4.5	0.05	1
	47	F ₃	7.5	0.04	2
	70	F ₃	13.5	0.01	2
	74	F ₃	9.0	0.00	1
	18	F ₄	6.0	0.05	1
	40	F ₄	3.0	0.05	2
	48	F ₄	3.0	0.01	1
	59	F ₄	3.0	0.06	1
	69	F ₄	4.0	0.07	1

Tabela 4. Efeitos dos fatores F₁ (sol e presença de serrapilheira), F₂ (sol e ausência de serrapilheira), F₃ (sombra e presença de serrapilheira) e F₄ (sombra e ausência de serrapilheira), sobre o estabelecimento das plântulas em campo. N – Número de plântulas. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

Parcelas	Tratamento	N
8	F ₁	9
28	F ₁	5
37	F ₁	3
51	F ₁	0
55	F ₁	5
3	F ₂	15
26	F ₂	16
30	F ₂	5
32	F ₂	10
34	F ₂	4
6	F ₃	4
12	F ₃	4
47	F ₃	3
70	F ₃	3
74	F ₃	3
18	F ₄	12
40	F ₄	10
48	F ₄	5
59	F ₄	9
69	F ₄	4

Tabela 5. Efeitos dos fatores F₁ (sol e presença de serrapilheira), F₂ (sol e ausência de serrapilheira), F₃ (sombra e presença de serrapilheira) e F₄ (sombra e ausência de serrapilheira), sobre o estabelecimento das plântulas em casa de vegetação. N - Número de plântulas. APA Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, BA. 2009.

Parcelas	Tratamento	N
8	F ₁	0
28	F ₁	2
37	F ₁	1
51	F ₁	2
55	F ₁	1
3	F ₂	0
26	F ₂	0
30	F ₂	0
32	F ₂	1
34	F ₂	0
6	F ₃	17
12	F ₃	1
47	F ₃	1
70	F ₃	2
74	F ₃	1
18	F ₄	16
40	F ₄	2
48	F ₄	12
59	F ₄	14
69	F ₄	0