

MONITORAMENTO DE PLANTIOS E REGENERAÇÃO DE
ESPÉCIES LENHOSAS EM ÁREAS DE RESTINGA NA RPPN
FAZENDA CARUARA, SÃO JOÃO DA BARRA, RJ.

NATHALIE MARIA LOUREIRO DA CRUZ

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO– UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
JULHO DE 2017

MONITORAMENTO DE PLANTIOS E REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES
LENHOSAS EM ÁREAS DE RESTINGA NA RPPN FAZENDA
CARUARA, SÃO JOÃO DA BARRA, RJ.

NATHALIE MARIA LOUREIRO DA CRUZ

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento

Campos dos Goytacazes – RJ
Julho de 2017

MONITORAMENTO DE PLANTIOS E REGENERAÇÃO DE
ESPÉCIES LENHOSAS EM ÁREAS DE RESTINGA NA RPPN
FAZENDA CARUARA, SÃO JOÃO DA BARRA, RJ.

NATHALIE MARIA LOUREIRO DA CRUZ

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais

Aprovada em 07 de junho de 2017

Comissão Examinadora:

Dra. Ângela Pierre Vitória (Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro)

Dr. Luis Fernando Tavares de Menezes (Universidade Federal do Espírito Santo)

Dr. Luiz Roberto Zamith Coelho Leal (Universidade Federal Fluminense)

Dr. Marcelo Trindade Nascimento (UENF) (orientador)

“Entre as imagens que mais profundamente marcaram minha mente, nenhuma excede a grandeza das florestas primitivas, poupadas da mutilação pela mão do homem. Ninguém pode passar por essas solidões intocado, sem sentir que existe mais dentro do homem do que a mera respiração do seu corpo”.

(Charles Darwin)

AGRADECIMENTOS

Essa conquista jamais teria sido realizada sem o apoio dos meus pais, a quem agradeço imensamente. Obrigada também a Viviane Siqueira pelo companheirismo e apoio em todo esse processo e a Marcelo Cavalcanti, Tiago Maciel, Felipe Garcia e Cláudia Barbosa pela amizade e suporte. Agradeço a (em ordem alfabética) Aline Alves, Bianca Nunes, Caroline Pessanha, Daniela Maia, Igor Broggio, Mariana Belan, Mariana Faitanin, Paola Maia, Thaline Guedes, Vitor Cyrino e Yasmim Maia por toda ajuda no campo e fora dele, as secretarias do LCA e da PGERN, em especial a Gilda e a Elizabete Costa, por sua cooperação todas as vezes em que precisei.

Obrigada a Daniel Nascimento (PRUMO Logística), gestor da RPPN Fazenda Caruara, pela possibilidade de parceria para realização desse trabalho e a Tatiane Souza e Juciara Maciel por terem cooperado em todo o projeto.

Agradeço especialmente ao professor Dr. Marcelo Nascimento por ter aceitado me orientar e por ter me incentivado a fazer sempre o melhor para conseguir alcançar esse objetivo e a cada membro da banca, que auxiliou na melhoria desse trabalho e tanto acrescentou para meu aprendizado.

Agradeço ainda à CAPES / CNPq pelo auxílio financeiro para viabilização desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	X
RESUMO.....	XII
ABSTRACT	XIII
INTRODUÇÃO GERAL	1
Importância da restauração de áreas de restinga.....	3
Objetivos gerais	7
DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	9
RPPN Fazenda Caruara	9
Histórico da área	12
A restauração na RPPN Caruara	12
Descrição das áreas plantadas	14
CAPÍTULO I: SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO DAS MUDAS E DA REGENERAÇÃO EM CORDÕES E INTERCORDÕES DE RESTINGA APÓS O PLANTIO	20
Introdução	20
Objetivos	22
Materiais e métodos	23
<i>Descrição da área de estudo</i>	23
<i>Amostragem dos indivíduos</i>	23
<i>Análise dos dados</i>	23
Resultados.....	25
<i>Plantios</i>	25
<i>Reposição</i>	35
<i>Regeneração</i>	36
Discussão	39
Conclusões	43
CAPÍTULO II: ATRIBUTOS FOLIARES E DESEMPENHO DE MUDAS EM CORDÕES E INTERCORDÕES DE RESTINGA	44
Introdução	44
Objetivo	46
Materiais e métodos	47
<i>Escolha das espécies</i>	47
<i>Amostras foliares</i>	48
<i>Análises dos atributos</i>	48
<i>Análises dos dados</i>	49
Resultados	49
<i>Análises Interespecíficas</i>	49
<i>Análise Intraespecíficas</i>	52
<i>Análise de Componentes Principais (PCA)</i>	54
<i>Índices de valor de desempenho (IVD) e de atributos (IVA)</i>	57
Discussão	58
<i>Clusia hilariana</i>	60
Conclusões	61
DISCUSSÃO GERAL	63
CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
REFERÊNCIAS.....	66

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Imagem aérea da RPPN Fazenda Caruara9
- Figura 2:** Localização e limites da RPPN Fazenda Caruara no complexo lagunar Grussai/Iquipari..... 10
- Figura 3:** Diagrama ombrotérmico para a cidade de São João da Barra. Colunas = pluviosidade média; linha = temperatura média. Eixo “x” indica os meses do ano. Fonte: <https://pt.climate-data.org/location/33684/>. Dados médios coletados entre os anos de 1982 e 2012.....11
- Figura 4:** Desenho esquemático de um anel hexagonal situado em área seca. Círculo azul: pioneiras; círculo amarelo: secundárias iniciais; círculo vermelho: secundárias tardias; triângulo: *Clusia* sp14
- Figura 5:** Desenho esquemático de um anel hexagonal situado em área inundável. Círculo azul: pioneiras; círculo amarelo: secundárias14
- Figura 6:** Mapa da RPPN Fazenda Caruara dividida em setores de recomposição florestal15
- Figura 7:** Plantio em anel hexagonal em cordão (à esquerda) e em intercordão (à direita) na RPPN Fazenda Caruara..... 16
- Figura 8:** Gráficos de rarefação para Riqueza e Diversidade dos plantios feitos em cordões (vermelho) e intercordões (azul). Legenda: n = número de indivíduos amostrados; I.C. inf. = Intervalo de confiança inferior; I.C. sup = Intervalo de confiança superior 25
- Figura 9:** Comparação dos percentuais de mortalidade observados em novembro de 2016 para mudas plantadas em 2012 em cordões e intercordões. Teste t, p significativo ao nível de 0,05 26
- Figura 10:** Comparação dos valores medianos de altura e DAB na primeira medição (mai/2016) e na segunda medição (nov/2016) das mudas nos plantios em cordões e intercordões na RPPN Fazenda Caruara. Teste Mann-Whitney, p significativo ao nível de 0,05..... 28
- Figura 11:** Gráficos de regressões lineares significativas aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em intercordões.....31
- Figura 12:** Gráficos de regressões lineares significativas aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em cordões 33
- Figura 13:** Gráficos de regressões lineares aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies que priorizam crescimento em DAB 35
- Figura 14:** Gráficos de rarefação para Riqueza e Diversidade dos plantios feitos em cordões (vermelho) e intercordões (azul), incluindo as reposições. Legenda: n =

número de indivíduos amostrados, I.C. inf. = Intervalo de confiança inferior; I.C.sup = Intervalo de confiança superior 36

Figura 15: À esquerda: poleiro estabelecido na RPPN Fazenda Caruara. À direita: *C. flexuosa* regenerante sob poleiro39

Figura 16: Comparação das taxas de crescimento em altura – TCH (A e B) e das taxas de crescimento em diâmetro – TCdab (C e D) das espécies selecionadas em cordões e intercordões. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Letras iguais correspondem a similaridades significativas. Teste Anova, p significativo ao nível de 0,05. Legenda: C.h = *Clusia hilariana*; G.p = *Guapira pernambucensis*; I.l = *Inga laurina*; I.v = *Inga vera*; M.o = *Maytenus obtusifolia*; P.c = *Psidium cattleianum*; S.t = *Schinus terebinthifolia* 47

Figura 17: Comparação das distribuições que apresentaram diferenças significativas em cordões e intercordões para valores do atributo Espessura (ESP) em *C. hilariana* e dos atributos Conteúdo de massa seca foliar (LDMC) e Suculência (SUC) para *G. pernambucensis*. Teste Mann Whitney e teste t de Welch, p significativo ao nível de 0,05. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos50

Figura 18: Comparações por grupos em cordões (coluna da esquerda) e intercordões (coluna da direita). Letras correspondem similaridades significativas entre as espécies amostradas. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Teste anova, p significativo ao nível de 0,0552

Figura 19: Projeções das espécies (A) e das variáveis (B) entre fatores 1 e 2 da PCA. Legenda: Clu_hil = *Clusia hilariana*, Gua_per = *Guapira pernambucensis*, Ing_lau = *Inga laurina*, Ing_ver = *Inga vera*, May_obt = *Maytenus obtusifolia*, Psi_cat = *Psidium cattleianum*, Sch_ter = *Schinus terebinthifolia*. 1 = cordões; 2 = intercordões.....55

Figura 20: Projeções das espécies (A) e das variáveis (B) entre fatores 1 x 2 da PCA na ausência de *C. hilariana*. Legenda: Gua_per = *Guapira pernambucensis*, Ing_lau = *Inga laurina*, Ing_ver = *Inga vera*, May_obt = *Maytenus obtusifolia*, Psi_cat = *Psidium cattleianum*, Sch_ter = *Schinus terebinthifolia*. 1 = cordões; 2 = Intercordões56

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Quadrantes sorteados em cordões e intercordões e setores de localização dos plantios na RPPN Fazenda Caruara **16**
- Tabela 2:** Espécies utilizadas no reflorestamento da RPPN Fazenda, áreas de plantio e status de conservação (S. C.). Legenda: PI = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; NC = não classificada; C = cordão; I = intercordão; VU = vulnerável, EN = em perigo; I: tipo reptante, II: tipo arbustivo fechado pós-praia, III: tipo herbácea inundável, IV: tipo arbustivo aberto não inundável, V: tipo arbustivo aberto inundável, VI: tipo arbóreo não inundável. **17**
- Tabela 3:** Alturas (H) médias e DAB's médios \pm desvios padrões (DP) e número de indivíduos observados entre maio e novembro de 2016. Legenda: C = cordões; I = intercordões..... **29**
- Tabela 4:** Tabela 4: Taxas de crescimento anual/mensal referentes ao período entre novembro de 2012 e maio de 2016 (TCH 1), maio de 2016 e novembro de 2016 (TCH 2), entre novembro de 2012 e novembro de 2016 (TCH total) e taxas de crescimento de DAB (TCdab) referentes ao período entre maio de 2016 e novembro de 2016 para cordões e intercordões na RPPN Fazenda Caruara..... **30**
- Tabela 5:** Riqueza e diversidade (H') de espécies encontradas nos cordões e intercordões antes e após as substituições feitas no plantio..... **36**
- Tabela 6:** Regenerantes encontrados e números de mortes em áreas secas (cordões) e alagáveis (intercordões) nos meses de maio e novembro de 2016 na RPPN Fazenda Caruara **37**
- Tabela 7:** Alturas, DABs, TCH e TCdab médios das espécies regenerantes cujos indivíduos foram encontrados nas duas medições (maio e novembro de 2016) em cordões **37**
- Tabela 8:** Alturas, DABs, TCH e TCdab médios das espécies regenerantes cujos indivíduos foram encontrados nas duas medições (maio e novembro de 2016) em intercordões **38**
- Tabela 9:** Quantidade de poleiros e indivíduos regenerantes de cada espécie/família observadas em cordões e intercordões **38**
- Tabela 10:** Autovalores e percentual da variância explicada de cada componente da análise de componentes principais (PCA) **54**
- Tabela 11:** Matriz de correlação entre as variáveis e os componentes principais ($p < 0,05$). Valores em destaque representam as contribuições mais importantes das variáveis para cada fator..... **56**

Tabela 12: Autovalores e percentual da variância explicada de cada componente da análise de componentes principais (PCA) sem a presença de *C. hilariana* 56

Tabela 13: Matriz de correlação entre as variáveis e os componentes principais ($p < 0,$) em análise sem a presença de *C. hilariana*. Valores em destaque representam as contribuições mais importantes das variáveis para cada fator..... 56

Tabela 14: Índices de valor de desempenho (IVD) das espécies selecionadas em relação às taxas de crescimento anuais em altura (TCH) e em diâmetro (TCdab) e aos atributos foliares. Legenda: 2 = maior; 1 = intermediária; 0 = baixa..... 57

Tabela 15: Índices de valor de atributos (IVA) das espécies selecionadas em relação aos atributos foliares. Legenda: “+” = maior; “±” = intermediária; “-” = menor. AF = Área foliar; ESP = Espessura; LDMC = Conteúdo de massa seca foliar; MFA = Massa foliar por área; SUC = Suculência 58

RESUMO

A restinga, ecossistema associado ao bioma Mata Atlântica, pode ser definida como vegetação da planície costeira estabelecida sobre solo arenoso. Este estudo foi desenvolvido em áreas degradadas de vegetação de restinga na RPPN Fazenda Caruara em São João da Barra, RJ, onde em 2012 foi iniciada uma ação de restauração destas áreas através do método de nucleação, com implantação de plantio em anéis hexagonais e construção de poleiros artificiais. Mudanças foram plantadas em duas situações contrastantes: áreas de cordões arenosos (secas) e de intercordões (alagáveis). O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho dos plantios nestas áreas contrastantes, bem como a regeneração, além de avaliar se alguns atributos foliares podem explicar a performance de espécies nas duas áreas. Monitoramentos dos plantios foram realizados em maio e em novembro 2016, através de medições de altura e diâmetro do caule à altura da base (DAB). Os atributos funcionais analisados foram área foliar (AF), espessura foliar (ESP), conteúdo de massa seca foliar (leaf dry matter content – LDMC), massa foliar por área (MFA) e suculência foliar (SUC). Foi observado que, em geral, a comunidade em intercordões teve maior desenvolvimento em DAB e em altura total que em cordões. A mortalidade das duas comunidades foi semelhante (c. 50%). As maiores taxas de crescimento em altura foram encontradas em intercordões para *Cecropia pachystachya*, *Inga laurina* e *Tapirira guianensis*. As maiores taxas de crescimento em diâmetro ocorreram nos cordões para *Scutia arenicola*, *Eugenia uniflora* e *Myrsine parvifolia*. *I. laurina* e *Schinus terebinthifolia* foram as que apresentaram melhor desempenho em ambas as áreas. Entre os regenerantes, *Scoparia dulcis* foi a espécie mais abundante nos anéis em cordões, enquanto nos intercordões, *Schinus terebinthifolia* foi a mais presente. *Cynophalla flexuosa* foi a espécie regenerante mais encontrada associada a poleiros artificiais. As análises intraespecíficas não mostraram diferenças consistentes para os atributos entre as áreas. Não foi observado um conjunto de atributos que pudessem explicar os desempenhos das espécies; no entanto, análises interespecíficas apontaram *Clusia hilariana* como uma espécie bastante diferenciada das demais em quase todos os atributos, seguida por *Guapira pernambucensis*.

Palavras-chave: Restinga, restauração florestal, regeneração, nucleação

ABSTRACT

The restinga, an ecosystem associated with the Atlantic Forest, can be defined as "vegetation of the coastal plain established on sandy soil". This study was carried out in disturbed areas of restinga vegetation at the RPPN Fazenda Caruara in São João da Barra, RJ, where in 2012 a program of restoration of these degraded areas was introduced through the nucleation method, with the implantation of hexagonal rings and construction of artificial perches. Seedlings were planted in two contrasting situations: sandbank cords (dry areas) and intercords (wetlands). The objective of this work was to evaluate the performance of seedlings in these contrasting areas, as well as the regeneration, besides evaluating if some leaf attributes can explain the performance of species in the two areas. Planting monitoring was carried out in May and November 2016, through measurements of height (H) and diameter of the stem at the height of the base. The functional attributes analyzed were foliar area (AF), thickness (ESP), leaf dry matter content (LDMC), leaf mass per area (MFA) and succulence (SUC). It was observed that, in general, the community in intercords had greater development in DAB and in total height than the one in cords. Mortality of both communities was similar (c. 50%). The highest growth rates in height were found in intercords for *Cecropia pachystachya*, *Inga laurina* and *Tapirira guianensis*. The highest growth rates in diameter occurred in the cords for *Scutia arenicola*, *Eugenia uniflora* and *Myrsine parvifolia*. *I. laurina* and *Schinus terebinthifolia* presented the best performance in both areas. Among the regenerants, *Scoparia dulcis* was the most abundant species in cords, while in intercords, *Schinus terebinthifolia* was the most present. *Cynophalla flexuosa*, was the most commonly found regenerating species associated with artificial perches. It was not observed a set of attributes that could explain the performances of species. However, interspecific analysis indicated *Clusia hilariana* as a rather differentiated species from the others in almost all attributes, followed by *Guapira pernambucensis*.

Keywords: Restinga, forest restoration, regeneration, nucleation

Introdução Geral

Um dos maiores centros de diversidade e endemismos de todo o globo. É assim que a Mata Atlântica é definida por Mittermeier *et al* (1999), sendo inclusa entre as 25 áreas que reúnem a maior quantidade de espécies dos mais diferentes reinos em pequena extensão de terra do planeta. O bioma Mata Atlântica compreende formações florestais ombrófilas e estacionais que incluem ecossistemas associados, como os mangues, os campos de altitude e as restingas (Brasil, 2016) e, apesar de ser considerado um *hot spot* mundial (Myers *et al.*, 2000), atualmente existem apenas cerca de 15% de remanescentes florestais de Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica, 2014), e somente 8,5% de sua cobertura original encontra-se bem preservada em fragmentos superiores a 100 hectares (Brasil, 2017). Ecossistemas à margem da Floresta Atlântica *strictu sensu*, entretanto, não estão incluídos na classificação de *hotspots*. A ausência de pesquisas e estratégias de conservação nesses ambientes marginais pode ser preocupante, conforme alertado por Smith *et al.* (2001) e ratificado por Scarano (2002). Uma vez que muitos desses ambientes marginais são submetidos a algum estresse abiótico forte, as espécies que conseguiram se estabelecer nesses habitats são as que possuem um alto grau de plasticidade ambiental. A preservação desse elevado *pool* de espécies, portanto, pode ser de grande relevância diante dos atuais cenários de mudanças climáticas globais, uma vez que podem garantir a maximização da variação adaptativa (Scarano, 2002). A perda de populações em habitats únicos, pode resultar em perda de novas adaptações evolutivas necessárias em um futuro próximo (Smith *et al*, 2001).

As restingas receberam algumas definições, tanto pela Geologia e Geomorfologia, como pela Ecologia Vegetal. Para a primeira, “restingas” podem ser definidas simplesmente como faixas arenosas recentes e instáveis na região litorânea ausente de vegetação ou apenas com vegetação rasteira (Souza *et al*, 2008). Já em Ecologia, entende-se por restingas as formações pioneiras com influência marinha onde incluem-se os tipos arbóreo, arbustivo e herbáceo de vegetação, apresentando variações fisionômicas desde as praias até pontos mais interiores da planície costeira (Veloso *et al.*, 1991). O estudo de Veloso, contudo, não apresenta um aprofundamento mais detalhado sobre as distinções entre a fisionomia arbórea da restinga e as florestas ombrófilas ou estacionais das planícies costeiras.

De acordo com Martini *et al* (2014), o ecossistema restinga pode ainda ser compreendido como “vegetação da planície costeira estabelecida sobre solo arenoso”. Rizzini (1997) explica que esse ecossistema ocorre sobre sedimentos arenosos quartzosos que foram depositados por meio de diferentes processos durante o período Quaternário. A deposição pode possuir contribuição de areias fluviais em áreas próximas a rios, mas a predominância é de areias quartzosas marinhas (Pereira, 2003).

Segundo Araújo (1992), as maiores dificuldades para se determinar um sistema de classificação dos tipos vegetacionais que seja adequado para toda a costa brasileira se devem à ausência de dados ecológicos e fisionômicos de diversos trechos do litoral brasileiro e à falta de consenso sobre o que constitui a vegetação sobre as planícies costeiras arenosas. Devido a essas lacunas, os trabalhos que procuram classificar as comunidades vegetais das planícies costeiras, acabam tendo aplicação estritamente regional, dificultando comparações entre áreas e, portanto, impossibilitando uma definição de padrões vegetacionais (Silva, 2003). Para o estado do Rio de Janeiro, Lacerda *et al* (1984) explicam que as diversas regiões de restinga, que ocupam cerca de 1.200 Km², possuem feições geográficas de origens diferentes, sejam ecológicas ou antropogênicas. Araújo & Henriques (1984) argumentam dizendo que a diversidade na região pode ainda se dar por causas geomorfológicas e climáticas. Sá (2002) sugeriu que a distribuição de espécies vegetais nas restingas fluminenses e, conseqüentemente, a variação fisionômica entre elas, é influenciada pelo lençol freático ou pelas reservas aquáticas subterrâneas em associação com as condições nutricionais do solo.

As diferentes fitofisionomias encontradas nas restingas brasileiras podem variar desde formações herbáceas até florestais, com dossel podendo chegar a 20 metros, passando ainda por formações arbustivas abertas ou fechadas (Assumpção & Nascimento, 1998; Silva, 2003; Araujo & Pereira, 2009). Os principais fatores responsáveis por essa heterogeneidade podem ser a distância do mar e a topografia do terreno (Waechter, 1985; Martini *et al*, 2014). Segundo Waechter (1985) e Martini *et al* (2014), quanto mais próximo ao mar, maior a salinidade e ação de ventos, bem como a inconstância do substrato; à medida que a distância do mar aumenta, maior a possibilidade de haver adensamento de vegetação, o que não apenas modifica as condições microclimáticas, como também propicia maior umidade e disponibilidade de matéria orgânica no solo.

Os processos de deposição e remoção de material em restingas, ocasionados por regressões e transgressões marinhas, geraram formações de faixas mais elevadas de

areia, denominadas “cordões”, e de depressões, os “intercordões” ou “entre-cordões” (Martin *et al*, 1997). Nestes, os solos acabam por acumular material orgânico mais rapidamente o que, conseqüentemente, acarreta mudanças nas condições do solo. Os intercordões tendem à ocorrência de encharcamento, principalmente em restingas do sul e sudeste do país (Sá, 2002), podendo gerar formações inundadas e/ou inundáveis (Pereira, 2003), o que influi em algumas formações vegetacionais distintas. Segundo Silva (2003), a periodicidade e duração dos alagamentos decorrem da topografia do terreno, da profundidade do lençol freático e da proximidade de corpos d’água. O afloramento do lençol freático pode ocorrer de forma constante, com inundações na maior parte do ano e encharcamento do solo nos períodos de seca, levando à formação inundada. Onde o lençol aflora durante curtos períodos na época chuvosa - ou onde o lençol freático se encontra próximo à superfície do solo, ainda que sem afloramento, as formações são denominadas inundáveis (Menezes & Araujo, 2005). Nestas, a umidade e o acúmulo de matéria orgânica no solo tendem a ser constantemente maiores (Pereira, 2003; Araujo *et al*, 2004). Na RPPN Caruara o alagamento sobre o solo ocorre entre 10 e 30 dias no ano, durante a época chuvosa (Daniel Nascimento, comunicação pessoal, 20 de outubro, 2016).

Tendo em vista as diferentes condições microambientais em cordões e intercordões, o comportamento da vegetação pode ser diferenciado entre as duas áreas no que tange à resposta às variações ambientais. Diferentes estratégias podem ser encontradas em comunidades de acordo com o meio (Grime, 2002), uma vez que fatores ambientais podem ser considerados filtros selecionando os indivíduos que possuem atributos específicos de resposta, sendo esses persistentes na comunidade (Keddy, 1992). Diferentes conjuntos de atributos de resposta ao ambiente já foram observados em plantas (Chapin, *et al*. 1993; Grime *et al*. 1997; Lavorel & Garnier, 2002; Ackerly, 2004). Assim sendo, é possível observar diferenças entre ambientes através da análise de alguns atributos, sendo estes, nesse caso, utilizados como descritores de diferenças entre áreas.

Importância da restauração em áreas de restinga

Ambientes degradados limitam a dispersão e colonização de muitas espécies vegetais e animais, limitando, conseqüentemente, a capacidade de alimentação dessas últimas (Primack & Rodrigues, 2008). A fragmentação torna várias espécies vulneráveis não só a seus predadores, como também a espécies concorrentes, doenças e eventos

catastróficos (Miller, 2008). Todos esses efeitos geram graves consequências nas interações ecológicas, resultando perdas de biodiversidade através de efeitos indiretos, chamadas por John Terborgh *et al* (2001) de derretimento ecológico ou *ecological meltdown*. Essas alterações podem levar a extinções locais, gerando um risco alto para a manutenção de diversas populações, como já observado em estudos na Amazônia e em florestas tropicais (Lovejoy *et al.*, 1986; Turner & Corlett, 1996; Laurence & Bierregaard, 1997; Laurance *et al.*, 1998 a, b; Laurance *et al.*, 2002; Rambaldi & Oliveira, 2005).

No passado, as restingas cobriam praticamente toda a extensão do litoral do estado do Rio de Janeiro no corredor da Biodiversidade da Serra do Mar (Rocha *et al*, 2003). Entretanto, os conglomerados urbanos e a grande especulação imobiliária na costa brasileira sempre ocasionaram altos impactos nas restingas, gerando perda de biodiversidade (Pereira, 2002; Araujo & Pereira, 2009). O processo de degradação desse ecossistema ocorreu rapidamente, resultando em uma grande perda de habitat (Rocha *et al*, 2004). Atualmente, os principais remanescentes florestais de restinga estão esparsamente localizados nos municípios de Angra dos Reis (Ilha Grande), Rio de Janeiro (Marambaia), Saquarema (Ipitangas), Araruama e Arraial do Cabo (Massambaba), Cabo Frio (Campos Novos), Macaé, Carapebus e Quissamã (Jurubatiba), e sob as complexas planícies formadas sob influência do Rio Paraíba do Sul em Campos dos Goytacazes, São Francisco de Itabapoana e São João da Barra (Sá & Araujo 2009). Os distúrbios produzidos pelo homem geram grande impacto não só diretamente na vegetação, como no banco de sementes e, em muitos casos, provocam a compactação do solo, levando a uma baixa e lenta resiliência. Desta forma, técnicas de revegetação vêm a ser muito importantes, pois podem viabilizar mais facilmente o processo sucessional. Nas restingas do estado do Rio de Janeiro, alguns estudos foram elaborados enfocando comunidades lenhosas, tais como o de Araujo & Peixoto (1977), Henriques *et al.* (1986), Araujo & Oliveira (1988), Silva (1991), Ribas (1992), Ribas *et al.* (1993), Sá (1996), Montezuma (1997), Zaluar (1997) e Assumpção & Nascimento (1998, 2000). Entretanto, o conhecimento sobre a localização e extensão dos remanescentes são muito escassos e não há informações suficientes sobre o estado de conservação dos mesmos (Rocha *et al*, 2007). Essa ausência de conhecimento também se estende no que se refere às pesquisas sobre restauração nesses ambientes (Correia & Crepaldi, 2011).

Vários modelos de restauração foram e vêm sendo utilizados a partir de diferentes compreensões sobre os processos ecológicos. Reis & Bechara (2006) explicam que, de

início, era desenvolvido um modelo produtivista, com visão quantitativa, onde se priorizava a produção de biomassa vegetal, não atentando para as fases iniciais de sucessão. Posteriormente, a partir de uma visão conservacionista, passou-se a priorizar a diversidade vegetal a curto prazo; a riqueza e densidade vieram a ser os principais parâmetros a serem mensurados. Atualmente, contudo, a abordagem ocorre a partir de modelos de conservação da biodiversidade, da biofuncionalidade e de resgate de interações entre organismos e o ecossistema, de modo a aumentar a possibilidade de sucessão e permitir a ocorrência de fenômenos naturais (Reis & Bechara, 2006)

O conceito de restauração ecológica segundo a *Society for Ecological Restoration* (SER, 2004), e adotado pelo Pacto da Mata Atlântica (2009), vem a ser a “ciência, prática e arte de auxiliar e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”. Já a lei nº 9.985 de 18/07/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação define restauração como sendo a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original”. No Brasil, as iniciativas de restauração florestal começaram no fim da década de 1970 (Nogueira, 1977), quando era utilizado o modelo de plantio de árvores ao acaso (Kageyama; Castro, 1989). Desde então, tem havido muitas demandas para reparação de danos causados por atividades extrativistas e industriais (Durigan & Engel, 2003). A prática de restauração foi se tornando objeto de interesse, vindo a se tornar importante internacionalmente, com a publicação do livro “Restoration Ecology” (Jordan III *et al*, 1987) no final da década de 1980, desenvolvendo-se mais na forma de “tentativa-erro” do que com base no conhecimento científico (Wright *et al*, 2006). A partir de então, a demanda chegou aos institutos de pesquisa e universidades, principalmente voltados para a recuperação de áreas mineradas e de matas ciliares (Durigan & Engel, 2003), sendo grande parte dessas áreas inserida na Mata Atlântica. Apenas nas últimas duas décadas é que as pesquisas começaram a incluir outros biomas e ecossistemas, como os estudos realizados em diferentes regiões do Cerrado (Corrêa & Melo Filho, 1998; Galvão & Porfírio-da-Silva, 2005; Felfili *et al*, 2008) em mata de galeria (Ribeiro *et al*, 2001) e em zona ecótono com Mata Atlântica (Vilas Boas & Durigan, 2004), bem como estudos em Floresta de Araucária (Zanine & Ganade, 2005), Campos Sulinos (Trindade *et al*, 2008), Caatinga (Andrade *et al*, 2009), Amazônia (Parrota *et al*, 1997; Parrota & Knowles, 1999), Floresta Estacional Decidual (Vieira & Scariot, 2006; Sampaio *et al*, 2007), em manguezal

(Menezes *et al*, 2005) e em restinga (Zamith & Scarano, 2006, 2010). Por serem tão recentes, contudo, as técnicas ainda estão em fase de teste (Melo & Durigan, 2007), não existindo um consenso na literatura sobre os melhores indicadores para a avaliação de sucesso na restauração de áreas degradadas (Siqueira & Mesquita, 2007). O litoral brasileiro possui uma extensão de quase 9.000 km (Brasil - MMA, 2016), dos quais cerca de 5.000 km são cobertos por vegetação de restinga. Os avanços tecnológicos conquistados ainda não preenchem as muitas lacunas existentes para a restauração, principalmente no que diz respeito a esse ecossistema (Zamith & Scarano, 2006). Isto pode ser devido ao fato de que algumas técnicas de manejo e procedimentos adotados e aprovados em outros ambientes, na maioria das vezes não trazem os resultados esperados em restingas. Além disso, é possível que esse ecossistema não receba a prioridade no que se refere a iniciativas de conservação devido ao seu baixo endemismo (Barbosa *et al.*, 2004), apesar da elevada diversidade vegetal. Entretanto, as restingas constituem um ambiente único, uma vez que as espécies ali presentes, colonizadoras oriundas da floresta tropical úmida (Rizzini, 1979; Araujo & Pereira, 2010), possuem um elevado grau de plasticidade, tendo sobrevivido e se desenvolvido em ambientes secos e pobres em recursos; essa característica pode ser uma ferramenta de grande importância num cenário de fortes mudanças climáticas no mundo (Scarano, 2002).

Entre estudos de restauração em restinga realizados destacam-se o de: Bechara (2003) em Florianópolis, SC; Zamith & Scarano (2010) no Parque Natural Municipal de Marapendi, RJ; Fidalgo *et al* (2009) em São Vicente, SP; Zanella *et al* (2010) no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição; Correia & Crepaldi (2011), no Parque Estadual de Itaúnas, ES; Gerzson *et al* (2012); Alves *et al* (2012) e Tomazi *et al* (2012), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC. É importante considerar que a restauração em áreas de restinga é conhecidamente viável, quando utilizadas as práticas corretas. Zamith & Scarano (2006) comprovaram o potencial de restauração em área degradada de restinga no Rio de Janeiro. Não só no Brasil, mas também na Austrália e na África do Sul houve sucesso em experiências de restauração da comunidade costeira sob dunas após impacto de mineração (Lubke & Avis, 1998; Miranda *et al*, 1997; Carvalho & Oliveira-Filho, 1993). Scarano (2002) e Dias *et al* (2005) sugerem que o funcionamento e estrutura da restauração estejam baseados em espécies facilitadoras, devido à dificuldade na germinação de sementes na areia. Zamith & Scarano (2010) sugerem que em áreas alagadas de restinga a seleção de espécies é o fator crítico para o sucesso da revegetação.

Diversas espécies possuem complexas interrelações e interações com o meio, especialmente quando o ambiente se encontra impactado, sendo, portanto, essencial ter ciência de como as espécies vegetais se comportam no que diz respeito ao seu estabelecimento em áreas antropizadas. Torna-se, portanto, salutar o esforço para o estudo e monitoramento de áreas degradadas em processo de restauração, de forma a incrementar o conhecimento e metodologias aplicadas nessas ações. Tais estudos oferecem ferramentas para a escolha adequada das espécies vegetais a serem utilizadas em estratégias de restauração em cada região. Ainda assim, existem poucos trabalhos abordando monitoramento de projetos de revegetação. Qualquer programa requer monitoramentos adequados para avaliar como a área está reagindo às práticas adotadas. Trata-se de uma das etapas essenciais de todo o processo da restauração ecológica, sendo importante para revisão de valores, introdução de metodologias aprimoradas, (Brancaion *et al*, 2013), bem como para oferecer maior segurança na recomendação de técnicas e para comparação entre projetos (Manoliadis, 2002; Rodrigues & Gandolfi, 2004). Após a avaliação, novas tomadas de decisão podem ser feitas para melhoria do plantio e das próximas ações. Além dos motivos já citados, em áreas de restinga o monitoramento de plantios pode ter uma importância singular, tendo em vista as situações de cordões arenosos e intercordões, que muitas vezes apresentam características bióticas e abióticas bem distintas entre si.

Objetivos gerais

Os objetivos gerais desse trabalho foram:

- 1) Analisar o desempenho das espécies plantadas na RPPN Fazenda Caruara no ano de 2012 através de suas taxas de crescimento em duas áreas distintas: cordões arenosos (áreas secas, ambiente com ausência de alagamento) e intercordões (áreas de depressão e sujeitas à alagamento). A hipótese é de que indivíduos em intercordões apresentam melhor desempenho geral, uma vez que as áreas possuem lençol freático mais próximo à superfície, proporcionando maior umidade e disponibilidade de recursos. Como o período de alagamento anual sobre o solo na RPPN Caruara é muito curto, acredita-se que não seja suficiente para causar graves danos para as espécies plantadas, como a anoxia

em raízes, por exemplo. Este objetivo será abordado no capítulo 1 desta dissertação.

- 2) Avaliar se existe a ocorrência de padrões quanto ao desempenho das espécies utilizadas nos plantios para as duas áreas amostradas e se estes padrões podem ser explicados por alguns atributos funcionais destas espécies. Como hipótese de trabalho temos que espécies que apresentam melhor ou pior desempenho em uma determinada área possuem grupo de atributos funcionais semelhantes. Este objetivo será abordado no capítulo 2 desta dissertação.

Descrição da Área de Estudo

RPPN Fazenda Caruara

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Caruara (figura 1), localizada no complexo lagunar Grussaí/Iquipari a $21^{\circ}33'44.2''\text{S}$ e $41^{\circ}04'32.9''\text{W}$, é a maior unidade de conservação de restinga particular do Brasil, com 4.235 hectares, situada no município de São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro (figura 2), sendo um dos últimos remanescentes desse ecossistema no norte-fluminense (Araujo & Maciel, 1998; Assumpção & Nascimento, 2000; Farag, 2015).

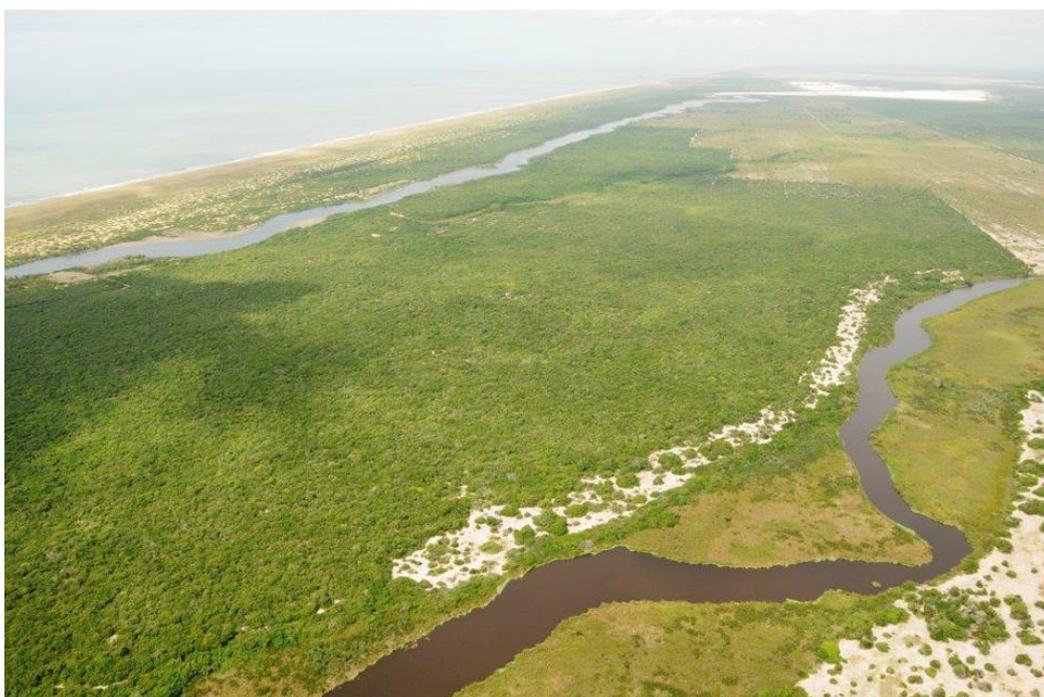


Figura 1: Imagem aérea da RPPN Fazenda Caruara (Fonte: Prumo Logística)

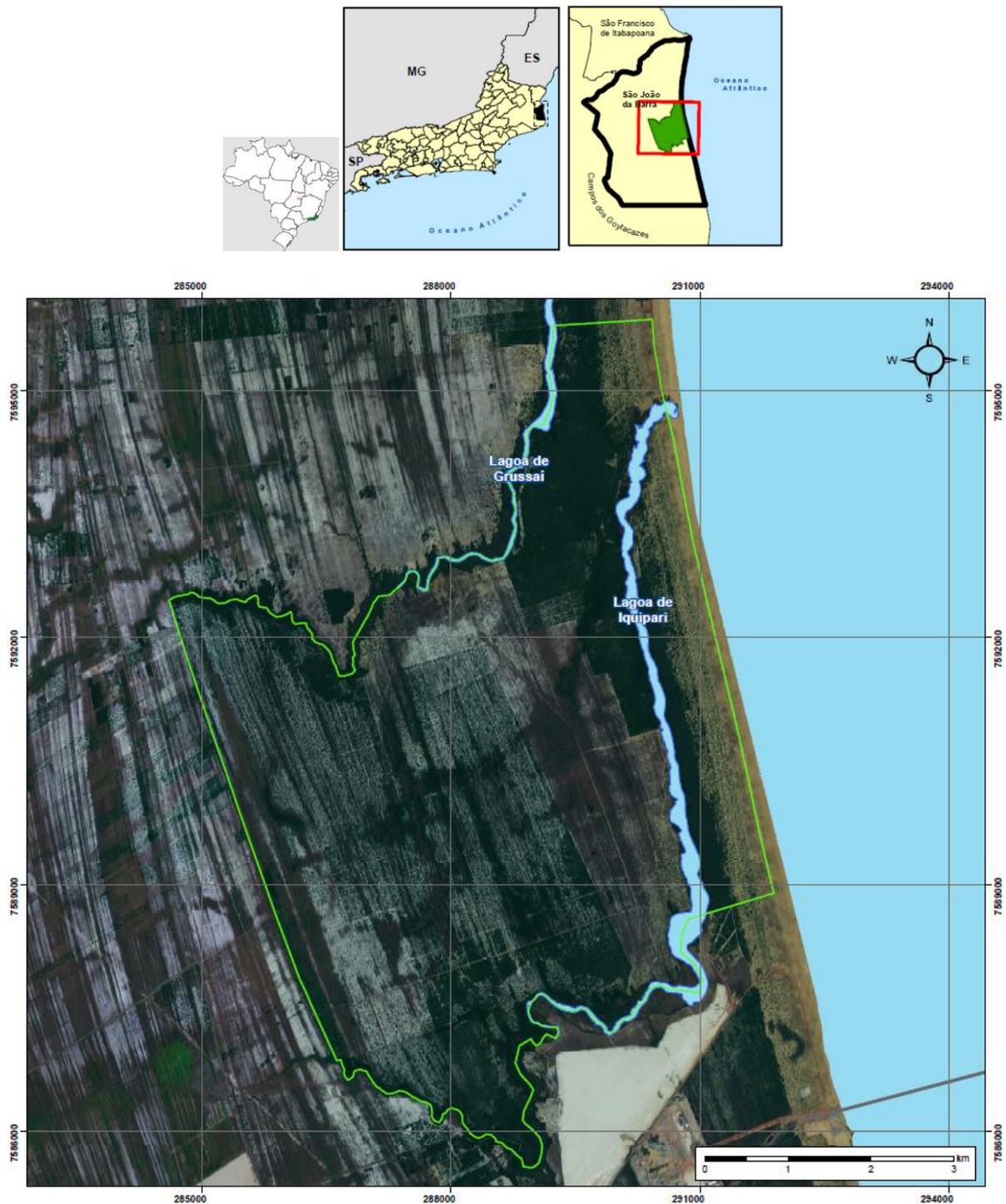


Figura 2: Localização e limites da RPPN Fazenda Caruara no complexo lagunar Grussai/Iquipari.

O clima da região é tropical sub-úmido seco ou *Aw*, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, e as temperaturas médias variam de 20 a 30°C, apresentando sazonalidades bem definidas: uma representando o verão, de outubro a abril, com médias de temperaturas acima de 25°C; e outra, de maio a setembro, com temperaturas mais

amenas e média superior a 19°C. A taxa média anual da velocidade de ventos é de 7,5 m/s com direções predominantes E, NE e SE (Amarante *et al*, 2001). A pluviosidade média anual varia em torno de 1.000 mm, com altas precipitações entre os meses de novembro a janeiro, sendo o período de seca entre maio e agosto (figura 3). A planície costeira possui origem fluvio-marinha e seu relevo apresenta pequenas elevações longitudinais representadas pelos cordões litorâneos paralelos de 1 a 3 metros de altura que formam arcos voltados para o litoral com direção norte-sul, o que leva à formação de uma planície costeira com, aproximadamente, 30 km de largura (Primo & Ilha, 2008).

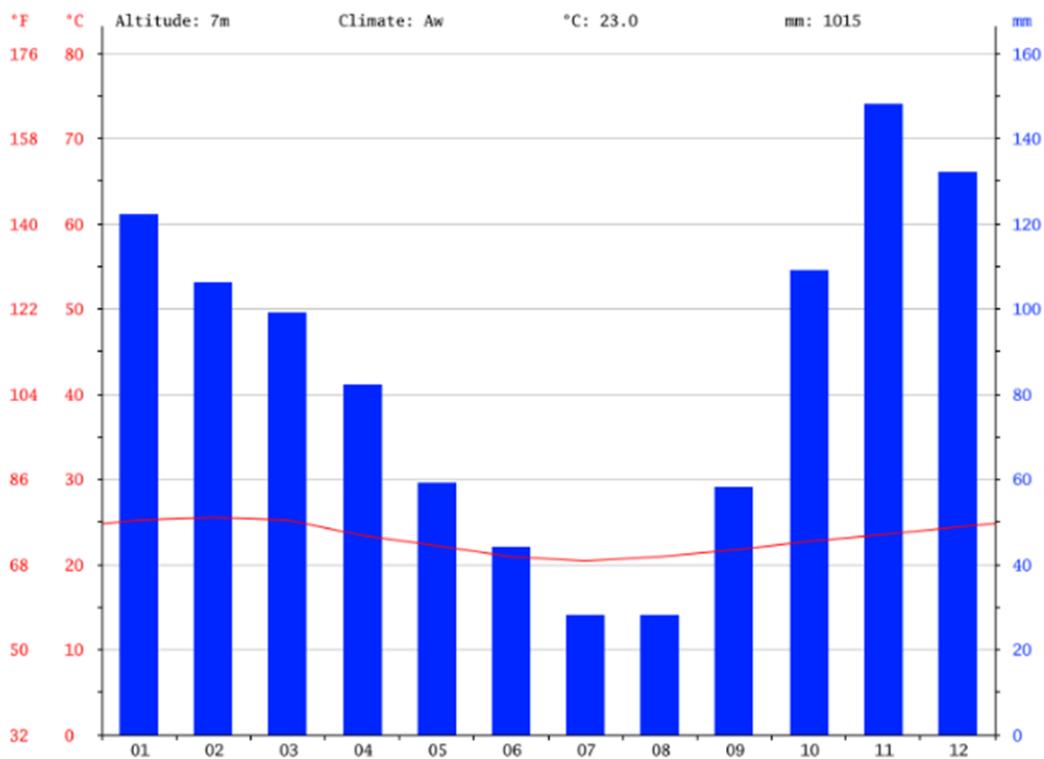


Figura 3: Diagrama ombrotérmico para a cidade de São João da Barra. Colunas = pluviosidade média; linha = temperatura média. Eixo "x" indica os meses do ano. Fonte: <https://pt.climate-data.org/location/33684/>. Dados médios coletados entre os anos de 1982 e 2012.

Na região podem ser encontradas quatro unidades fisionômicas, ou zonas, conforme publicado por Assumpção e Nascimento (1998; 2000):

- Zona 1: Dominada por espécies halófilas e psamófilas, estendendo-se da linha de maré alta até 250 metros para o interior. Dominada por espécies como *Ipomoea littoralis* Blume, *Remirea maritima* Aubl. e *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng.
- Zona 2: Ocorre a partir do surgimento das primeiras moitas ou arbustos, a 250 metros, até a faixa de 580 metros para o interior, havendo, ainda, a persistência de

espécies psamófilas; pode-se chamar de uma formação praial com moitas; *Eugenia sulcata* Spring ex Mart., *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill e *Schinus terebinthifolia* Radii são algumas das espécies encontradas.

- Zona 3: Ocorre um aumento na riqueza de espécies e uma drástica redução das espécies psamófilas, as moitas são mais altas, com arbustos e arvoretas de até 4 metros de altura. Estende-se até 980 metros com muitas moitas formadas por *Clusia hilariana* Schlttdl. e presença de Bromeliaceaes.
- Zona 4: Inicia em 980 metros, quando as moitas começam a se adensar de tal forma que a comunidade forma uma floresta contínua. Essa formação se estende a mais de 2500 metros e é composta pelas espécies *Coccoloba alnifolia* Casar, *Maytenus obtusifolia* Mart., *P. glabrata* e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand. A altura da mata chega a 8 metros e no sub-bosque é encontrada a espécie *Bromelia antiacantha* Bertol.

Histórico da área

A Fazenda Caruara foi comprada no ano de 2006 para ser parte integrante do megaempreendimento do Porto do Açú, uma vez que a criação do porto levou à obrigação por parte da empresa responsável (LLX à época e, posteriormente, Prumo Logística) de implementação de uma Unidade de Conservação - conforme Resolução do CONAMA nº 428/2010 (Brasil, 2010), devido ao conteúdo observado no respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

Desde meados da década de 1960, até se tornar uma RPPN, a Fazenda Caruara empregava usos de solo comuns na região, como pastagens e cultivos de cana-de-açúcar, o que levou à exclusão da vegetação, comprometendo em 1/3 a área da restinga. Entretanto, outros 2/3 foram conservados pelo antigo proprietário em fragmentos florestais e ambientes associados às lagoas de Iquipari e Grussaí, embora com diferentes graus de ações antrópicas decorrentes de trânsito de automóveis, caça, corte e extração de recursos florestais (e.g. frutos, lenha), conforme relatado por Assumpção & Nascimento (2000).

A restauração na RPPN Fazenda Caruara

Com o estabelecimento do empreendimento do porto do Açú, áreas de restingas na região foram desmatadas para a implantação do projeto e, em função disso, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) condicionou o licenciamento à revegetação de outras áreas degradadas de restinga na região através de plantios. Uma vez que Unidades de Conservação (UC) têm como suas prioridades a preservação de remanescentes e a restauração de áreas impactadas (Brasil, Lei 9.985, 2000, art. 4), parte da área degradada pela criação de gado e plantio de cana-de-açúcar da Fazenda Caruara foi disponibilizada para receber projetos de restauração através da criação da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Caruara. Desta forma, a empresa Ecologus, junto com o empreendimento do Porto do Açú, iniciou um trabalho de restauração de parte destas áreas impactadas.

A revegetação na RPPN Fazenda Caruara se deu tanto em faixas mais elevadas de cordões como nos intercordões. Baseada no modelo de plantio de mudas adensadas em grupos espaçados de Anderson (1953), a técnica de nucleação (Bechara, 2003) utilizada foi de Anéis Hexagonais, desenvolvida por Tieppo (2011), onde os plantios são feitos em anéis, ou núcleos, distribuídos linearmente. Foram plantadas 31 mudas em cada anel, com espaçamento de 1,5 metro entre si, ocupando uma área total de 47,39 m². As mudas são organizadas através de grupos sucessionais, com dezoito espécies pioneiras nas áreas mais externas, seis secundárias nas áreas intermediárias e cinco espécies secundárias tardias mais próximas ao centro; além disso, duas mudas de *Clusia hilariana* são colocadas próximas ao centro nos anéis de áreas secas, devido a sua capacidade facilitadora em restingas (Dias & Scarano, 2007). No plantio feito, não foram utilizadas necessariamente as mesmas espécies em todos os anéis, bem como não foram registradas quais espécies foram plantadas em cada anel. Os desenhos esquemáticos dos anéis hexagonais são distintos para cordões e para intercordões (figuras 4 e 5).

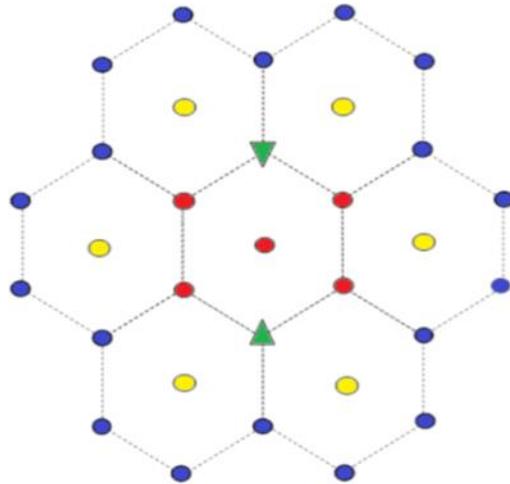


Figura 4: Desenho esquemático de um anel hexagonal situado em área seca. Círculo azul: pioneiras; círculo amarelo: secundárias iniciais; círculo vermelho: secundárias tardias; triângulo: *Clusia* sp. Fonte: Ecologus Engenharia Consultiva, 2012.

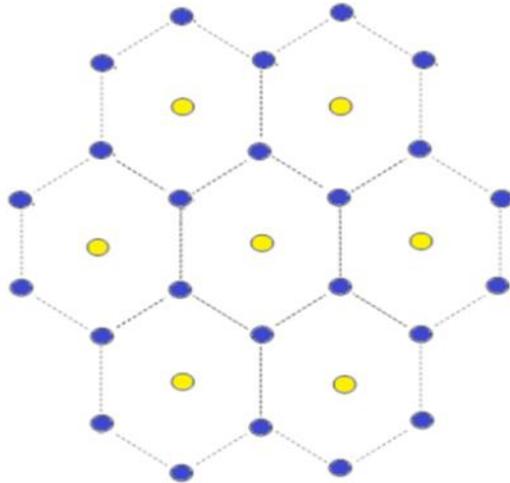


Figura 5: Desenho esquemático de um anel hexagonal situado em área inundável. Círculo azul: pioneiras; círculo amarelo: secundárias. Fonte: Ecologus Engenharia Consultiva, 2012.

Descrição das áreas plantadas

A restauração na RPPN Caruara iniciou-se em 2012 em regiões de cordão arenoso e intercordões. A fim de facilitar a logística de plantio e georreferenciar as áreas, a empresa Prumo Logística dividiu a RPPN em setores de recomposição florestal, conforme

observado na figura 6. As áreas restauradas de cada setor foram divididas em quadrantes de, aproximadamente, 1 hectare cada, compostos por uma média de 30 anéis. Ao todo, no ano de 2012, foram plantados 126 quadrantes, cerca de 122 ha. Para esse estudo, foram sorteados 5 quadrantes em cordões e outros 5 quadrantes em intercordões, conforme observado na tabela 1, totalizando 5,44 e 5,31 hectares, respectivamente. Foi feito sorteio de 6 anéis em cada quadrante, totalizando 30 anéis em cordões, 30 em intercordões (figura 7) e 930 mudas no total.

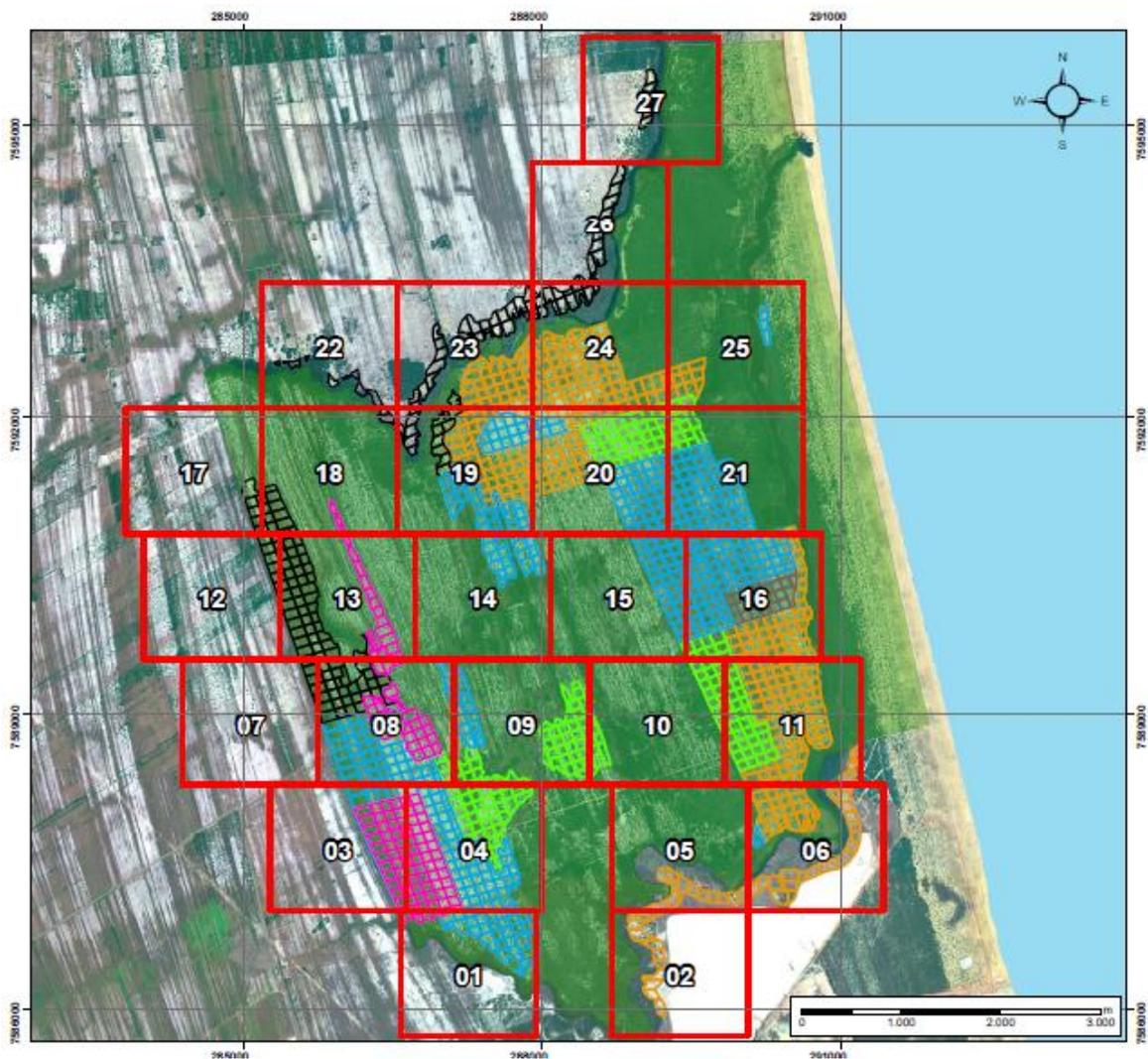


Figura 6: Mapa da RPPN Fazenda Carurara dividida em setores de recomposição florestal (Fonte: Prumo Logística S.A.)



Figura 7: Plantio em anel hexagonal em cordão (à esquerda) e em intercordão (à direita) na RPPN Fazenda Caruara

Tabela 1: Quadrantes sorteados em cordões e intercordões e setores de localização dos plantios na RPPN Fazenda Caruara

QUADRANTE	ÁREA	SETOR
1	Cordão	11
3	Cordão	11
4	Cordão	16
7F	Cordão	11
83	Cordão	11
7	Intercordão	16
15	Intercordão	15
16	Intercordão	16
18	Intercordão	16
41	Intercordão	15

Para o relorestando da RPPN foram utilizadas ao todo 74 espécies, praticamente todas zoocóricas, pertencentes a 34 famílias (tabela 2), adquiridas do viveiro florestal da Prumo Logística, cujas sementes são coletadas nos remanescentes no interior da localidade.

Tabela 2: Espécies utilizadas no reflorestamento da RPPN Fazenda Carura, áreas de plantio e status de conservação (S. C.). Legenda: C = cordão; I = intercordão; VU = vulnerável, EN = em perigo; I: tipo reptante, II: tipo arbustivo fechado pós-praia, III: tipo herbácea inundável, IV: tipo arbustivo aberto não inundável, V: tipo arbustivo aberto inundável, VI: tipo arbóreo não inundável.

Família/ Espécie	Nome vulgar	Área	S.C.	Tipologia
Anacardiaceae				
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira	C, I	-	II, IV, V, VI
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	micume	C, I	-	VI
Anonaceae				
<i>Annona glabra</i> L.	mololo	I	-	V
Aristolochiaceae				
<i>Aristolochia trilobata</i> L.		C, I	-	
Arecaceae				
<i>Allagoptera arenaria</i> (Gomes) Kuntze	coco-guriri	C	-	II, IV, VI
<i>Bactris setosa</i> Mart.	coco-tucum	I	-	V
Boraginaceae				
<i>Cordia taguayhensis</i> Vell.	muchila	I	-	V
Burseraceae				
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	almescla	C	-	IV, VI
Cactaceae				
<i>Melocactus violaceus</i> Pfeiff.	cabeça-de-gato	C	VU	IV
Calophyllaceae				
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	guanandi	I	-	II, IV
Capparaceae				
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	juramento	C, I	-	II, IV, VI
<i>Crateva tapia</i> L.		C	-	
Celastraceae				
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	papagaio	C, I	-	II, IV, VI
Chrysobalanaceae				
<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	abajurú	C	-	IV
Clusiaceae				
<i>Clusia hilariana</i> Schltld.	abaneiro	C	-	IV, VI
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	bacupari	C, I	-	IV, VI
Convolvulaceae				
<i>Ipomoea imperati</i> (Vahl) Griseb.	ipomea	C	-	I, II
<i>Ipomoea pes-caprae</i> (L.) R.Br.	ipomea roxa	C	-	I, IV
Ebenaceae				
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	fruta-cor	C, I	-	II, IV, VI
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum ovalifolium</i> Peyr.	arco-de-pipa	C	-	IV
Euphorbiaceae				
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	burra-leiteira	I	-	V
Fabaceae				
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	angelim	C, I	-	IV
<i>Canavalia rosea</i> (Sw.) DC.	feijão-de-porco	C	-	I
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	jacaré	C, I	-	IV
<i>Inga vera</i> Willd.	ingá	C, I	-	V
<i>Inga maritima</i> Benth.	ingá-mirim I	C, I	VU	IV
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá-mirim II	C, I	-	IV, V
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	mocitaíba	C	-	II, IV
Lauraceae				
<i>Ocotea cf. elegans</i> Mez	canela-preta	I	-	V
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	murici	C	-	IV, VI
Malvaceae				
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	paina	C	-	II, VI
Melastomataceae				
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	canela-veado	C	-	IV
<i>Tibouchina clavata</i> (Pers.) Wurdack	flor-roxa	C, I	-	IV, V

Tabela 2 (cont.): Espécies utilizadas no reflorestamento da RPPN Fazenda Carura, áreas de plantio e status de conservação (S. C.). Legenda: C = cordão; I = intercórdão; VU = vulnerável, EN = em perigo; I: tipo reptante, II: tipo arbustivo fechado pós-praia, III: tipo herbácea inundável, IV: tipo arbustivo aberto não inundável, V: tipo arbustivo aberto inundável, VI: tipo arbóreo não inundável.

Moraceae				
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	figueira-branca	C, I	-	II
<i>Ficus tomentella</i> (Miq.) Miq.	figueira-vermelha	C, I	-	II
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don Ex Steud.	amarelo	C	-	II, IV
Myrtaceae				
<i>Calyptanthes brasiliensis</i> Spreng.	joão-branco	C	-	IV
<i>Campomanesia schlechtendaliana</i> (O.Berg) Nied.	gabirola	C	-	IV
<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	aperta-cú, apertão	C	-	IV, VI
<i>Eugenia dichroma</i> O.Berg	pitanga-lagarto 2	C	-	IV
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	folha-miúda	C, I	-	IV
<i>Eugenia pruniformis</i> Cambess.	azeitona	C	-	IV
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	cambuczinho	C	-	IV
<i>Eugenia selloi</i> B.D.Jacks.	pitanga-lagarto 1	C	-	IV
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	C	-	II, IV, VI
<i>Myrcia insularis</i> Gardner		C	-	
<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd.) O.Berg	pastora	C	-	IV
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	camboinha	C	-	IV, VI
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N.Silveira	cambucá	C	-	II, IV
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçá-casca-grossa, araçá-pêra	C	-	II, IV
<i>Psidium guineense</i> Sw.	araçá, araçá-pedra	C	-	IV
Nyctaginaceae				
<i>Guapira pernambucensis</i> (Casar.) Lundell	maria-mole	C, I	-	II, IV, VI
Peraceae				
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	calombo	C, I	-	II, IV, VI
Polygonaceae				
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	bolo	C	-	IV, VI
Primulaceae				
<i>Jacquinia armillaris</i> Jacq.	pimenta-da-praia	C	-	II
<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	capororoquinha	C	-	II, IV, VI
<i>Myrsine rubra</i> M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	capororoca-do-brejo	I	-	V
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca-folha-larga	C	-	II, IV, VI
Rhamnaceae				
<i>Condaliabuxifolia</i> Reissek	quixaba	C	EN	IV
<i>Scutia arenicola</i> (Casar.) Reissek	quixabinha	C	EN	II, IV, VI
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	juá	C	-	IV
Rubiaceae				
<i>Melanopsidium nigrum</i> Colla	pau-ferro	C	VU	IV
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		I	-	
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.)Mart.	genipabinho	C	-	IV, VI
<i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltdl.)K.Schum	genipabinho-do-brejo	C	-	V
Sapindaceae				
<i>Allophylus puberulus</i> Radlk.	fruto-do-café	C	-	II
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	fruta-de-guaxo	C	-	IV, IV
<i>Paullinia weinmanniifolia</i> Mart.	cipó-sangue	C	-	II, IV, VI
Sapotaceae				
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	massaranduba	C, I	-	IV, VI
<i>Pouteria psammophila</i> (Mart.) Radlk.	aguapeba	C, I	-	IV, V
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	quixaba-de-porco	C	-	IV, VI
Solanaceae				
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	canema		-	IV
Urticaceae				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	I	-	V
Vochysiaceae				
<i>Qualea chryptantha</i> (Spreng.) Warm.	qualea	C	-	IV

Antes do plantio, o terreno foi capinado e preparado com adubações química (150 g NPK 4:31:4) e orgânica (3 L de esterco bovino, correspondendo 37,5% da cova) e irrigações periódicas. As áreas secas receberam, ainda, aplicação de condicionador hidrico a base de acrilamida e acrilato de potássio (hidrogel, 6g/cova). O plantio foi realizado entre outubro e dezembro de 2012. Entre 2013 e 2016 foram realizados novos plantios visando a reposição das mudas que não conseguiram se estabelecer. Esses indivíduos serão aqui denominados "reposição".

Capítulo 1

Sobrevivência e crescimento das mudas e da regeneração em cordões e intercordões de restinga após o plantio

Introdução

Yarranton & Morrison (1974) descreveram o processo de nucleação a partir da dinâmica espacial da sucessão primária em dunas no Canadá. A nucleação pode ser entendida como a capacidade de uma espécie ou de um grupo de espécies em propiciar uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, permitindo um aumento na probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies, levando ao processo sucessional e interações entre organismos diversos (Reis *et al*, 2003; Bechara, 2003). Reis *et al* (2003) e Bechara (2003) levaram o conceito de facilitação por nucleação para a prática da restauração ecológica no Brasil, definindo algumas técnicas com objetivo de formar microhabitats em situações favoráveis para o início de uma série de eventos estocásticos para a regeneração, como a chegada de espécies e a formação de uma rede interativa entre os organismos. Os autores explicam ainda que, uma vez que o processo restaurador dessa técnica se baseia na ativação do próprio potencial de regeneração da comunidade, a nucleação gera aumento da resiliência ambiental (Pimm, 1991). Algumas técnicas de nucleação compreendem a transposição do solo, a transposição de galharia, a transposição de serrapilheira, instalação de poleiros naturais ou artificiais, a transposição de chuva de sementes e o plantio de mudas em ilhas de alta diversidade (Reis *et al*, 1999; Reis *et al*, 2003; Zanine & Ganade, 2005; Reis & Três, 2007; Martins, 2007; Reis & Kageyama, 2008; Espíndola & Reis, 2009; Martins *et al*, 2009).

Independente da técnica aplicada, o estabelecimento de espécies arbóreo-arbustivas, bem como todos os processos naturais para restabelecimento do ecossistema florestal dependem fortemente da regeneração (Carvalho, 1982). Esta, por sua vez, depende da produção de sementes, da sobrevivência e estabelecimento das plântulas e do recrutamento (Yadavand & Gupta, 2009). Um dos fatores mais importantes que limitam o recrutamento de plântulas em áreas degradadas pela ação antrópica é a baixa disponibilidade de sementes, que é diretamente afetada pela presença ou pela distância

dos remanescentes, que atuam como fontes de propágulos e de agentes de dispersão (Kolb, 1993, Duncan & Chapman, 1999; Holl, 1999; Cubiña & Aide, 2001; Yirdaw & Luukkanen, 2003). Em ambientes secos, em particular, a regeneração é especialmente lenta, pois é muito dependente não só dos fatores já citados, como também da precipitação e até mesmo da rebrota de troncos e raízes (Padilla & Pugnaire, 2012). Outros fatores limitantes em áreas tropicais em geral são a escassez de nutrientes, a compactação do solo, o excesso ou a restrição de umidade no solo, a alta radiação solar e o fator biótico da competição inter e/ou intraespecífica (Nepstad *et al.*, 1991; Calegario & Souza, 1993; Bone *et al.*, 1997; Geldenhuys, 1997; Arévalo e Fernández-Palacios, 2005). Em ambientes perturbados, a regeneração depende especialmente da chuva de sementes, uma vez que o banco de sementes, ao menos para espécies arbóreas, tem sido considerado pouco importante para a dinâmica da regeneração nesses locais (Loiselle *et al.* 1996; Holl, 1999; Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002) devido à curta viabilidade da maioria dessas sementes (Garwood, 1983). O manejo e o histórico da área (Lemenih & Teketay, 2005) também são fatores determinantes para o sucesso ou não da regeneração natural.

Os processos de dispersão são os principais meios para a viabilização da regeneração de espécies tropicais (Garwood, 1983; Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002; Wang & Smith, 2002; Martini & Santos, 2007). A dispersão de sementes permite que os diásporos fujam das altas condições de mortalidade próximas à planta-mãe, onde a abundância de patógenos, a predação e a competição intraespecífica são maiores (Janzen, 1970). Assim sendo, a importância dos processos de dispersão vem sendo há tempos reconhecida (Janzen, 1970; Howe & Smallwood, 1982; Howe, 1990; Schupp, 1995; Schupp & Fuentes 1995). Uma vez que a dispersão nas comunidades vegetais pode ser identificada como um dos principais fatores de influência na estrutura da comunidade (Götzenberger *et al.* 2012), uma boa forma de atrair a avifauna e quiropterofauna dispersora é a presença de poleiros artificiais. Segundo Bechara (2006) os poleiros podem ser formados por varas e galhos secos, podendo ou não estarem cobertos por vegetação (lianas), formando “torres de cipó”. Eles também representam uma técnica de nucleação, oferecendo abrigo e descanso para aves e morcegos que, por sua vez, transportam sementes oriundas de fragmentos vegetais mais próximos, formando núcleos de diversidade, que acabam por atrair outras espécies animais e vegetais num processo sucessional (Reis *et al.*, 2003).

É interessante lembrar que os processos de restauração em restingas principalmente do Sul e Sudeste do país devem atentar às diferentes condições topográficas (Sá, 2003), de cordões e intercordões, conforme já comentado. O tempo e a intensidade do encharcamento nos intercordões influenciam na composição e abundância de espécies distintas (Ivanauskas e Rodrigues, 2000), influenciando também na metodologia de restauração (Magnano *et al*, 2007, 2011). Um alagamento constante do solo, conforme demonstrado por Sztutman e Rodrigues (2002), não favorece o estabelecimento de grande número de espécies, já que estas devem ser altamente tolerantes à inundação. Desta forma, a saturação hídrica do solo deve ser um fator relevante na seleção das espécies a serem utilizadas em ações implementadas em restinga.

Todo projeto de restauração deve avaliar parâmetros que descrevam a trajetória do processo (Matthews *et al.*, 2009), de modo a medir, ao longo do tempo, o sucesso da restauração (Aronson *et al.*, 1995; Block *et al.*, 2001). As taxas de mortalidade e de crescimento em altura e diâmetro são alguns desses parâmetros que possibilitam avaliar o desenvolvimento do processo ao longo do tempo. De acordo com Botelho *et al* (1996), a variação da resposta com relação ao crescimento é consequência de fatores ambientais locais e/ou fatores genéticos de cada espécie ou indivíduo. Competição com gramíneas exóticas, (Ferreira *et al.*, 2010), estresse hídrico (White, 1984; Coley e Barone, 1996; Almeida & Sanchez, 2005), escassez de nutrientes (Gullan & Cranston, 2007) e herbivoria (Odum, 1988) são alguns fatores que afetam a sobrevivência e o crescimento das mudas. No presente trabalho o desempenho das espécies foi analisado através das taxas de crescimento e mortalidade dos indivíduos plantados em cordões e intercordões.

Objetivos

O objetivo desse trabalho foi avaliar e comparar o desempenho das mudas plantadas no ano de 2012 em cordões e em intercordões, bem como a regeneração de espécies lenhosas nestas áreas. O objetivo específico foi verificar quais das espécies plantadas e dos regenerantes melhor se estabeleceram nas áreas, considerando-se as taxas de crescimento em altura e diâmetro e de mortalidade como os parâmetros descritores. Partindo da premissa de que a sobrevivência dos indivíduos plantados em intercordões não é gravemente afetada pelo alagamento superficial, devido ao curto período em que isso se dá na RPPN Caruara, foi testada a hipótese de que o desenvolvimento das mudas

e da regeneração em intercordões é mais eficiente devido à maior disponibilidade de água, matéria-orgânica e nutrientes no solo nessa área do que em áreas de cordões.

Materiais e Métodos

Descrição da Área de Estudo - Vide "Descrição da área de estudo".

Amostragem dos indivíduos

Os indivíduos sobreviventes do plantio de 2012 foram marcados com placas de alumínio numeradas, identificadas e medidas entre maio e junho de 2016. Os dados coletados referem-se ao diâmetro à altura da base (DAB) e à altura total (H). Uma nova medição foi realizada após seis meses, entre novembro e dezembro de 2016 para avaliar se houve crescimento em seis meses de intervalo. As covas vazias ou com mudas mortas foram contabilizadas para cálculo da mortalidade. Como houve reposição de mudas nos anos de 2013, 2014 e 2015 e não podemos precisar quais foram os indivíduos repostos em cada anel, foi feita uma avaliação baseada na observação do DAB e H dos indivíduos, visto que indivíduos repostos tinham entre altura e DAB inferiores aos da média dos demais de cada espécie plantada.

Toda comunidade arbóreo-arbustiva regenerante nos anéis sorteados também teve seu DAB e H medidos e foi devidamente plaqueada e identificada. Foi avaliada e registrada também a ocorrência de regeneração natural de espécies lenhosas sob poleiros artificiais estabelecidos em 2012 e distribuídos ao acaso entre plantios em cordões (n = 13) e intercordões (n = 12).

Análise dos dados

Para a comparação da riqueza e diversidade de espécies entre plantios em cordões e intercordões, com e sem reposição de mudas foram utilizadas curvas de rarefação de abundância de indivíduos com seus limites de intervalos de confiança ($\pm 95\%$).

Quanto às taxas de crescimento relativo em diâmetro (TCdab) e altura (TCH), os cálculos foram feitos conforme fórmulas de Hunt (1990):

$$TC_{dab} = (\log Dt_2 - \log Dt_1)/(t_2 - t_1)$$

e

$$TCH = (\log Ht_2 - \log Ht_1)/(t_2 - t_1)$$

Onde:

TC_{dab} = Taxa do crescimento relativo em diâmetro;

TCH = Taxa do crescimento relativo em altura;

Dt₁ = Medida do diâmetro no primeiro levantamento;

Dt₂ = Medida do diâmetro no segundo levantamento;

Ht₁ = Medida da altura no primeiro levantamento;

Ht₂ = Medida da altura no segundo levantamento;

t₁ = Período em que o primeiro levantamento foi realizado;

t₂ = Período em que o segundo levantamento foi realizado

As análises das taxas de crescimento relativo foram feitas apenas com indivíduos sobreviventes do plantio de 2012, ou seja, os indivíduos que foram repostos não participam dessas análises.

As taxas de recrutamento (TR) e mortalidade (TM) foram calculadas conforme Sheil & May (1996):

$$TR = (N_1 / N_0)^{1/t} - 1$$

e

$$TM = 1 - [(N_0 - N_m) / N_0]^{1/t}$$

Onde:

N₀ = número de indivíduos no tempo zero;

N₁ = número de indivíduos após o intervalo de tempo;

N_m = número de indivíduos mortos

t = tempo decorrido em meses entre um censo e outro.

Foram feitos gráficos boxplots para observação da distribuição dos valores de altura, DAB e percentuais de mortalidade, sendo que a medição da dissimilaridade das amostras foi feita através do teste-t para amostras paramétricas, e do teste Mann-Whitney para amostras não-paramétricas no programa R Studio 3.3.3. Para avaliar as relações entre

altura e DAB das espécies mais abundantes, foram realizadas regressões lineares simples no software Statistica 7.0.

Resultados

Plantios

Em relação às mudas, foram observados 497 indivíduos vivos pertencentes a 35 espécies em cordões e 441 indivíduos vivos de 39 espécies em intercordões. Os valores do índice de diversidade de espécies de Shannon (H') para cordões foi de 2,97 e para intercordões foi de 2,87. As curvas de rarefação para riqueza e diversidade de espécies indicam que não existe diferença significativa entre as duas áreas estudadas para estes parâmetros (Figura 8).

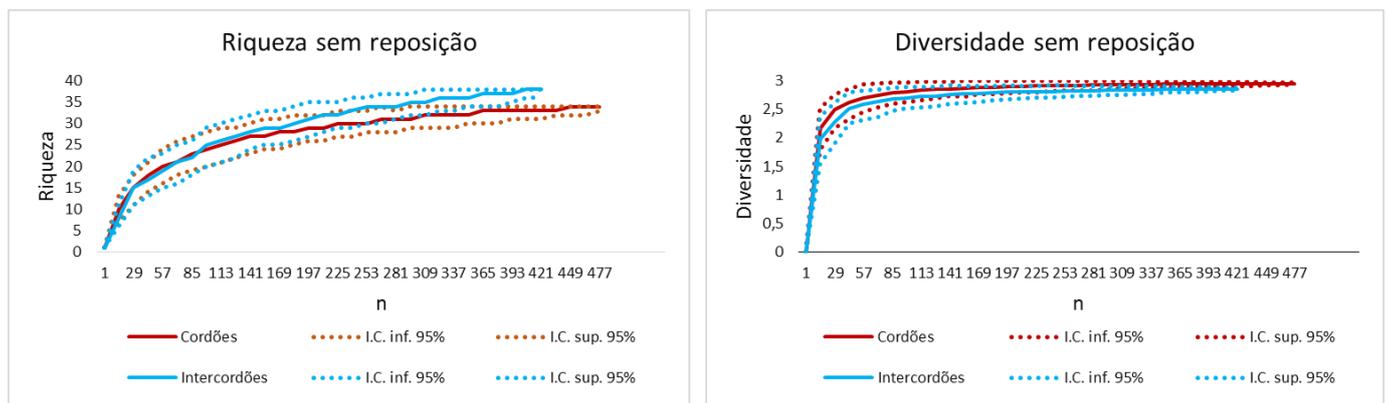


Figura 8: Gráficos de rarefação para Riqueza e Diversidade dos plantios feitos em cordões (vermelho) e em intercordões (azul). Legenda: n = número de indivíduos amostrados; I.C. inf. = Intervalo de confiança inferior; I.C.sup = Intervalo de confiança superior

As espécies mais abundantes encontradas em cordões foram *Schinus terebinthifolia* (84 indivíduos), *Guapira pernambucensis* (44), *Maytenus obtusifolia* (37), *Syderoxilon obtusifolia* (36), *Inga laurina* (34). Nos intercordões, as mais abundantes foram *S. terebinthifolia* (87), *I. laurina* (60), *Annona glabra* (45), *Ficus tomentella* (30) e *M. obtusifolia* (27; tabela 3).

Após quatro anos não foi observada diferença significativa (teste t, $p = 0,08$) para os valores médios do percentual de mortalidade de mudas por aneis plantados em 2012,

entre as intercordões (53,2%) e cordões (46,5%; figura 8). Entre maio e novembro de 2016, observou-se apenas um indivíduo morto, oriundo do plantio de 2012 e pertencente à espécie *Tapirira guianensis* em cordões e três indivíduos em intercordões, pertencentes as seguintes espécies: *F. tomentella*, *S. terebinthifolia* e *Tocoyena bullata*.

As taxas de mortalidade anuais referentes aos indivíduos do plantio de 2012 observadas em novembro de 2016 foram de 14,3% e 17,2% para cordões e intercordões, respectivamente. Já no período entre maio de 2016 e novembro de 2016, considerando-se todos os indivíduos, a taxa de mortalidade mensal foi de 0,26% em cordões (3,1% anual) e 0,08% em intercordões (0,96% anual).

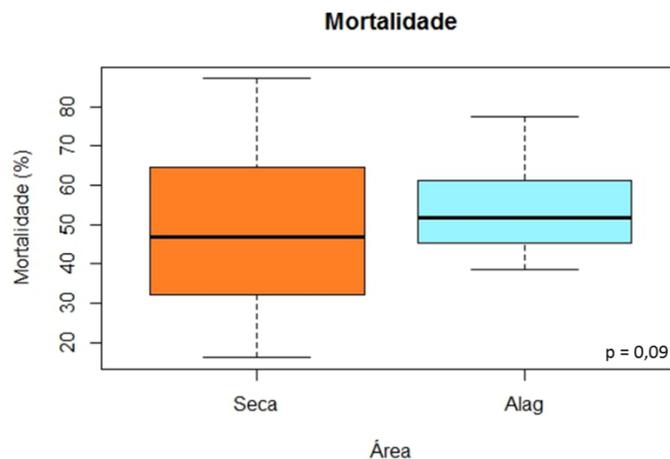


Figura 9: Comparação dos percentuais de mortalidade observados em novembro de 2016 para indivíduos plantados em 2012 em cordões e intercordões. Teste - t, p significativo ao nível de 0,05.

Quanto à altura e DAB das mudas plantadas, os maiores valores foram encontrados sempre em intercordões ($p < 0,05$; figura 10).

Após quatro anos, os maiores valores médios de altura pertenceram aos indivíduos das espécies plantadas em intercordões: *Tibouchina clavata* (145 cm; $n = 4$), *C. pachystachya* (142,6 cm; $n = 7$), *I. laurina* (122,3 cm; $n = 60$), *Andira fraxinifolia* (111,3 cm; $n = 3$), *S. terebinthifolia*, (111,2 cm; $n = 86$) e *F. tomentella* (100,8 cm; $n = 30$). Os menores valores médios foram todos encontrados em cordões para indivíduos de *S. obtusifolium* (25,7 cm; $n = 36$), *A. arenaria* (26,43 cm; $n = 7$), *E. uniflora* (32,1 cm; $n = 12$), *E. dichroma* (39,4 cm; $n = 33$) e *Psidium cattleianum* (40,7 cm; $n = 23$) (Tabela 3).

Padrão semelhante foi observado para o DAB com os maiores valores médios encontrados em áreas alagáveis, sendo as espécies que ocorreram com maiores valores

foram *I. laurina* (4,5 cm; n =60), *Cordia taguahyensis* (4,4 cm; n = 14), *S. terebinthifolia* (4,2 cm; n = 86), *Cecropia pachystachya* (4,2 cm; n = 7) e *I. vera* (3,9 cm; n = 22). Entre estas espécies, *I. laurina* foi a que teve também melhor desempenho em cordões (4,1 cm; n = 34; tabela 3). Os menores valores médios de DAB foram sempre encontrados em áreas secas e para as espécies *Dyospiros inconstans* (1,0 cm; n = 8), *Sideroxylon obtusifolium* (1,2cm; n = 36), *Scutia arenicola* (1,2 cm; n = 5) e *E. uniflora* (1,3 cm; n = 12).

Considerando as espécies com maior abundância ($n \geq 7$), as maiores TCH totais (2012 a 2016), também foram encontradas em intercordões, tendo os maiores valores ocorridos para *C. pachystachya* (20,5% ano⁻¹; n = 7), *I. laurina* (20,2% ano⁻¹; n = 60), *T. guianensis* (19,6% ano⁻¹; n = 14), *C. taguahyensis* (16,7% ano⁻¹; n =; n = 14), *S. glandulatum* (16,8% ano⁻¹; n =; n = 29) e *I. vera* (16,7% ano⁻¹; n = 22). As menores taxas, neste período, foram encontradas em cordões para as espécies *Myrsine parvifolia* (4,6% ano⁻¹; n = 15), *S. obtusifolium* (5,3% ano⁻¹; n = 36), *E. dichroma* (7,0% ano⁻¹; n = 33), *E. uniflora* (7,9% ano⁻¹; n = 12), *I. vera* (9,6% ano⁻¹; n = 15) e *M. obtusifolia* (9,9% ano⁻¹; n = 37; tabela 4). Entretanto, a TCH dos 6 meses entre a primeira e segunda medições, mostrou que *S. obtusifolium* foi uma das espécies que mais cresceram em áreas secas (TCH = 1,13%; n = 36), juntamente com *Garcinia brasiliensis* (TCH = 2,24%; n = 3), *Cynophalla flexuosa* (TCH = 1,27%; n = 9) (tabela 4).

As TCdab calculadas entre maio e novembro de 2016, se comportaram de modo inverso ao observado para às TCH, com maiores valores sempre em cordões e para as espécies *S. arenicola* (2,3% mês⁻¹; n = 5), *E. uniflora* (2,2% mês⁻¹; n = 12) e *M. parvifolia* (1,7% mês⁻¹; n = 15) e *Cynophalla flexuosa* (1,5% mês⁻¹; n = 9). Os menores valores ocorreram anos intercordões e as espécies que apresentaram as menores taxas foram *M. obtusifolia* (0,2% mês⁻¹; n = 27), *E. dichroma* (0,2% mês⁻¹; n = 7), *T. guianensis* (0,3% mês⁻¹; n = 14) e *Cordia taguahyensis* (0,3% mês⁻¹; n = 14) (tabela 4).

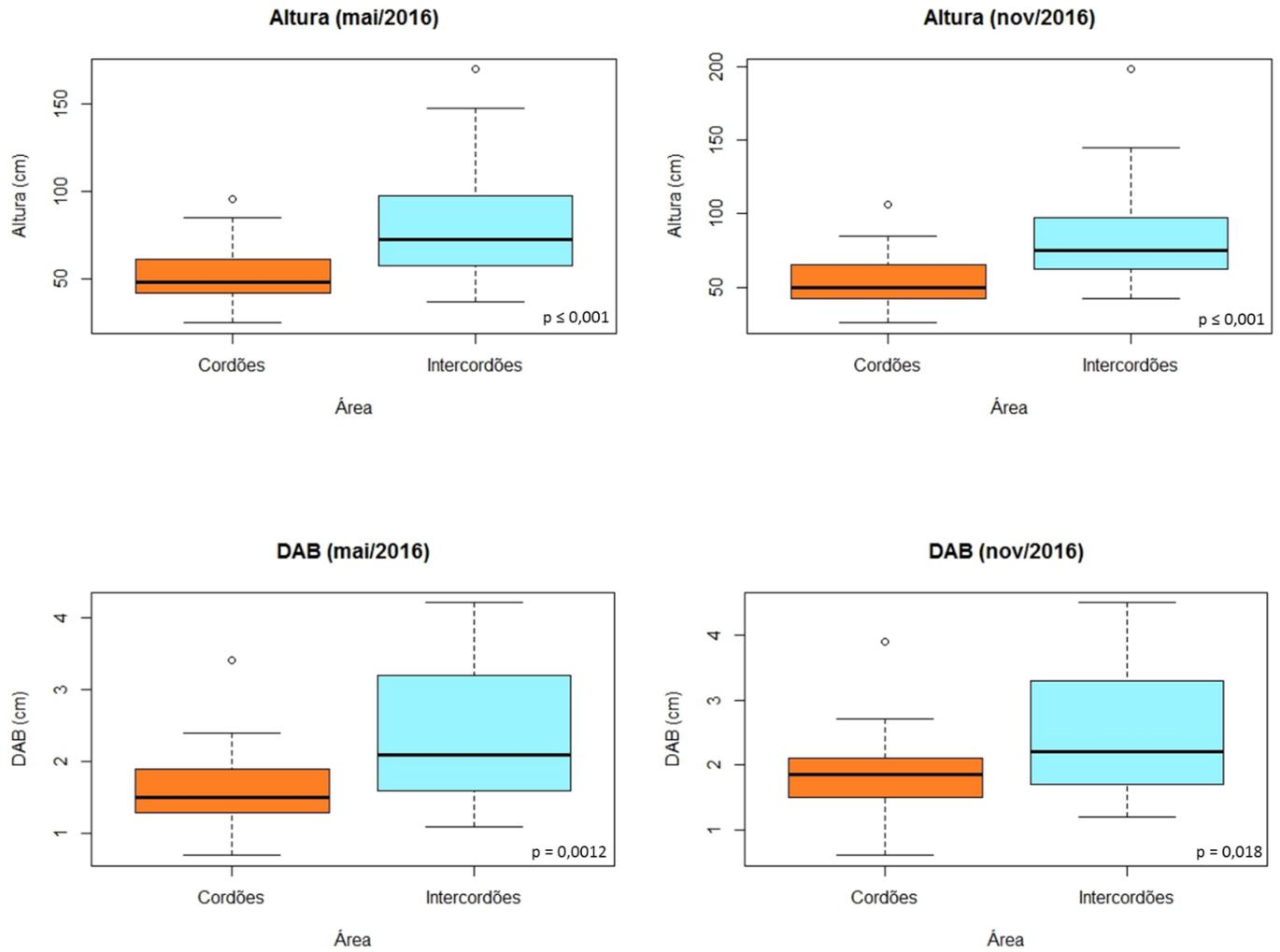


Figura 10: Comparação dos valores medianos de altura e DAB para indivíduos plantados em 2012 na primeira medição (mai/2016) e na segunda medição (nov/2016) em cordões e intercordões na RPPN Fazenda Caruara. Teste Mann-Whitney, p significativo ao nível de 0,05.

Tabela 3: Alturas (H) médias e DAB's médios \pm desvios padrões (DP) e número de indivíduos observados entre maio e novembro de 2016. Legenda: C = cordões; I = intercordões.

Espécie	Indivíduos vivos		H média \pm DP (cm)		DAB médio \pm DP (cm)		Indivíduos vivos		Altura média \pm DP (cm)		DAB médio \pm DP (cm)	
	mai/16		mai/16		mai/16		nov/16		nov/16		nov/16	
	C	I	C	I	C	I	C	I	C	I	C	I
<i>Allagoptera arenaria</i>	7	2	25,1 \pm 8,5	43 \pm 8,5			7	2	43 \pm 7,4	51 \pm 9,9		
<i>Andira fraxinifolia</i>	0	3		109,7 \pm 49,5	3,8 \pm 2,5		0	3		111,3 \pm 56		4,0 \pm 2,5
<i>Annona glabra</i>	0	44		70,2 \pm 23,6	2,3 \pm 1,2		0	45		73,6 \pm 25,6		2,5 \pm 1,2
<i>Bactris setosa</i>	0	3		57,7 \pm 25,1			0	3		56 \pm 27,5		
<i>Byrsonima sericea</i>	4	0	57 \pm 16,8		1,8 \pm 1		4	0	58,25 \pm 18		2,1 \pm 1,1	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0	4		126,3 \pm 17	2,8 \pm 0,7		0	4		123 \pm 14,8		3,0 \pm 0,7
<i>Calyptanthus brasiliensis</i>	5	4	57,2 \pm 30,8	72 \pm 16,7	2,1 \pm 1,1	2,3 \pm 1,3	5	4	62,4 \pm 24,4	71 \pm 17,3	2,4 \pm 1	2,2 \pm 1,0
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	7	96 \pm 63,6	136,3 \pm 56,3	2,4 \pm 0,8	3,3 \pm 1,1	2	7	106,5 \pm 60	142,6 \pm 58,9	2,6 \pm 0,6	3,4 \pm 1,3
<i>Clusia hilariana</i>	31	13	68,0 \pm 15,3	69,1 \pm 17,7	2,2 \pm 0,5	2,1 \pm 0,5	31	13	69,7 \pm 15,5	69,7 \pm 17,7	1,9 \pm 0,5	2,2 \pm 0,5
<i>Coccoloba alnifolia</i>	6	1	76,8 \pm 39,4	37	1,4 \pm 0,9	2,8	6	1	81 \pm 41,9	61	1,6 \pm 0,7	2,1
<i>Cordia taguayensis</i>	0	14		95,3 \pm 17,3		4,2 \pm 1,1	0	14		94,28 \pm 13,7		4,4 \pm 1,1
<i>Cupania emarginata</i>	8	1	62,7 \pm 26,8	72	1,3 \pm 0,6	1,3	8	1	59,3 \pm 29,9	75	1,6 \pm 0,8	1,5
<i>Cynophalla flexuosa</i>	9	1	42,9 \pm 11,8	57	1,3 \pm 0,2	1,8	9	1	44,4 \pm 9,9	78	1,5 \pm 0,3	2,2
<i>Diospyros inconstans</i>	8	1	47,5 \pm 13,2	78	0,8 \pm 0,2	1,2	8	1	49,4 \pm 14,1	98	1,0 \pm 0,3	1,6
<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	5	1	42,2 \pm 11,3	61	1,6 \pm 0,5	1,2	5	1	45,2 \pm 14,5	61	1,9 \pm 0,6	1,2
<i>Eugenia astringens</i>	2	3	50,5 \pm 10,6	75 \pm 29,9	1,2 \pm 0,4	2,1 \pm 0,6	2	3	55 \pm 11,3	75,33 \pm 24,6	1,5 \pm 0,4	1,9 \pm 0,4
<i>Eugenia dichroma</i>	33	7	39,7 \pm 8,9	58 \pm 13,5	1,3 \pm 0,5	1,8 \pm 0,2	33	7,0	39,4 \pm 9,7	63,9 \pm 18	1,5 \pm 0,6	1,8 \pm 0,3
<i>Eugenia pluriflora</i>	0	1		97		1,4	0	1		94		1,5
<i>Eugenia pruniformis</i>	6	2	54,8 \pm 14,6	43,5 \pm 33,2	1,5 \pm 0,6	1,7 \pm 1,7	6	2	57,2 \pm 15	42 \pm 35,3	1,7 \pm 0,5	1,7 \pm 1,7
<i>Eugenia puniceifolia</i>	2	3	85 \pm 32,5	68,3 \pm 17,7	1,9 \pm 0,6	1,6 \pm 0,4	2	3	85 \pm 42,4	70 \pm 21,9	1,9 \pm 0,6	1,6 \pm 0,4
<i>Eugenia selloi</i>	1	0	36		1,2		1	0	41		1,9	
<i>Eugenia uniflora</i>	12	0	31 \pm 10,9		1,0 \pm 0,3		12	0	32,1 \pm 9,3		1,3 \pm 0,2	
<i>Ficus tomentella</i>	27	29	51,1 \pm 18,6	98,7 \pm 41,5	1,6 \pm 0,7	3,1 \pm 1,4	28	30	51 \pm 20,5	100,8 \pm 40,1	1,8 \pm 0,6	3,4 \pm 1,4
<i>Garcinia brasiliensis</i>	3	3	36,7 \pm 12,7	50,7 \pm 16	1,3 \pm 0,2	1,1 \pm 0,2	3	3	49 \pm 13,1	51,7 \pm 15,3	1,9 \pm 0,6	1,4 \pm 0,2
<i>Guapira pernambucensis</i>	44	10	65,3 \pm 18,7	78,4 \pm 29,8	1,8 \pm 0,6	2,1 \pm 1,0	44	10	70,1 \pm 21,9	77,2 \pm 29,5	2,0 \pm 0,5	2,1 \pm 0,9
<i>Inga laurina</i>	34	60	71,4 \pm 18,8	121 \pm 57,5	3,4 \pm 1,1	4,1 \pm 3,0	34	60	75,1 \pm 17,1	122,3 \pm 57,5	3,9 \pm 1,3	4,5 \pm 3,2
<i>Inga vera</i>	15	22	47,8 \pm 17,4	90,8 \pm 37,2	2,4 \pm 1	3,6 \pm 1,6	15	22	49,8 \pm 19,7	96 \pm 38,1	2,7 \pm 1,1	4,0 \pm 1,5
<i>Maytenus obtusifolia</i>	37	27	46,7 \pm 17,6	67,6 \pm 17,4	1,3 \pm 0,6	1,6 \pm 0,6	37	27	49,4 \pm 19,5	68,5 \pm 17,4	1,5 \pm 0,7	1,7 \pm 0,5
<i>Melanopsidium nigrum</i>	1	2	53	52 \pm 56,6	0,7	1,3	1	2	52	54,5 \pm 53	0,6	1,3
<i>Myrsine parvifolia</i>	15	1	43,9 \pm 8,7	73	1,4 \pm 0,4	1,5	15	1	46,4 \pm 8	73	1,6 \pm 0,4	1,5
<i>Myrsine rubra</i>	1	4	36	105,3 \pm 18,6	1,5	3,2 \pm 0,9	1	4	37	100,8 \pm 14,3	1,7	3,2 \pm 0,8
<i>Myrsine umbellata</i>	3	1	42 \pm 18,5	58	1,6 \pm 0,4	1,7	3	1	42,3 \pm 11,9	59	1,8 \pm 0,3	2
<i>Pera glabrata</i>	2	9	60,5 \pm 29	83,1 \pm 24,3	1,5 \pm 0,7	2,0 \pm 0,6	2	9	68,5 \pm 23,3	86,1 \pm 23,9	2,0 \pm 0,8	2,2 \pm 0,6
<i>Protium heptaphyllum</i>	4	0	83,7 \pm 32,1		2,4 \pm 0,8		4	0	84,5 \pm 22,3		2,6 \pm 0,8	
<i>Psidium cattleianum</i>	23	10	43,4 \pm 12,9	50,1 \pm 17,7	2,0 \pm 0,8	1,7 \pm 0,5	23	10	40,7 \pm 14,8	49,9 \pm 18,5	2,3 \pm 0,8	1,9 \pm 0,7
<i>Psidium guineense</i>	1	1	42	170	0,8	3,5	1	1	33	198	0,8	3,8
<i>Sapium glandulatum</i>	0	28		100,1 \pm 28,2		3,2 \pm 1,0	0	29		96,7 \pm 29,1		3,3 \pm 1,1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	84	87	48,6 \pm 14,7	106,3 \pm 51	1,7 \pm 0,7	3,7 \pm 2,4	84	86	49,1 \pm 16,8	111,2 \pm 54,2	2,2 \pm 1,3	4,2 \pm 2,5
<i>Scutia arenicola</i>	5	0	34,6 \pm 6,4		0,8 \pm 0,3		5	0	42,2 \pm 15,3		1,2 \pm 0,5	
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	36	5	27,8 \pm 9,4	48,8 \pm 11,9	1,1 \pm 0,2	1,2 \pm 0,2	36	5	25,7 \pm 9,1	51 \pm 13,3	1,2 \pm 0,3	1,3 \pm 0,2
<i>Tapirira guianensis</i>	4	14	75 \pm 33,1	93 \pm 22,2	1,9 \pm 1,1	2,8 \pm 0,9	3	14	68,5 \pm 24,7	93,8 \pm 20,9	2,7 \pm 0,6	2,9 \pm 0,9
<i>Tibouchina clavata</i>	0	4		147,8 \pm 19,4		3,7 \pm 1,4	0	4		145 \pm 16,5		4,0 \pm 1,5
<i>Tocoyena bullata</i>	18	2	59,1 \pm 23,1	71 \pm 39,6	1,9 \pm 0,8	1,5 \pm 1,0	18	2	62,8 \pm 22,4	70,5 \pm 43,1	2,1 \pm 0,8	1,7 \pm 1,1
<i>Tocoyena sellowiana</i>	0	4		87,8 \pm 26,8		1,9 \pm 0,6	0	3		95 \pm 25,1		2,2 \pm 0,1
Médias gerais			54,2 \pm 16,8	81,5 \pm 30,2	1,5 \pm 0,6	3,2 \pm 0,9			55 \pm 17,3	84,9 \pm 31,4	1,8 \pm 0,6	2,4 \pm 1

Tabela 4: Taxas de crescimento anual/mensal referentes ao período entre novembro de 2012 e maio de 2016 (TCH 1), maio de 2016 e novembro de 2016 (TCH 2), entre novembro de 2012 e novembro de 2016 (TCH total) e taxas de crescimento de DAB (TCdab) referentes ao período entre maio de 2016 e novembro de 2016 para cordões e intercordões na RPPN Fazenda Caruara

Espécie	H ₀ (cm)	Cordões					Intercordões				
		n	TCH 1 (% ano ⁻¹)	TCH 2 (% mês ⁻¹)	TCH total (% ano ⁻¹)	TCdab (% mês ⁻¹)	n	TCH 1 (% ano ⁻¹)	TCH 2 (% mês ⁻¹)	TCH total (% ano ⁻¹)	TCdab (% mês ⁻¹)
<i>Allagoptera arenaria</i>	15	7	5,65	0,48	5,81		2	12,59	1,24	1,18	
<i>Andira fraxinifolia</i>	20	0					3	19,63	-0,04	17,60	0,65
<i>Annona glabra</i>	37	0					44	7,15	0,35	6,96	0,73
<i>Bactris setosa</i>	20	0					3	12,05	0,37	10,30	
<i>Byrsonima sericea</i>	20	4	12,23	0,14	11,21	1,10	0				
<i>Calophyllum brasiliense</i>	20	0					4	22,14	0,18	19,66	0,33
	20	5	11,43	0,81	11,51	1,11	4	15,21	-0,12	13,51	-0,02
<i>Cecropia pachystachya</i>	20	2	17,43	0,77	16,84	0,84	7	22,24	0,31	20,48	0,29
<i>Clusia hilariana</i>	19	31	15,06	-0,02	13,53	0,58	13	15,20	0,06	13,77	0,38
<i>Coccoloba alnifolia</i>	15	6	18,6	0,41	17,36	1,21	1	10,89	3,62	15,23	-2,08
<i>Cordia taguahyensis</i>	20	0					14	18,65	-0,04	16,73	0,31
<i>Cupania emarginata</i>	20	8	11,99	-0,12	10,61	1,17	1	15,45	0,30	14,35	1,04
<i>Cynophalla flexuosa</i>	20	9	7,28	1,27	8,45	1,48	1	12,63	2,27	14,78	1,45
<i>Diospyros inconstans</i>	30	8	5,14	0,27	5,03	1,40	1	11,53	1,65	12,85	0,69
<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	20	5	8,68	0,39	8,40	1,14	1	13,45	0	12,11	0
<i>Eugenia astringens</i>	20	2	11,04	0,62	10,87	1,93	3	15,35	0,14	14,03	-0,47
<i>Eugenia dichroma</i>	20	33	7,96	-0,12	6,98	0,90	7	12,57	0,61	12,23	0,21
<i>Eugenia pluriflora</i>	20	0					1	19,05	-0,23	16,80	0,50
<i>Eugenia pruniformis</i>	20	6	11,82	0,29	11,08	1,23	2	14,58	-1,18	11,36	0
<i>Eugenia puniceifolia</i>	20	2	0,17	0,21	14,99	0,25	3	14,52	0,08	13,19	0,16
<i>Eugenia selloi</i>	20	1	7,09	0,94	7,79	3,33	0				
<i>Eugenia uniflora</i>	15	12	8,32	0,28	7,91	2,21	0				
<i>Ficus tomentella</i>	20	26	10,63	-0,04	9,51	0,94	30	17,58	0,12	16,35	0,47
<i>Garcinia brasiliensis</i>	20	3	6,77	2,24	9,45	2,28	3	10,85	0,16	0,10	1,69
<i>Guapira pernambucensis</i>	20	44	13,78	0,43	13,04	0,66	10	15,31	-0,02	13,74	0,44
<i>Inga laurina</i>	17	35	16,18	0,43	15,20	1,07	60	22,33	0,08	20,22	1,00
<i>Inga vera</i>	19	15	10,32	0,24	9,65	0,97	22	17,92	0,39	16,71	0,89
<i>Maytenus obtusifolia</i>	18	37	10,43	0,33	9,89	1,08	27	15,55	0,14	14,20	0,16
<i>Melanopsidium nigrum</i>	20	1	11,76	-0,14	10,37	0,17	2	6,12	1,26	7,40	0,62
<i>Myrsine parvifolia</i>	30	15	4,36	0,44	4,57	1,66	1	10,73	0	9,66	0
<i>Myrsine rubra</i>	30	1	2,20	0,20	2,28	0,91	4	15,01	-0,29	13,08	0,32
<i>Myrsine umbellata</i>	20	3	8,06	0,38	7,82	1,49	1	12,84	0,12	11,75	1,18
<i>Pera glabrata</i>	20	2	12,62	1,12	15,71	1,93	9	16,66	0,30	15,44	0,73
<i>Protium heptaphyllum</i>	20	4	16,23	0,37	15,16	0,55	0				
<i>Psidium cattleianum</i>	15	23	11,36	-0,04	10,16	0,99	10	13,81	-0,08	12,32	0,77
<i>Psidium guineense</i>	15	1	12,42	-1,75	8,56	0	1	25,82	1,10	24,89	0,60
<i>Sapium glandulatum</i>	20	0					29	18,90	-0,14	16,81	0,33
<i>Schinus terebinthifolius</i>	13	84	15,37	-0,05	13,75	1,18	87	23,88	0,29	21,93	0,93
<i>Scutia arenicola</i>	15	5	9,92	1,13	10,62	2,28	0				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	15	36	6,89	-0,61	5,29	1,01	5	13,91	0,29	12,95	0,81
<i>Tapirira guianensis</i>	15	3	19,94	-0,31	17,47	1,39	14	21,68	0,09	19,65	0,27
<i>Tibouchina clavata</i>		0					4	24,05	-0,12	21,46	0,21
<i>Tocoyena bullata</i>	15	18	15,70	0,51	14,90	0,86	2	17,74	-0,19	15,68	0,74
<i>Tocoyena sellowiana</i>		0					4	18,86	-0,21	16,66	0,22

As análises de regressões lineares aplicadas para a relação entre altura e DAB para as espécies mais abundantes, mostraram que houve crescimento diretamente proporcional de forma mais significativa em intercordões para *P. cattleianum* ($R^2 = 0,899$; $n = 15$), *I. laurina* ($R^2 = 0,865$; $n = 61$), *E. dichroma* ($R^2 = 0,829$; $n = 12$), *I. vera* ($R^2 = 0,754$;

n=22), *S. terebinthifolia* ($R^2 = 0,746$; n = 86), *T. guianensis* ($R^2 = 0,613$; n = 14), *A. glabra* ($R^2 = 0,592$; n = 44), *Sapium glandulatum* ($R^2 = 0,551$; n = 29), *F. tomentella* ($R^2 = 0,509$; n = 29) e *M. obtusifolium* ($R^2 = 0,503$; n = 27) (figura 11). Nos cordões o crescimento proporcional se deu em *M. obtusifolium* ($R^2 = 0,562$; n = 37), *C. hilariana* ($R^2 = 0,624$; n = 31), *G. pernambucensis* ($R^2 = 0,501$; n=44), *I. vera* ($R^2 = 0,442$; n = 15) e *P. cattleianum* ($R^2 = 0,438$; n = 23), *T. bullata* ($R^2 = 0,385$; n = 18), *S. terebinthifolia* ($R^2 = 0,293$; n= 86), *E. dichroma* ($R^2 = 0,272$; n = 33) e *I. laurina* ($R^2 = 0,237$; n= 35) (figura 12). No geral, as espécies apresentaram maior crescimento em DAB que em altura, especialmente nos cordões, com destaque para *F. tomentella* e *S. obtusifolium* (figura 13). Nenhuma espécie priorizou o crescimento vertical (altura) em detrimento do secundário (diâmetro do caule).

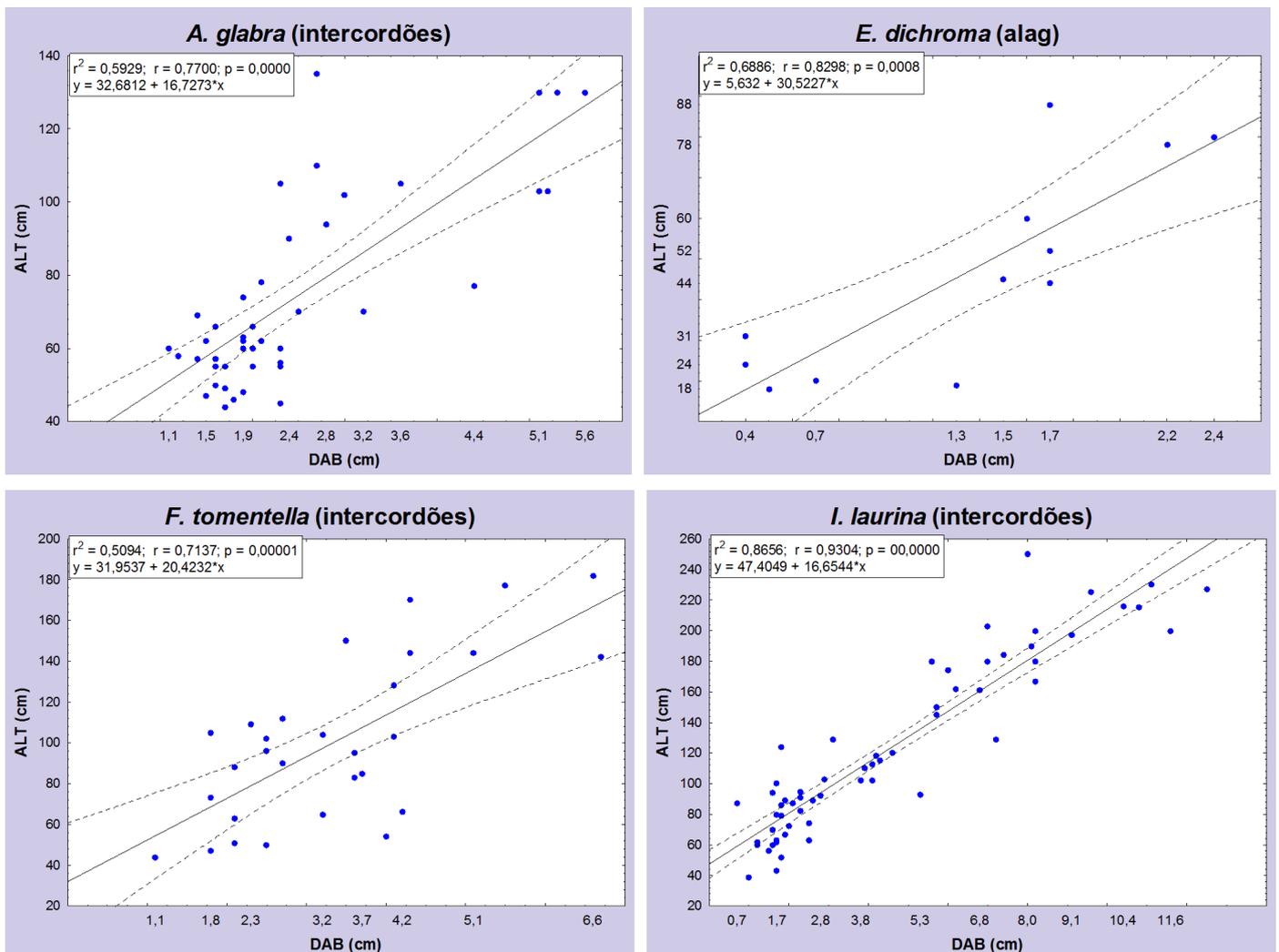


Figura 11 (cont): Regressões lineares aplicadas para a relações significativas entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em intercordões.

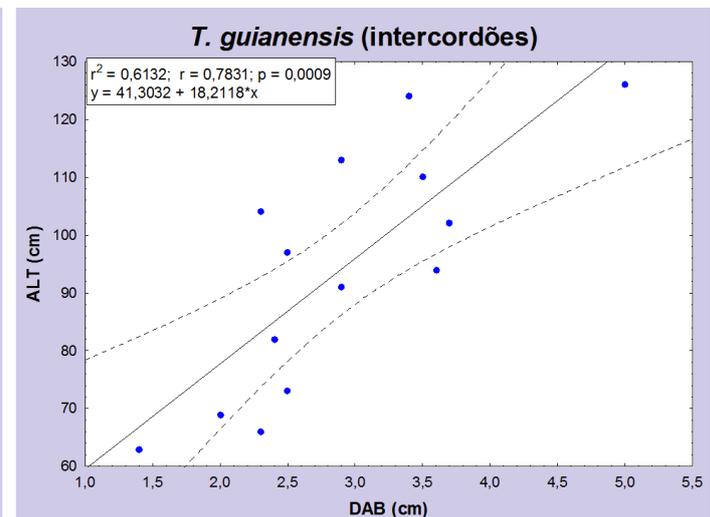
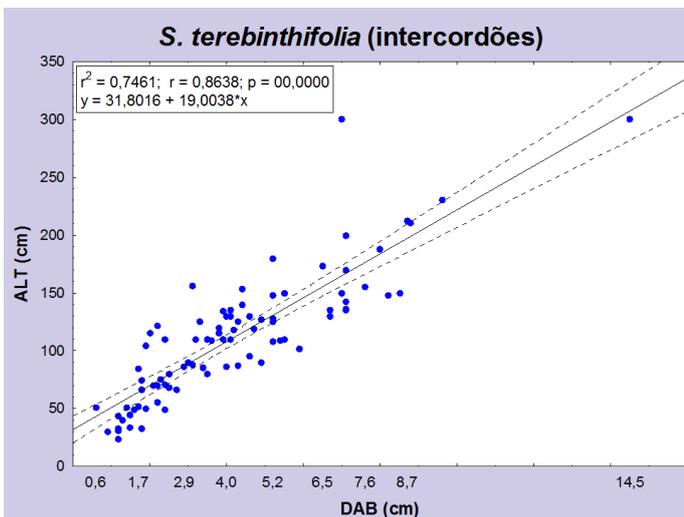
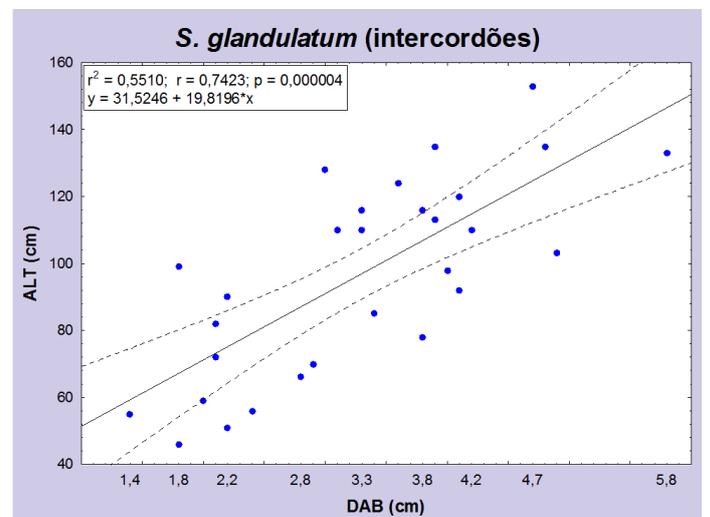
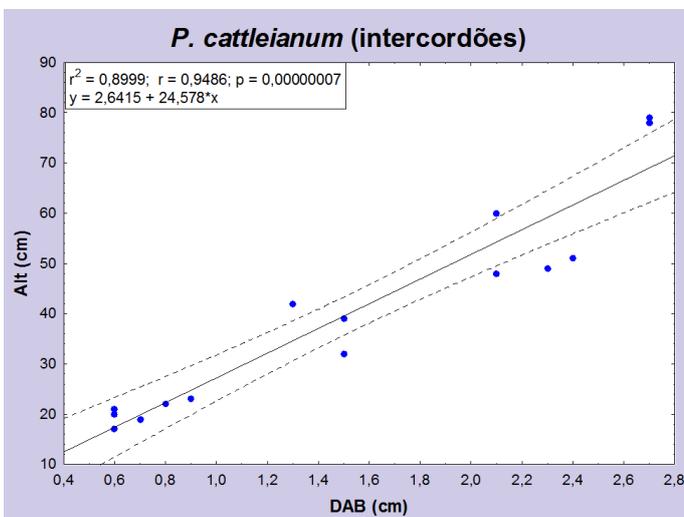
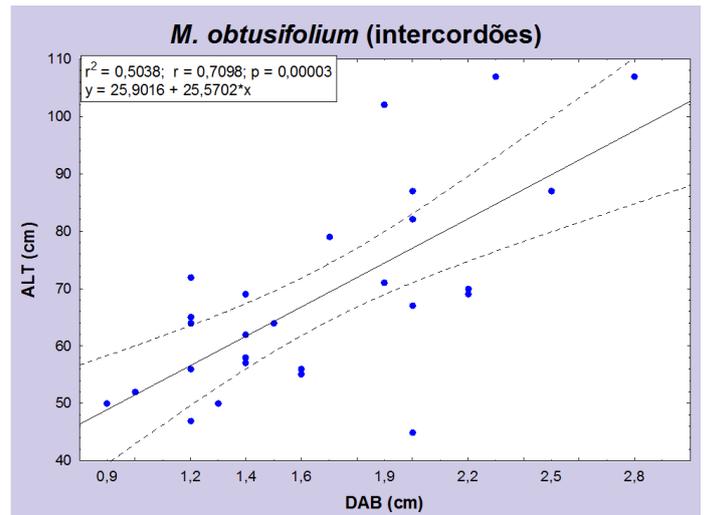
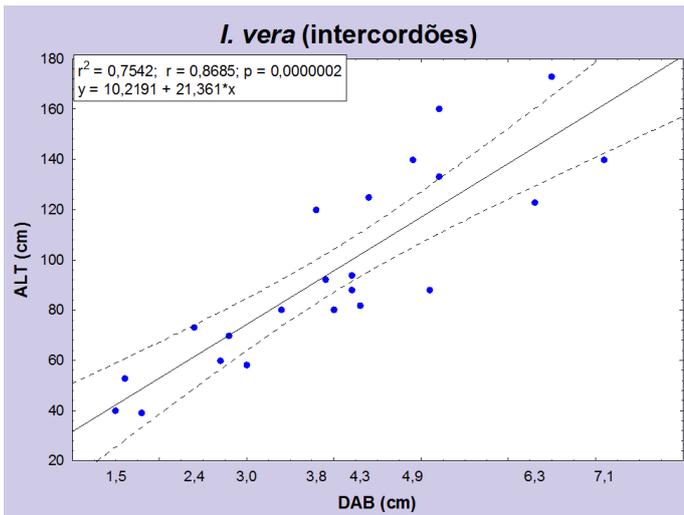


Figura 11 (cont): Regressões lineares aplicadas para a relações significativas entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em intercordões.

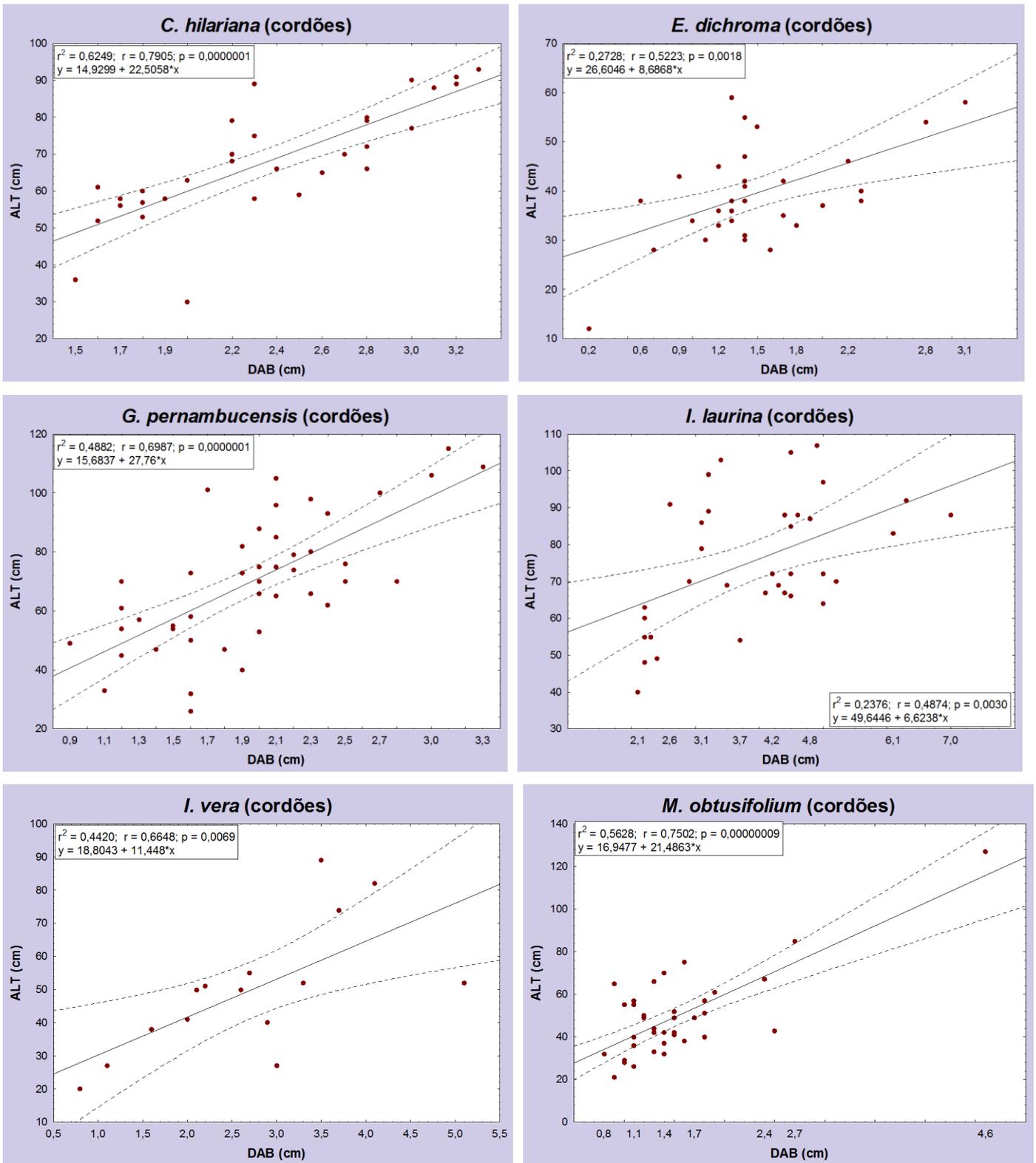


Figura 12: Regressões lineares significativas aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em cordões.

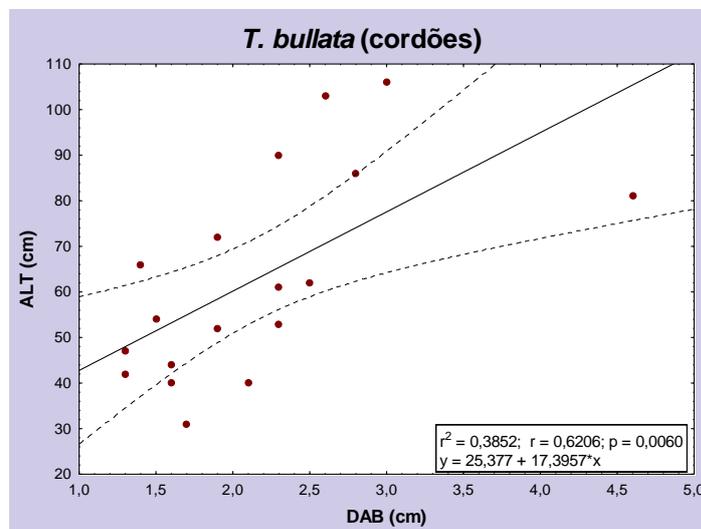
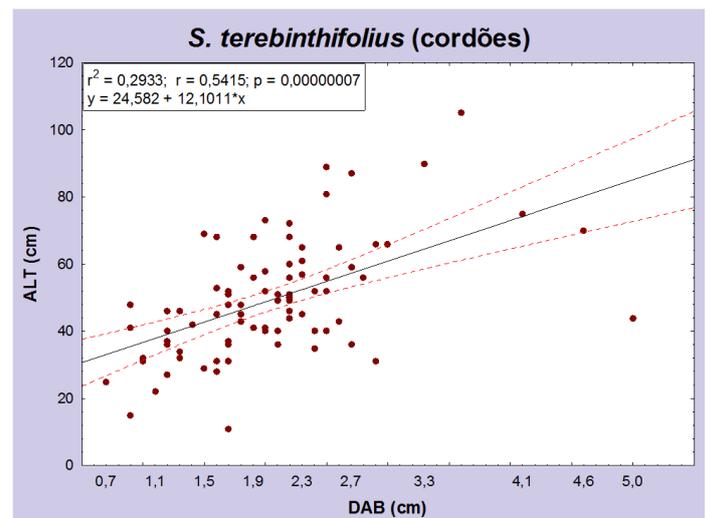
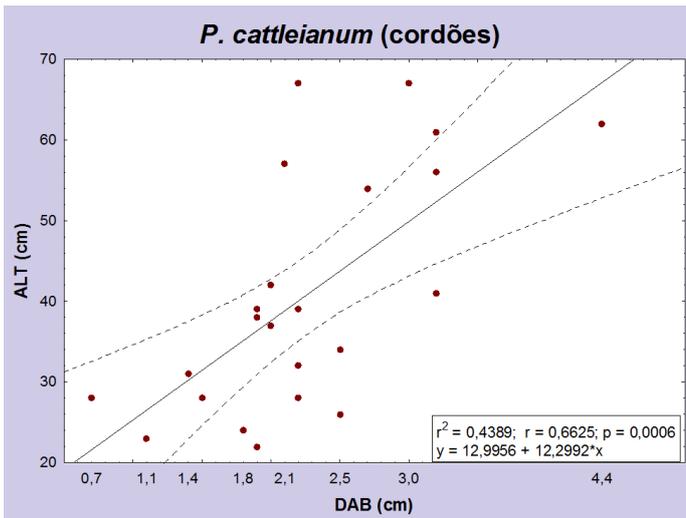


Figura 12 (cont.): Regressões lineares significativas aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies mais abundantes em cordões.

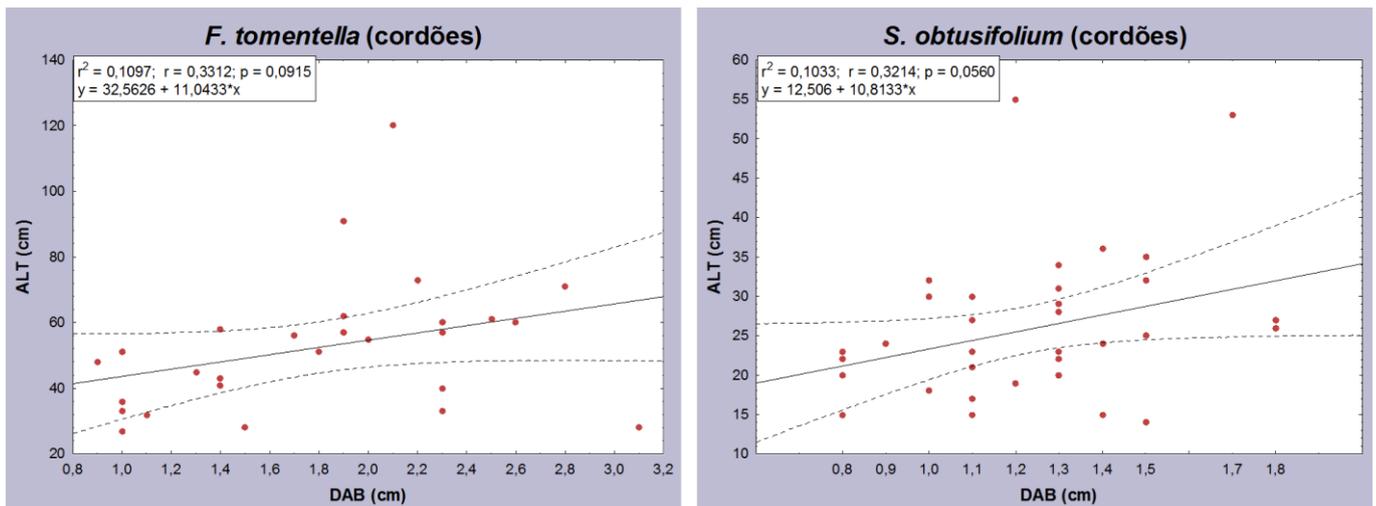


Figura 13: Regressões lineares aplicadas para a relação entre Altura e DAB referentes às espécies que priorizam crescimento em DAB

Reposições

As espécies mais utilizadas em reposição nos cordões arenosos foram *Sideroxylon obtusifolia* (13 indivíduos), seguida de *F. tomentella* (12), *M. obtusifolia* (11), *P. cattleianum* (9), *Cynophalla flexuosa* e *Eugenia dichroma* (ambos com 8 indivíduos). Nos intercordões, as mais utilizadas foram *S. terebinthifolia* (21 reposições), *M. obtusifolia* (18), *Annona glabra* (13). *C. flexuosa* (10) e *E. dichroma* e *Inga laurina* (ambas com 6 reposições).

Não foi observada diferença significativa na diversidade de espécies utilizadas nas duas áreas antes e após as reposições (tabela 5; figura 14). Entretanto a riqueza foi um pouco mais elevada nos intercordões (figura 14).

No período entre as duas medições (maio e novembro de 2016) foi observada mortalidade de muda apenas para as seguintes espécies: *C. hilariana*, *F. tomentella* e *Myrsine parvifolia* em cordão e para *C. flexuosa* em intercordão, todas com a perda de apenas uma muda.

Tabela 5: Riqueza e diversidade (H') de espécies encontrada em cordões e intercordões antes e após as substituições feitas no plantio.

Área	Sem reposição		Com reposição	
	Riqueza	H'	Riqueza	H'
Seca	35	2,973	37	3,009
Alagável	39	2,869	43	2,964

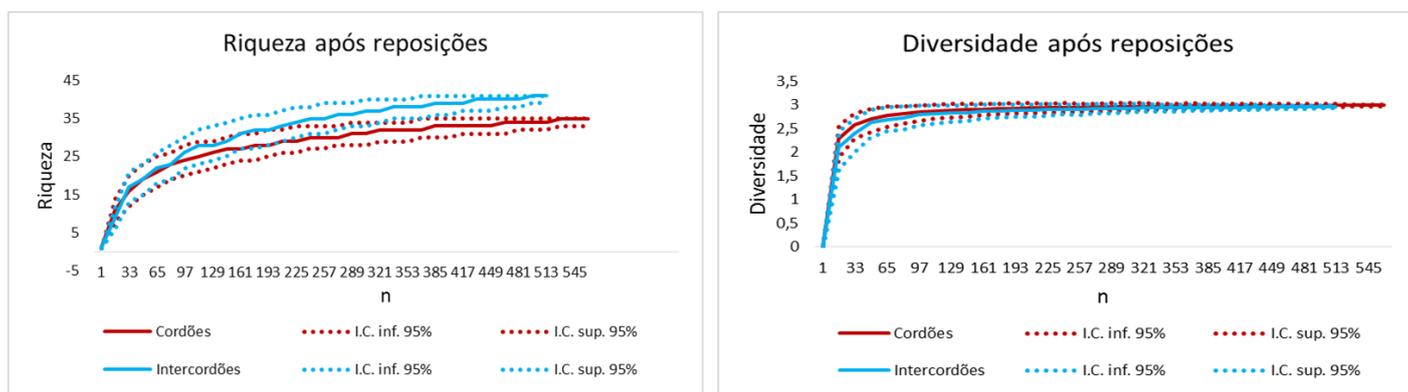


Figura 14: Gráficos de rarefação para Riqueza e Diversidade dos plantios feitos em cordões (vermelho) e em intercordões (azul), incluindo as reposições. Legenda: n = número de indivíduos amostrados, I.C. inf. = Intervalo de confiança inferior; I.C.sup = Intervalo de confiança superior

Regeneração

Foram observados 33 regenerantes pertencentes a oito espécies nos anéis de cordões e outros 52 pertencentes a onze espécies nos anéis de intercordões (tabela 6). A diversidade de espécies em cordões foi semelhante a encontrada em intercordões (H' cordões = 1,64 e H' intercordões = 1,65). A espécie regenerante mais abundante nos cordões foi a ruderal *Scoparia dulcis* L., com 15 indivíduos, enquanto nos intercordões a espécie mais predominante foi *S. terebinthifolia* com 27 registros.

A taxa de recrutamento mensal entre maio de 2016 e novembro de 2016 em cordões foi negativa, -1,3%, enquanto em intercordões a taxa encontrada foi de 4,2%.

A média dos valores de altura para as espécies regenerantes foram de 58,6 cm em cordões e 62,6 cm em intercordões. Já os valores médios de DAB foram de 2,2 cm e 1,4 cm para cordões e intercordões, respectivamente. Entre as espécies mais abundantes, os

valores médios de altura e DAB em cordões variaram entre 58,2 e 70,1 cm (altura) e 1,46 e 1,66 cm (DAB) (tabela 7), enquanto que em intercordões os valores ficaram entre 35,5 e 39 cm (altura) e 0,4 e 0,7 cm (DAB) (tabela 8).

As duas espécies mais abundantes da regeneração entre maio e novembro de 2016 apresentaram taxas de crescimento mensal em altura e diâmetro respectivamente de - 0,14% e 0,37% (*S. dulcis*) e 0,78% e 2,44% (*S. terebinthifolia*) (Tabelas 7 e 8).

Tabela 6: Regenerantes encontrados e números de mortes cordões e intercordões nos meses de maio de novembro de 2016 na RPPN Fazenda Caruara

Espécie	Cordões			Intercordões		
	mai/16	nov/16	Mortes	mai/16	nov/16	Mortes
<i>Andira fraxinifolia</i>				1	1	
<i>Chamaecrista ramosa</i>	5			1		
<i>Cordia verbenaceae</i>	2			4	4	
<i>Cynophalla flexuosa</i>				1		
<i>Eugenia uniflora</i>		1				
<i>Guapira pernambucensis</i>	1		1			
<i>Indigofera suffruticosa</i>	1				1	
<i>Inga laurina</i>					1	
<i>Inga vera</i>				2		
<i>Indet 1</i>				1	1	
<i>Maytenus obtusifolia</i>	4		1	4	2	
<i>Mimosa arenosa</i>					1	
<i>Schinus terebinthifolia</i>				22	5	3
<i>Scoparia dulcis</i>	13	2	6			
<i>Tibouchina clavata</i>					1	
<i>Whalteria indica</i>	1	3				
Total	27	6	8	36	17	3

Tabela 7: Alturas, DABs, TCH e TCdab médios das espécies regenerantes cujos indivíduos foram encontrados nas duas medições (maio e novembro de 2016) em cordões.

Espécie	n	Cordões					
		H média (cm) mai/16	H média (cm) nov/16	DAB médio (cm) mai/16	DAB médio (cm) nov/16	TCH médio	TCdab médio
<i>Chamaecrista ramosa</i>	5	58,4	58,2	0,98	1,46	-0,03%	2,89%
<i>Cordia verbenaceae</i>	2	40,5	38	1,35	1,55	-0,48%	1,00%
<i>Indigofera suffruticosa</i>	1	61	70	2,2	2,1	1,00%	-0,34%
<i>Maytenus obtusifolia</i>	3	39	43,3	0,93	1,46	0,97%	3,26%
<i>Scoparia dulcis</i>	6	67,6	70,1	1,58	1,66	-0,14%	0,37%
<i>Whalteria indica</i>	1	87	72	4,8	5	-1,37%	0,30%
Média geral		58,9	58,6	2,0	2,2	-0,01%	1,25%

Tabela 8: Alturas, DABs, TCH e TCdab médios das espécies regenerantes cujos indivíduos foram encontrados nas duas medições (maio e novembro de 2016) em intercordões.

Espécie	Intercordões						
	n	H média (cm) mai/16	H média (cm) nov/16	DAB médio (cm) mai/16	DAB médio (cm) nov/16	TCH médio	TCdab médio
<i>Andira fraxinifolia</i>	1	73	80	2,7	3,5	0,66%	1,88%
<i>Cordia verbenaceae</i>	1	65	67	1,2	1,5	0,22%	1,62%
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1	33	46	0,3	0,5	2,40%	3,70%
<i>Indigofera suffruticosa</i>	1	116	125	1,2	2,3	0,54%	4,71%
<i>Inga vera</i>	1	46	46	0,4	0,6	0%	2,93%
<i>Maytenus obtusifolia</i>	4	32	35,5	0,3	0,4	0,14%	3,33%
<i>Schinus terebinthifolia</i>	13	34,6	39	0,5	0,7	0,78%	2,44%
Média geral		57,1	62,6	0,9	1,4	0,68%	3,12%

Do total de 25 poleiros avaliados, todos mediam entre 1,6 m e 2,5 m, sendo 13 oleiros em cordões e 12 em intercordões. Foram encontrados regenerantes em 68% dos poleiros (n= 17), sendo 25% em poleiros localizados em cordões e 75% em poleiros situados em intercordões. A espécie de maior ocorrência nos poleiros em ambas as áreas foi *C. flexuosa*, presente em 14 dos 25 poleiros (56%), seguida por *C. verbenaceae*, encontrada em quatro poleiros, sendo três em cordões e um em intercordão (tabela 9; figura 15). Dos poleiros com presença de regenerantes, foi encontrada uma média de 4,2 indivíduos sob ou ao redor de cada um.

Tabela 9: Quantidade de poleiros e indivíduos regenerantes de cada espécie/família observadas em cordões e intercordões.

Áreas	Poleiros observados	Famílias / Espécies	n
Cordões	13	<i>C. flexuosa</i>	12
		<i>C. verbenaceae</i>	4
		<i>S. terebinthifolia</i>	2
Intercordões	12	<i>C. flexuosa</i>	47
		<i>S. terebinthifolia</i>	3
		<i>C. verbenaceae</i>	1
		<i>E. uniflora</i>	1
		<i>S. dulcis</i>	1
		Asteraceae	1



Figura 15: À esquerda: poleiro estabelecido na RPPN Fazenda Caruara. À direita: *C. flexuosa* regenerante sob poleiro

Discussão

O número de espécies lenhosas utilizadas nos plantios, assim como os valores de diversidade de espécies encontrados nos plantios estão próximos aos observados por Assumpção & Nascimento (2000) para uma área de mata de restinga na mesma região (37 espécies em 900 m² e H' = 2,84). Os valores de diversidade aqui observados também estão de acordo com outros encontrados para restingas do sudeste brasileiro, como o de Pereira & Assis (2004) para formações arbustivas abertas não inundáveis em Linhares, ES (H' = 3,043), o de Zaluar (1997), para restinga aberta de *Clusia* em Carapebus, RJ (H' = 2,92), entre outros (Silva, 1991 – 2,82; Fabris *et al*, 1990 – 2,93; Montezuma, 1997 – 2,63 e Lobão & Kurtz, 2000 - 2,52). Todavia, Assis *et al* (2004) relataram diversidade mais alta em floresta preservada de restinga no município de Guarapari, ES (H' = 3,73), dentro da faixa encontrada por Martins (1991) para o bioma Mata Atlântica (H' variando entre 3,01 e 4,07). Com relação especificamente a terrenos inundáveis, Pereira & Assis (2004) encontraram diversidade igual a 2,88 em área de vegetação arbustiva fechada em Linhares, ES, bem próxima à observada no presente trabalho.

Embora o percentual de mortalidade do plantio do presente estudo esteja de acordo com o encontrado por Zamith & Scarano (2006) para uma área plantada no Parque Municipal de Marapendi, no Rio de Janeiro, que foi de pouco mais de 50% após dois anos, era esperado um valor diferenciado entre as duas áreas, sendo mais alto para as áreas de cordões. Este resultado sugere que não só a disponibilidade hídrica, mas outros fatores ambientais (e.g. disponibilidade de nutrientes) e/ou bióticos (doença, predação), além de escolha apropriada das espécies plantadas, devem ter influenciado neste resultado. Em

estudo feito com plantios em três localidades no Espírito Santo, Correia *et al* (2012) encontraram percentuais de mortalidade de 14% e 17% em duas regiões de Floresta Ombrófila Densa no período entre um e dois anos, e percentual mais elevado em Floresta Estacional Semidecidual (29,3%), no período de um ano e meio, concluindo que o mais baixo índice pluviométrico nesta última estaria contribuindo para o maior percentual de perdas. Por outro lado, no Parque Estadual de Itaúnas, em Conceição da Barra, ES, Correia & Crepaldi (2011) encontraram percentual de 56% de indivíduos mortos e não encontrados no campo após dois anos de plantio. Desta forma, considerando-se o ambiente de restinga, os percentuais e taxa de mortalidade encontrados na RPPN Caruara estão dentro dos padrões em geral observados até o presente para este ecossistema.

Os maiores valores de altura e DAB encontrados em intercordões de forma significativa corroboram a hipótese de que essas áreas facilitam o desenvolvimento dos indivíduos neste ecossistema devido, provavelmente, à maior quantidade de matéria orgânica e disponibilidade de água e nutrientes no solo.

Tieppo & Brancalion (2016), em plantios na RPPN Fazenda Caruara, observaram que em cordões as espécies *S. terebinthifolia* e *I. laurina* tiveram os melhores desempenhos em área basal, altura e área de copa, de maneira geral, enquanto *E. uniflora*, *Eugenia sp*, *M. parvifolia*, *Psidium sp*, *S. arenicola* e *S. obtusifolium* tiveram o pior desempenho geral. Já em intercordões, os autores também encontraram melhores desempenhos para *I. laurina*, seguida por *S. terebinthifolia* e *I. vera*; enquanto os incrementos mais baixos se deram em *M. obtusifolia* e *F. tomentella*. O presente estudo revelou resultados bastante similares, com altos valores de DAB para *I. laurina* e *S. terebinthifolia*, em ambas as áreas, e com *E. uniflora* e *S. obtusifolium* possuindo os mais baixos valores em altura e DAB em áreas secas e *M. obtusifolia* com valores de altura e DAB bem abaixo da média do plantio em áreas alagáveis (tabela 3), além de baixo TCdab. Entretanto *F. tomentella* apresentou elevados valores em altura e TCH no estudo.

Os valores de altura e DAB das espécies *I. laurina*, *A. glabra*, *I. vera* e *T. guianensis*, em intercordões e de *M. obtusifolia*, *G. pernambucensis*, *T. bullata* e *C. hilariana* em cordões tiveram crescimento diretamente proporcional, ou seja, é possível dizer que à medida em que as espécies crescem em altura, elas também crescem em diâmetro, levando a concluir que o investimento dessas espécies nas respectivas áreas se dá de forma proporcional para o crescimento secundário como para o primário (altura). Por outro lado, *F. tomentella* e *S. obtusifolium* incrementaram mais o desenvolvimento em diâmetro

do caule em áreas secas, podendo se configurar como uma estratégia de melhor estabelecimento em tais áreas. Os cordões, inclusive, contaram com TC_{dab} maiores e TCH menores que os intercordões, levando-nos à conclusão de que, de uma forma geral, as espécies priorizam mais o investimento no estabelecimento da raiz nessas áreas que em intercordões, devido, talvez, à presença de um substrato mais inconstante ou à necessidade de maior acesso ao lençol freático. Nenhuma espécie priorizou o crescimento vertical em detrimento do secundário, o que já era esperado, uma vez que a prioridade em áreas secas normalmente é voltada para o crescimento radial (Sperry & Hacke 2002; Ackerly, 2004), visto que a iluminação geralmente não é um fator limitante no local, não havendo, portanto, prioridade no crescimento em altura. Entretanto, um outro fator que pode estar influenciando esse resultado é o fato de os ventos fortes e constantes da restinga causarem quebras e danos nas mudas, afetando, desse modo, o crescimento em altura. Este fato pode explicar a diminuição em altura nos valores de várias espécies na segunda medição (novembro de 2016) e, até mesmo, taxas de crescimento negativas, como ocorrido com a espécie regenerante ruderal *S. dulcis*. Zamith & Scarano (2006) relatam que, em experimento na restinga de Marapendi, no Rio de Janeiro, incrementos negativos em mudas ocorreram, provavelmente, devido a ação de ventos, já que muitos brotos foram encontrados quebrados, ainda que presos a varas de bambu.

O desempenho de *I. laurina* pode ser considerado muito bom, tendo em vista os altos déficits hídrico e de nutrientes na restinga. Tal performance era esperada, uma vez que a espécie possui uma vasta distribuição, desde o México, passando por quase toda América Central, América do Sul, até o Paraguai e norte da Argentina, sendo encontrada a 1500 m de altitude e em áreas de Cerrado e campos secos (Pennington, 1997). A espécie demonstra um alto grau de plasticidade, sendo também encontrada em áreas de planícies litorâneas e restingas arbóreas desde o Ceará até o oeste do Paraná (Garcia, 1988). Segundo Lorenzi (2002), *I. laurina* possui sementes recalcitrantes, madeiras resistentes a ventos e raízes profundas, qualidades que facilitam seu estabelecimento. A espécie *I. vera* também possui larga distribuição, desde a Colômbia, com alguns registros no sul da América Central, chegando a ser encontrada na Caatinga e no Cerrado (Pennington, 1997; Garcia, 1988), apesar de pouco encontrada no sul do Brasil (Burkart, 1979; Possete & Rodrigues, 2010). Desta forma, ambas se apresentam como espécies que podem ser priorizadas em futuros plantios em ambas as áreas.

Não só *I. laurina*, mas também *S. terebinthifolia* teve suas médias de altura e DAB registradas entre as maiores no trabalho supracitado de De Moraes *et al* (2006), mas para

o período de três anos, um ano a menos, portanto, que no presente estudo: respectivamente 4,35 m e 6,13 cm. Em áreas alagáveis na RPPN Caruara, as médias foram 1,06 m de altura e 4,19 cm de DAB, tendo ocorrido indivíduos com valores superiores a 2,5 m de altura e 8 cm de DAB.

Zamith & Scarano (2010) em experimentos em áreas inundáveis no Rio de Janeiro, RJ, observaram que espécies plantadas com maior altura tiveram, em muitos casos, maiores taxas de sobrevivência e desenvolvimento, uma vez que mudas mais altas evitam mais facilmente a possibilidade de imersão. Raulings *et al* (2007) observaram que mudas plantadas em montículos tiveram maiores taxas de sobrevivências que as demais, uma vez que a profundidade em que as mudas ficam submersas tão logo são plantadas vem a ser um fator de grande importância para a sobrevivência das mesmas. Apesar de a altura do lençol freático na RPPN Caruara não ser conhecido, esses manejos podem vir a ser boas estratégias a serem praticadas de modo a reduzir a mortalidade em tais áreas.

Os indivíduos regenerantes pertencentes a espécies dos plantios – que foram maioria, foram encontrados sempre em anéis com a presença da mesma espécie plantada ou próximo a indivíduos remanescentes, o que nos leva a crer que tiveram origem a partir de sementes produzidas das próprias mudas.

Ainda que a espécie zoocórica *C. flexuosa* não tenha apresentado nenhum indivíduo regenerante nos anéis, foi essa a espécie mais encontrada embaixo e ao redor de poleiros. A espécie possui sementes recalcitrantes envolvidas numa mucilagem adocicada, que a torna bastante apreciada por aves, insetos e outros animais (Silva *et al*, 2013; Fabricante *et al*, 2003), sendo, portanto, muito consumida, o que facilita sua dispersão (Zamith & Scarano, 2004). Assim sendo, embora a amostra disponível de poleiros não tenha sido grande, o alto número de regenerantes registrados sugere que a técnica vem sendo eficiente. É perceptível que plantios ainda não possuem altura suficiente para servirem como descanso ou abrigo para a avifauna dispersora, motivo pelo qual, essa espécie não tenha sido encontrada em nenhum anel. Desta forma, a instalação de mais poleiros, deve ser incentivada na RPPN Caruara.

Conclusões

A mortalidade de cerca de 50% ocorrida em ambas as áreas está de acordo com a encontrada em outros trabalhos em restinga, demonstrando que o plantio não fugiu do padrão conhecido atualmente para restinga.

As mudas plantadas em intercordões registraram os maiores valores de crescimento em altura (TCH), o que era esperado devido à maior disponibilidade hídrica no solo; os plantios em cordões tiveram maiores TCH, demonstrando que os indivíduos priorizam mais o estabelecimento no solo. Nenhuma espécie investiu mais no crescimento em altura que no secundário (em diâmetro), mas *F. tomentella* e *S. obtusifolium* tiveram estratégia diferente, priorizando mais o crescimento em diâmetro que em altura.

S. dulcis e *S. terebinthifolia* foram os regenerantes mais abundantes em cordões e intercordões, respectivamente. Não houve nenhum registro de regenerantes da espécie *C. flexuosa* nos anéis; entretanto, a espécie foi bastante encontrada sob e ao redor de poleiros, o que sugere uma forte relação com um dispersor animal (ave ou morcego). O elevado número de regenerantes encontrados associados aos poleiros demonstram que essa técnica produz bons resultados, devendo os gestores investir mais nessa prática.

CAPÍTULO II

ATRIBUTOS FOLIARES E O DESEMPENHO DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM CORDÕES E INTERCORDÕES DE RESTINGA

Introdução

Espécies vegetais podem apresentar uma alta plasticidade morfofisiológica, o que vem a viabilizar sua ocorrência em diferentes habitats e condições de recursos. As formas como as plantas se adaptam a seu ambiente físico e biótico podem ser observadas através de seus atributos funcionais. Tais atributos nada mais são que características morfológicas, fisiológicas, estruturais e fenológicas que influenciam o *fitness* do indivíduo (Nocket *et al*, 2016), influenciando, portanto, as taxas vitais de sobrevivência, crescimento e reprodução (Ackerly, 2003). Além disso, essas características funcionais também podem mediar as respostas das espécies ao seu ambiente ou à mudanças climáticas, bem como suas contribuições aos processos ecossistêmicos (Reich *et al*, 2003; Violle *et al*, 2007; Kattge *et al*, 2011; Lohbeck *et al*, 2012).

Por constituírem um ambiente de fortes restrições não só pelas altas temperaturas, mas também pelas baixas disponibilidades hídrica e de nutrientes, as restingas demandam dos organismos ali existentes algumas estratégias para que tenham êxito em seu estabelecimento, persistência e desenvolvimento (Weiher *et al*, 1999). Para compreender a importância de tais filtros ambientais é interessante comparar as estratégias que surgem em resposta a essas diferentes condições (Keddy, 1992; Weiher & Keddy, 1999).

Folhas, em particular, desempenham um papel fundamental na troca de energia e nutrientes entre o indivíduo e o meio; desta forma, o interesse sobre as enormes diferenças interespecíficas nos atributos foliares tem aumentado cada vez mais (Wright *et al*, 2004). Niinemets *et al* (2001) já relataram variabilidades intraespecíficas em atributos foliares de plântulas em resposta a luz e disponibilidade hídrica.

Assim sendo, foram selecionados cinco atributos foliares: área foliar, AF; espessura do limbo, ESP; conteúdo de massa seca foliar (leaf dry matter content), LDMC; massa foliar por área, MFA e suculência foliar, SUC, para serem testados como indicadores de desempenho de espécies de restinga em áreas de restauração ecológica. Estes atributos

têm sido considerados bons para avaliações de resposta de plantas à ambientes sujeitos a estresses (Medina *et al*, 1990; Witkowski & Lamont, 1991; Niinemets, 2001; Niinemets & Kull, 2003, Diaz *et al*, 2004). .Rosado & De Mattos (2007) analisaram ESP, MFA, SUC e densidade para inferir sobre a suscetibilidade de uma comunidade de restinga a alterações na disponibilidade de recursos e/ou condições ambientais ao longo do tempo. Os autores concluíram que houve uma convergência nas respostas das espécies para disponibilidade de água, com maiores valores de atributos nos meses mais secos.

As variações em AF são bastante relacionadas às variações climáticas, principalmente radiação solar e precipitação. Folhas menores tendem a ser selecionadas devido, entre outros fatores, aos estresses causados pela radiação solar, por diminuição da precipitação média anual e/ou disponibilidade hídrica no solo (Givnish, 1984; Stone & Bacon, 1995; Wolfe, 1995; McDonald *et al*, 2003) e diminuição da concentração de nutrientes no solo (Cunningham *et al*, 1999; Rodriguez *et al*, 1998; Ashton & Hall, 1992; Chapin, 1980; Dolph & Dilcher, 1980, McDonald *et al*, 2003).

Espécies que possuem folhas mais espessas são em geral encontradas em ambientes com maior irradiância e/ou pobres em recursos e em disponibilidade hídrica (Roche *et al*, 2004; Niinemets, 2001; Reich *et al*, 1998; Witkowski & Lamont, 1991). Os valores de ESP (Witkowski & Lamont 1991) muitas vezes podem estar relacionados à SUC (Kluge & Ting 1978), sendo que SUC está relacionada à quantidade de água armazenada na folha, onde altos valores geralmente estão relacionados a halófitas, xerófitas e plantas que apresentam o metabolismo ácido das crassuláceas (CAM) (Nobel, 1988; Lamont & Lamont, 2000; Schwinning & Ehleringer, 2001).

O conteúdo de massa seca foliar (LDMC) é a massa seca da folha dividida por sua massa saturada, sendo expressa em mg g^{-1} . Está relacionado com a densidade média dos tecidos foliares, sendo que folhas com alto valor desse atributo tendem a ser mais duras e mais resistentes a danos físicos, como vento, herbivoria, etc. (Turner, 1994). O LDMC vem sendo muito utilizado como indicador de estratégia de uso de recursos de espécies (Wilson *et al.*, 1999; Garnier *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2004). Em geral, espécies de ambientes perturbados e com baixa disponibilidade de nutrientes tendem a altos valores de LDMC.

A MFA mede o investimento da massa seca por unidade foliar interceptadora de luz (Wright *et al*, 2004), um atributo que reflete o custo de construção da folha baseado principalmente em carbono (Villar & Merino, 2001; Eamus *et al.* 1999). Espécies com maior MFA tendem a ter o limbo mais espesso ou um tecido mais denso, ou ambos, já

que esse atributo está relacionado a investimentos relativamente altos em defesas e maior longevidade das folhas (Cornelissen *et al.*, 2003). Em restingas, ambientes pobres em recursos, as espécies vegetais tendem a apresentar alta MFA, alta longevidade foliar e baixa concentração de nutrientes nos tecidos foliares, características estas que estão relacionadas ao uso conservativo de recursos (Niinemets, 2001; Wright *et al.* 2002, 2004). Já foi evidenciado que a MFA reflete os recursos previamente absorvidos e que espécies com baixa MFA exibem alta produtividade (Poorter & Van der Werf, 1998; Van der Werf *et al.*, 1998; Wilson *et al.*, 1999). Portanto, espécies com baixa MFA se estabelecem melhor em ambientes ricos em recursos enquanto espécies com alta MFA se estabelecem melhor em ambientes pobres em recursos (De la Riva *et al.*, 2016).

Desta forma, parte-se das premissas de que plantas de restinga, em geral, apresentam maiores valores de espessura do limbo (ESP), conteúdo de massa seca foliar (LDMC), massa foliar por área (MFA), e suculência foliar (SUC), e que intercordões apresentam maior disponibilidade hídrica e de nutrientes no solo. Assim, variações inter e intraespecíficas dessas características devem conferir um significado funcional importante para o sucesso no estabelecimento das espécies utilizadas em áreas de restauração ecológica neste ambiente, uma vez que variações nesses atributos estão normalmente associados à disponibilidade de recursos, tais como luz, água e nutrientes (Rosado & De Mattos, 2007).

Objetivo

Esse capítulo teve como objetivo avaliar se existe relação entre o conjunto de atributos funcionais selecionados e o desempenho das espécies plantadas em áreas secas e alagáveis de restinga. Os objetivos específicos foram:

- 1) Analisar se houve diferenças nos atributos foliares das espécies que tiveram altos e baixos desempenhos.
- 2) Comparar o comportamento das espécies plantadas em cordões com as de intercordões em relação aos atributos selecionados.

As hipóteses testadas no presente estudo foram:

- 1) As mudas plantadas em cordões apresentam maiores valores dos atributos (à exceção de área foliar) que as mudas plantadas em intercordões;

- 2) As espécies de melhor desempenho, seja em cordões ou intercordões, são aquelas que possuem um maior conjunto de atributos com alto valores.

Materiais e métodos

Escolha das espécies

A seleção das espécies que melhor e/ou pior se desenvolveram no plantio foi baseada na presença delas em ambas as áreas (cordões e intercordões), com ocorrência de no mínimo 12 indivíduos amostrados em cada área. Desta forma, as espécies selecionadas foram *Clusia hilariana*, *Guapira pernambucensis*, *Inga laurina*, *Inga vera*, *Maytenus obtusifolia*, *Psidium cattleianum* e *Schinus terebinthifolia*. A figura 16 mostra as distribuições das espécies de acordo com suas taxas de crescimento em altura (TCH) e em diâmetro (TCdab) observadas em quatro anos (maiores detalhes ver tabela 4, capítulo 3).

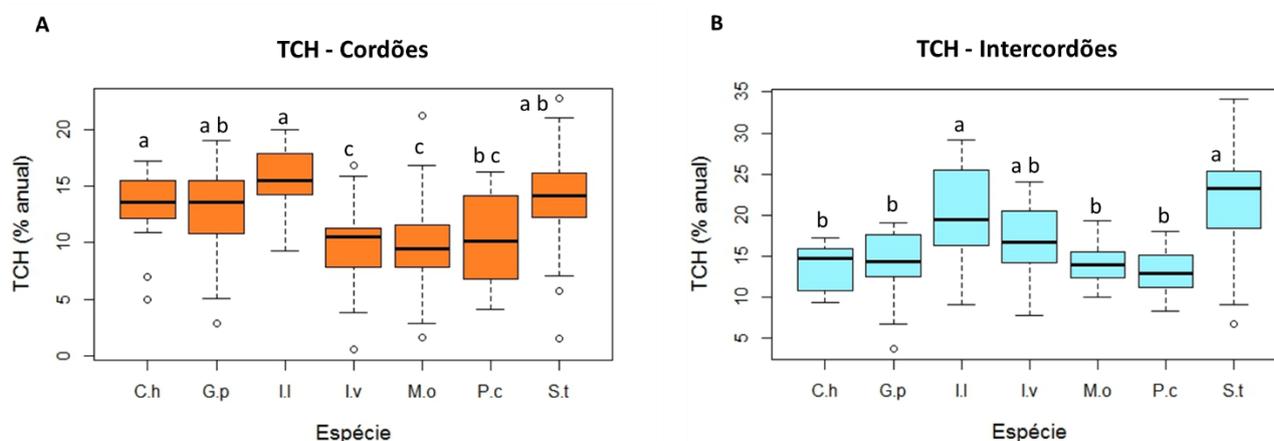


Figura 16: Comparação das taxas de crescimento em altura – TCH (A e B) e das taxas de crescimento em diâmetro – Tcdab (C e D) das espécies selecionadas em cordões e intercordões. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Letras iguais correspondem a similaridades significativas. Teste anova, p significativo ao nível de 0,05. Legenda: C.h = *Clusia hilariana*; G.p = *Guapira pernambucensis*; I.l = *Inga laurina*; I.v = *Inga vera*; M.o = *Maytenus obtusifolia*; P.c = *Psidium cattleianum*; S.t = *Schinus terebinthifolia*

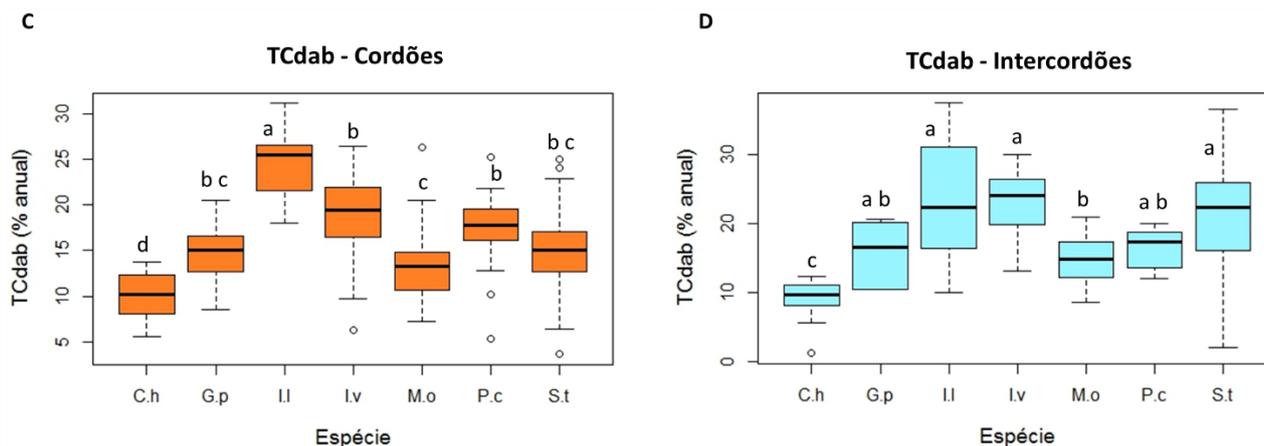


Figura 16 (cont): Comparação das taxas de crescimento em altura – TCH (A e B) e das taxas de crescimento em diâmetro – TCdab (C e D) das espécies selecionadas em cordões e intercordões. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Letras iguais correspondem a similaridades significativas. Teste anova, p significativo ao nível de 0,05. Legenda: C.h = *Clusia hilariana*; G.p = *Guapira pernambucensis*; I.l = *Inga laurina*; I.v = *Inga vera*; M.o = *Maytenus obtusifolia*; P.c = *Psidium cattleianum*; S.t = *Schinus terebinthifolia*

Amostras foliares

Entre o final de setembro e início de outubro de 2016, foram coletadas ao acaso quatro folhas totalmente expandidas e intactas de doze indivíduos em cordões e outros doze em intercordões, das espécies selecionadas: *Clusia hilariana*, *Guapira pernambucensis*, *Inga laurina*, *Inga vera*, *Maytenus obtusifolia*, *Psidium cattleianum*, e *Schinus terebinthifolia*. As folhas foram retiradas a partir da base do pecíolo, porém este não foi utilizado nas análises. Foliolos de folhas compostas foram considerados folhas para esse estudo.

Análises dos atributos

A área foliar foi medida através do medidor Li-cor, modelo 3100. As folhas foram hidratadas em água destilada por 24 horas. Logo após, foi medida a espessura de cada folha com um paquímetro digital (0,01mm) e depois o peso médio das folhas por indivíduo foi calculado numa balança eletrônica digital Shimadzu AY220 (0,001g). A partir daí as folhas foram colocadas em estufa à 55°C por 84 horas e depois pesadas novamente para medição da massa seca.

Análises dos dados

As espécies selecionadas foram submetidas à Análises de Variâncias simples (ANOVA one-way) para comparação dos desempenhos relativos às taxas de crescimento anuais em altura (TCH) e em diâmetro (TCdab). Os dados que não apresentaram normalidade ou homoscedasticidade foram ajustados e, quando necessário, transformados em logaritmos, possibilitando a realização da análise. As comparações múltiplas entre espécies foram analisadas através do teste Tukey HSD.

Para observar se houve diferenças intraespecíficas entre as espécies escolhidas, foi utilizado o teste t de Welch, para amostras Normais, e o teste U de Mann-Whitney, para amostras não-Normais, de modo a comparar as variáveis (AF, ESP, LDMC, MFA e SUC) entre as áreas.

As variáveis foram submetidas à Análise de Componentes Principais (ACP), para observação descritiva de como as espécies em cada área estão relacionadas com os atributos e observar quais se apresentam de forma mais distinta. A ACP é método de ordenação a partir do qual pode-se reconhecer padrões e explicar discrepâncias entre diversas variáveis correlacionadas. Consiste numa manipulação dos dados, reduzindo em poucas dimensões a matriz de distâncias entre os objetos, objetivando simplificar as variações presentes em muitas variáveis (James & McCulloch, 1990). Foram selecionados os atributos de maior importância, com maior peso (*loadings*) na combinação linear dos primeiros componentes principais, que são os mais importantes do ponto de vista estatístico (Neto & Moita, 1998).

Por fim, foram estabelecidos índices de valor de desempenho (IVD) e de atributos (IVA), através da soma dos pesos (2, 1 e 0) para cada espécie, com valor máximo de 8, onde 2 = maior, 1 = intermediário e 0 = menor. Os pesos relativos ao atributo Área Foliar (AF), no entanto, não participaram dessa análise, uma vez que se trata do único atributo que não está incluído na premissa de que altos valores indicam bom desempenho.

Com exceção da ACP, feita no software Statistica 7.0, todas as demais análises foram realizadas no software RStudio, versão 3.3.3.

Resultados

Análises Intraespecíficas

Foram poucas as diferenças intraespecíficas significativas entre as duas áreas, considerando-se os cinco atributos analisados nas sete espécies selecionadas. As diferenças encontradas foram mais relacionadas ao LDMC, que ocorreu com maior expressão em intercordões nas espécies *G. pernambucensis* ($p = 0,01$), *S. terebinthifolia* ($p = 0,023$) e *M. obtusifolia* ($p = 0,036$) (figuras 17 e 18). A ESP apresentou maiores valores em cordões para *C. hilariana* ($p = 0,03$) e *G. pernambucensis* ($p < 0,001$), enquanto a diferença intraespecífica para SUC ocorreu apenas para *G. pernambucensis* ($p < 0,001$), com maiores valores também em cordões. AF diferiu apenas para *M. obtusifolia* com maiores valores em intercordões ($p = 0,02$). MFA, por sua vez, diferiu apenas para *P. cattleianum*, ocorrendo com maiores valores em intercordões ($p = 0,014$; figuras 17 e 18).

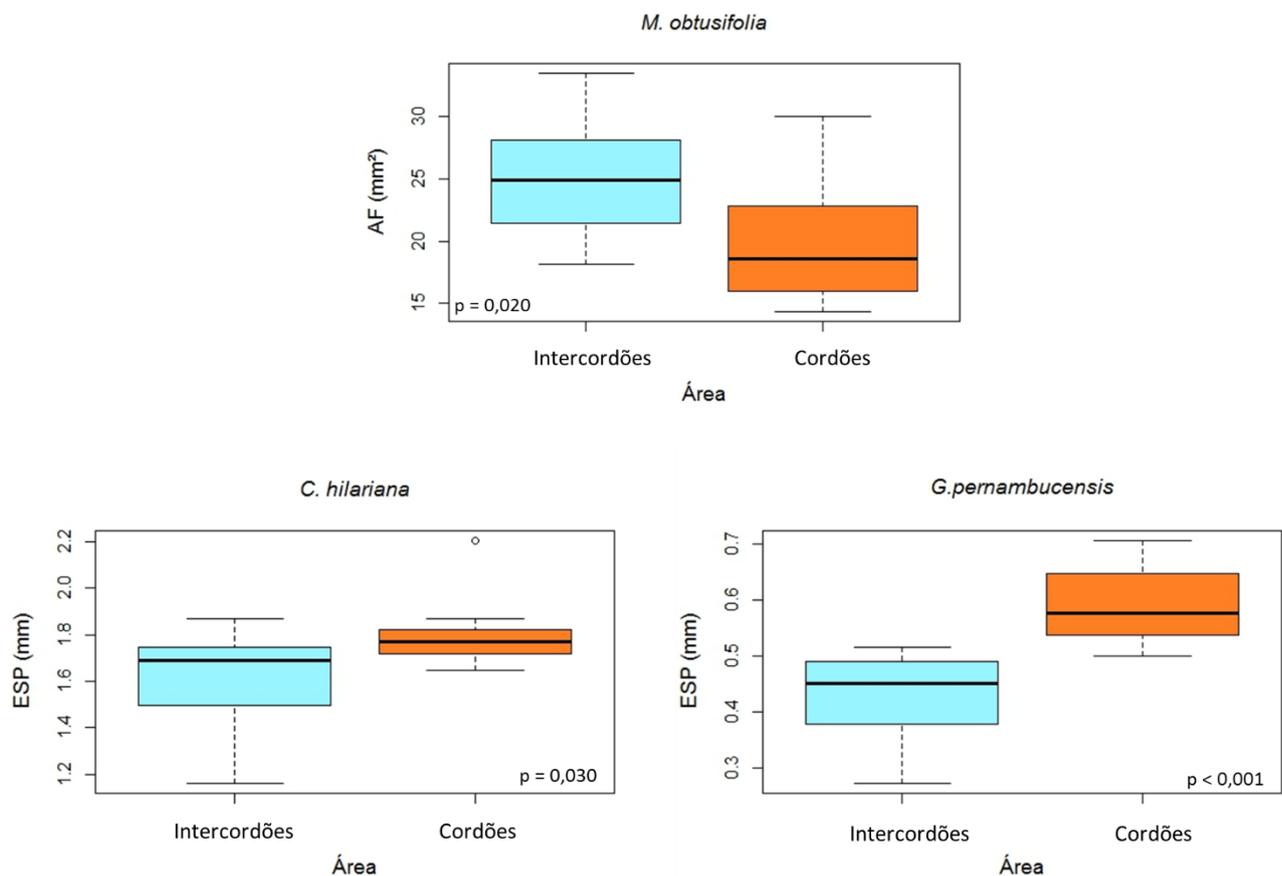


Figura 17: Comparação das distribuições que apresentaram diferenças significativas em cordões e intercordões para valores do atributo Espessura (ESP) em *C. hilariana* e dos atributos Conteúdo de massa seca foliar (LDMC) e Suculência (SUC) para *G. pernambucensis*. Teste Mann Whitney e teste t de Welch, p significativo ao nível de 0,05. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos.

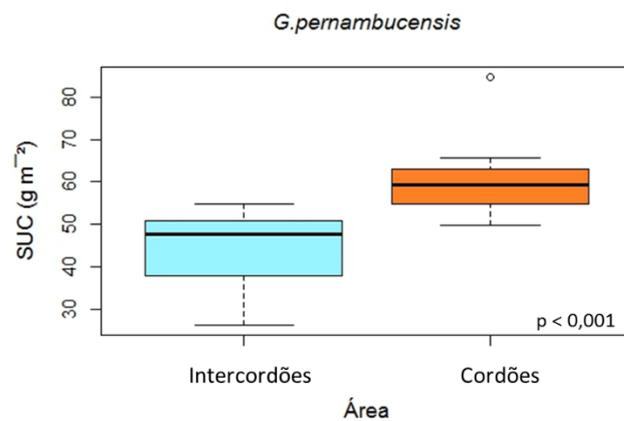
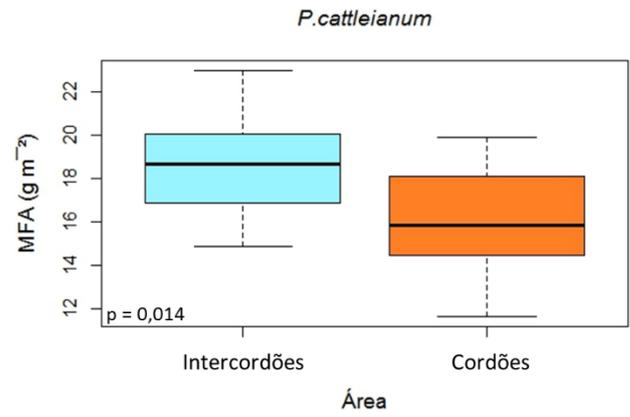
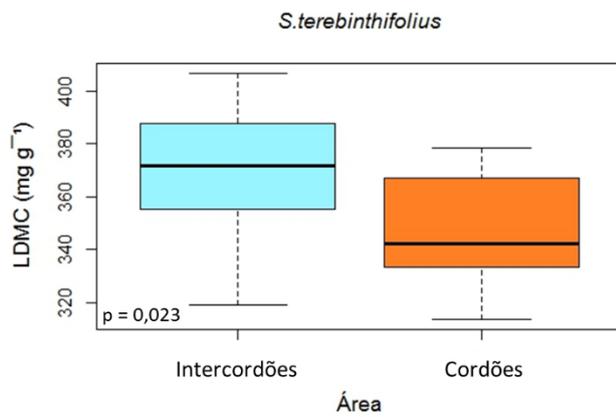
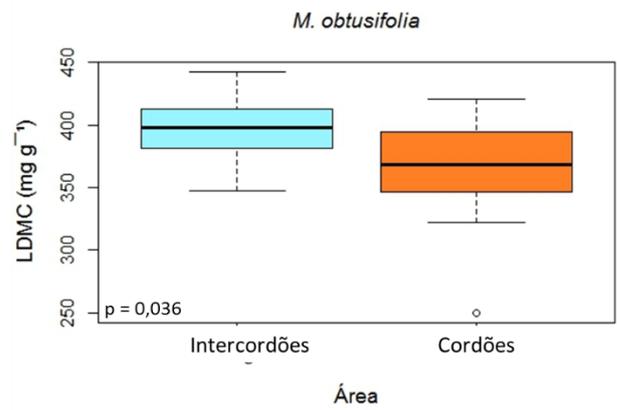
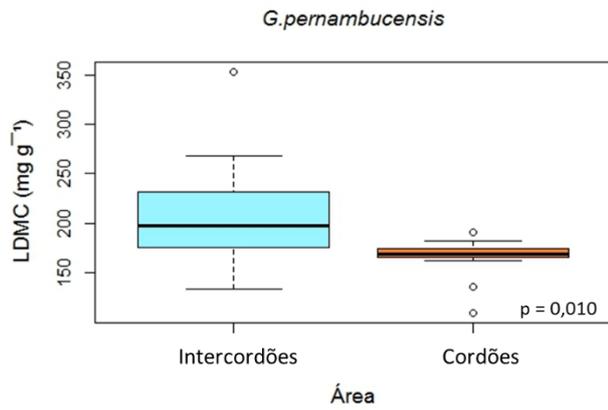


Figura 17 (cont.): Comparação das distribuições que apresentaram diferenças significativas em cordões e intercordões para valores do atributo Espessura (ESP) em *C. hilariana* e dos atributos Conteúdo de massa seca foliar (LDMC) e Suculência (SUC) para *G. pernambucensis*. Teste Mann Whitney e teste t de Welch, p significativo ao nível de 0,05. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos.

Análises Interespecíficas

Clusia hilariana apresentou valores médios bem mais altos, em comparação com as demais espécies, para todos os atributos, exceto para LDMC, cujo valor situou-se entre os mais baixos encontrados, maior apenas que o observado para *G. pernambucensis*. Os mais baixos valores de ESP foram observados para *I. laurina*, *I. vera* e *S. terebinthifolia*, espécies que também contaram com os menores valores de SUC, juntamente com *M. obtusifolia* e *P. cattleianum*. De maneira geral, não foram observadas muitas diferenças na distribuição gráfica das espécies em cada uma das áreas (figura 19).

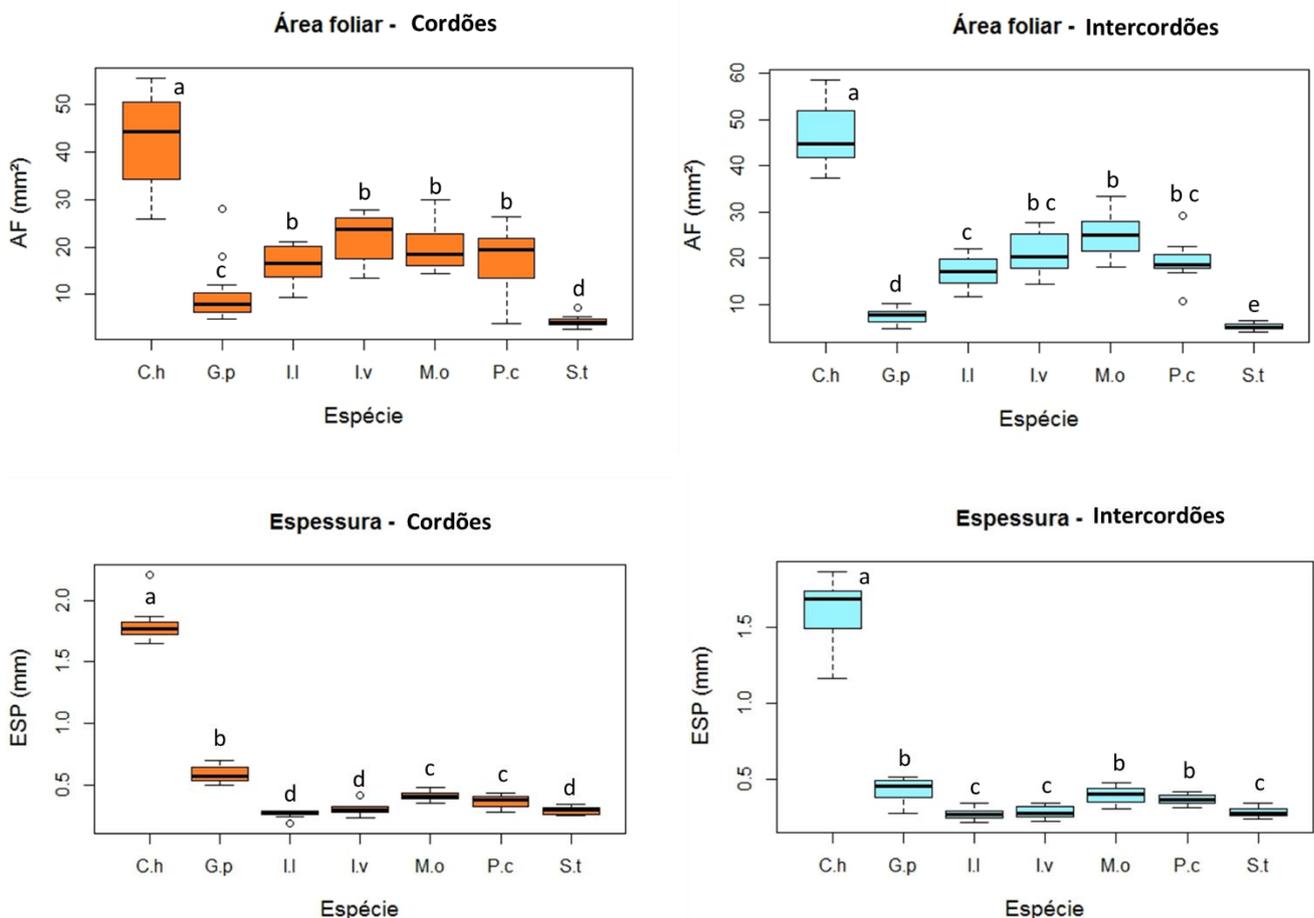


Figura 18: Comparações por grupos em cordões (colunas da esquerda) e intercordões (colunas da direita). Letras correspondem similaridades significativas entre as espécies amostradas. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Teste anova, p significativo ao nível de 0,05.

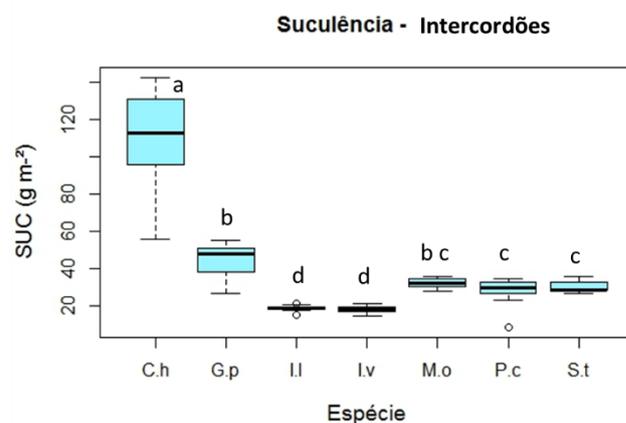
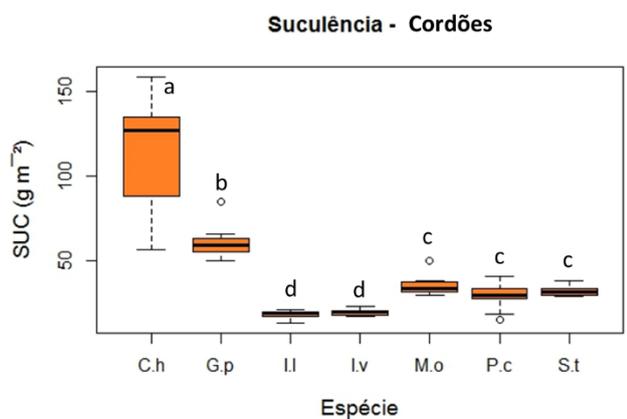
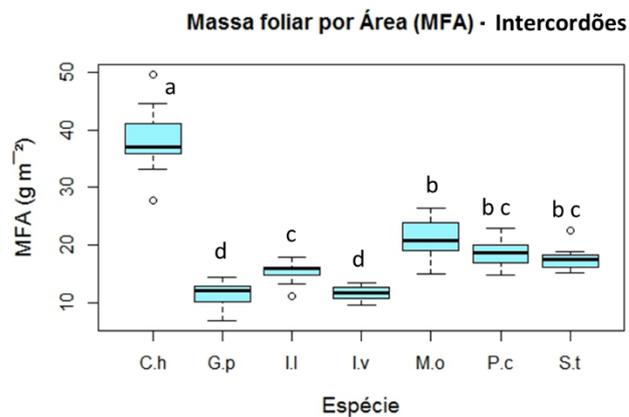
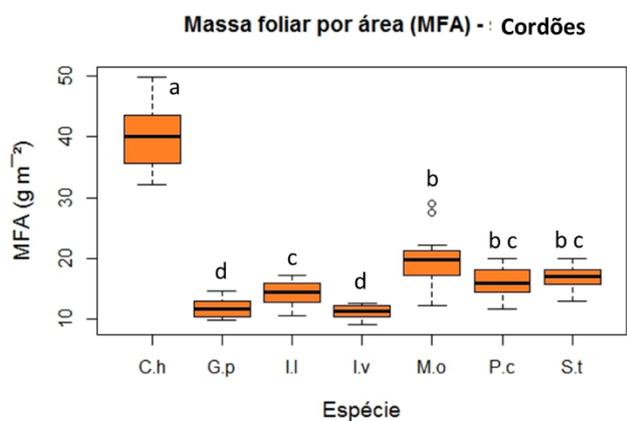
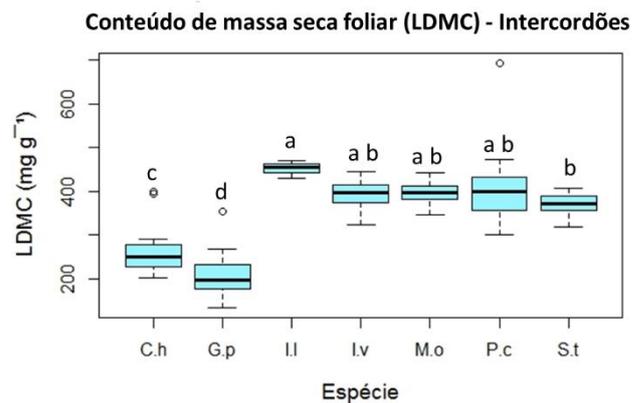
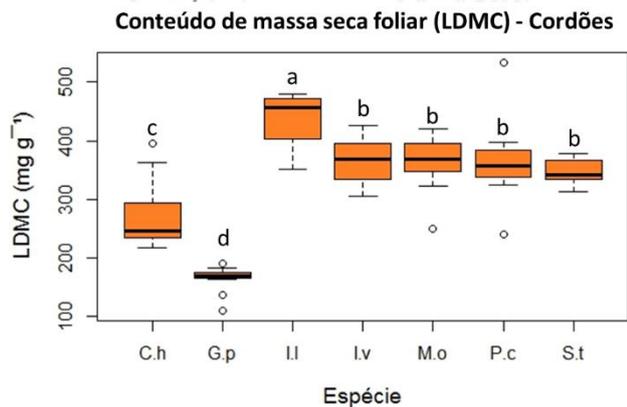


Figura 18 (cont.): Comparações por grupos em cordões (colunas da esquerda) e intercordões (colunas da direita). Letras correspondem similaridades significativas entre as espécies amostradas. Os boxes, delimitados pelo 1º e 3º quartis, contêm 50% dos dados onde a mediana é representada pela linha horizontal interna de cada box. As linhas horizontais mais externas representam os valores mínimos e máximos. Teste anova, p significativo ao nível de 0,05.

Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise foi feita inicialmente considerando-se todos os atributos; no entanto, após uma avaliação das correlações entre as variáveis, ESP foi retirada da análise, uma vez que apresentou forte correlação com SUC e MFA.

O resultado da ACP mostrou que os dois primeiros eixos explicaram mais que 95% da variação total dos dados (tabela 10). O eixo 1 explicou 69,04% da variância e evidenciou relação negativa com SUC ($r = -0,97$), MFA ($r = -0,92$) e AF ($r = -0,85$; tabela 10). O segundo eixo explicou 26,39%, sendo relacionado negativamente com LDMC ($r = -0,86$), enquanto o terceiro eixo explicou pouco mais de 4% da variância, não apresentando, portanto, muito significado biológico (tabela 10). Assim sendo, as projeções foram feitas utilizando-se apenas os fatores 1 x 2 por se tratarem dos mais representativos (Figura 19).

Tabela 10: Autovalores e percentual da variância explicada de cada componente da análise de componentes principais (PCA)

Componentes	Autovalores			
	Extração dos componentes principais			
	Autovalores	% da variância explicada	Autovalores acumulados	% da variância explicada acumulada
1	2,761913	69,04782	2,761913	69,0478
2	1,055973	26,39931	3,817885	95,4471
3	0,173353	4,33382	3,991238	99,7809
4	0,008762	0,21905	4,000000	100,0000

Tabela 11: Matriz de correlação entre as variáveis e os componentes principais ($p < 0,05$). Valores em destaque representam as contribuições mais importantes das variáveis para cada fator.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
AF	-0,85	-0,44	0,31	-0,01
LDMC	0,50	-0,86	-0,09	0,04
MFA	-0,92	-0,29	-0,25	-0,05
SUC	-0,97	0,21	-0,08	0,07

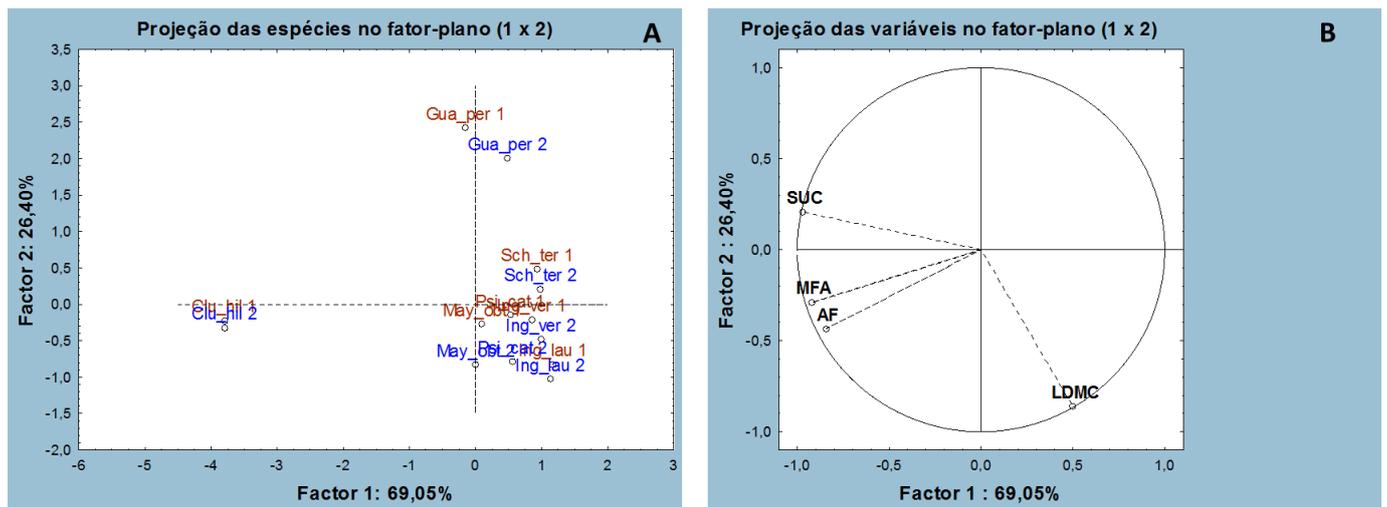


Figura 19: Projeções das espécies (A) e das variáveis (B) entre fatores 1 e 2 da PCA. Legenda: Clu_hil = *Clusia hilariana*, Gua_per = *Guapira pernambucensis*, Ing_lau = *Inga laurina*, Ing_ver = *Inga vera*, May_obt = *Maytenus obtusifolia*, Psi_cat = *Psidium cattleianum*, Sch_ter = *Schinus terebinthifolia*. 1 = cordões; 2 = intercordões.

Os resultados não mostraram diferenças intraespecíficas entre áreas em relação aos atributos correlacionados. Entretanto, é nítida a diferenciação interespecífica, com a formação de quatro grupos:

- 1) *C. hilariana* posicionada num extremo do componente 1, se separando das demais espécies, principalmente em função de seus altos valores de SUC, MFA e AF;
- 2) *G. pernambucensis* se destacando das demais espécies em função de sua forte relação negativa com LDMC no componente 2;
- 3) *S. terebinthifolia* que em função de seus valores intermediários de LDMC, ocupou uma posição intermediária em relação a distribuição das espécies no componente 2 e 4) grupo formado pelos restantes das espécies (*I. laurina*, *I. vera*, *M. obtusifolia* e *P. cattleianum*) e que possuem valores de atributos bem similares, tanto no componente 1 quanto no componente 2.

Visando avaliar o efeito de *C. hilariana* na análise, uma nova ACP foi realizada excluindo-se a espécie, uma vez que esta se posicionou isoladamente numa extremidade do eixo 1. Nesta análise foi observado que os três primeiros eixos explicaram quase 100% das variâncias (tabela 14), sendo que o componente 1 explicou 60,76%, tendo como variáveis mais fortemente correlacionadas, LDMC ($r = -0,97$) e AF ($r = -0,70$), negativamente, e SUC ($r = 0,88$), positivamente (tabela 13). O segundo componente explicou 23,04%, sendo relacionado positivamente com MFA ($r = 0,87$), enquanto o

terceiro componente foi correlacionado positivamente com AF ($r = 0,70$), explicando apenas 15,78% da variação total dos dados (tabelas 12 e 13). As projeções foram feitas, portanto, utilizando-se os componentes 1 x 2, que juntos explicam 83,8% da variância (Figura 20).

Tabela 12: Autovalores e percentual da variância explicada de cada componente da análise de componentes principais (PCA) sem a presença de *C. hilariana*.

Autovalores				
Extração dos componentes principais				
Componentes	Autovalores	% da variância explicada	Autovalores acumulados	% da variância explicada acumulada
1	2,430433	60,76082	2,430433	60,7608
2	0,921870	23,04676	3,352303	83,8076
3	0,631498	15,78745	3,983801	99,5950
4	0,016199	0,40497	4,000000	100,0000

Tabela 13: Matriz de correlação entre as variáveis e os componentes principais ($p < 0,05$) em análise sem a presença de *C. hilariana*. Valores em destaque representam as contribuições mais importantes das variáveis para cada fator.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
AF	-0,70	-0,14	0,70	0,00
LDMC	-0,97	0,00	-0,24	-0,09
MFA	-0,48	0,87	-0,01	0,03
SUC	0,88	0,37	0,28	-0,08

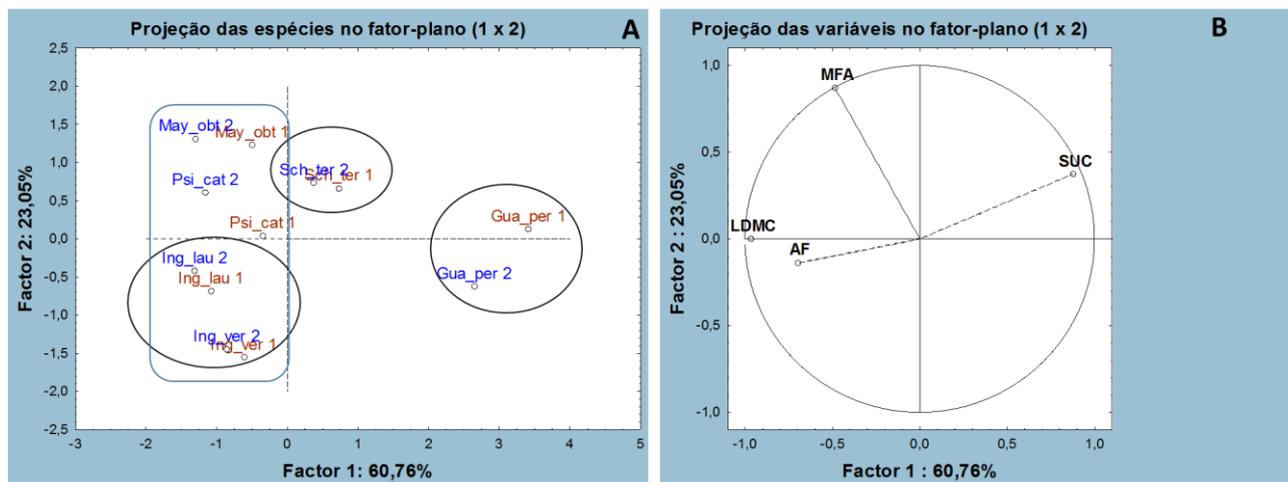


Figura 20: Projeções das espécies (A) e das variáveis (B) entre fatores 1 x 2 da PCA na ausência de *C. hilariana*. Legenda: Gua_per = *Guapira pernambucensis*, Ing_lau = *Inga laurina*, Ing_ver = *Inga vera*, May_obt = *Maytenus obtusifolia*, Psi_cat = *Psidium cattleianum*, Sch_ter = *Schinus terebinthifolia*. 1 = cordões; 2 = Intercordões.

As análises que não consideraram *C. hilariana*, demonstraram que em relação à distribuição das espécies no componente 1, fica evidente a formação de três grupos:

- 1) *G. pernambucensis* isolando-se das demais espécies na forte relação com SUC e na baixa relação com LDMC;
- 2) *S. terebinthifolia* que respondeu com posição intermediária neste componente;
- 3) as demais espécies, que apresentaram uma forte relação com LDMC.

Avaliando a distribuição deste último grupo em relação ao componente 2, fica evidente que o atributo MFA é o fator que segrega bem *I. laurina* e *I. vera* de, *P. cattleianum* e *M. obtusifolia*.

Índices de valor de desempenho (IVD) e de atributos (IVA)

Os desempenhos das espécies baseados na TCH e TCdab encontrados (figura 16), podem ser melhor compreendidos através do Índice de valor de desempenho (IVD; tabela 14). Já os maiores e menores valores dos atributos para cada espécie estão representados pelo Índice de valor de atributos (IVA; tabela 15).

Tabela 14: Índices de valor de desempenho (IVD) das espécies selecionadas em relação às taxas de crescimento anuais em altura (TCH) e em diâmetro (TCdab) e aos atributos foliares. Legenda: 2 = maior; 1 = intermediária; 0 = baixa.

ESPÉCIE	TCH anual		TCdab anual		Total	
	Seca	Alag	Seca	Alag	Seca	Alag
<i>C. hilariana</i>	2	0	0	0	2	0
<i>G. pernambucensis</i>	2	0	1	2	3	2
<i>I. laurina</i>	2	2	2	2	4	4
<i>I. vera</i>	0	1	2	2	2	3
<i>M. obtusifolia</i>	0	0	0	0	0	0
<i>P. cattleianum</i>	0	0	2	2	2	2
<i>S. terebinthifolius</i>	2	2	1	2	3	4
Total	8	5	8	10	16	15

Tabela 15: Índices de valor de atributos (IVA) das espécies selecionadas em relação aos atributos foliares. Legenda: “+” = maior; “±” = intermediária; “-“ = menor. AF = Área foliar; ESP = Espessura; LDMC = Conteúdo de massa seca foliar; MFA = Massa foliar por área; SUC = Suculência.

ESPÉCIE	AF		ESP		LDMC		MFA		SUC		Total	
	Seca	Alag	Seca	Alag								
<i>C. hilariana</i>	2	2	2	2	0	0	2	2	2	2	6	6
<i>G. pernambucensis</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2	3	3
<i>I. laurina</i>	2	1	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
<i>I. vera</i>	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
<i>M. obtusifolia</i>	2	2	0	1	2	2	1	1	0	0	3	4
<i>P. cattleianum</i>	2	2	0	1	2	2	1	1	0	0	3	4
<i>S. terebinthifolius</i>	0	0	0	0	2	1	1	1	0	0	3	2
Total	10	9	3	5	10	9	5	5	4	4	22	23

As espécies com maiores IVD nos cordões (*G. pernambucensis*, *I. laurina* e *S. terebinthifolia*) apresentaram IVA variando entre 2 e 3, enquanto que para as de menor IVD (*M. obtusifolia*, *C. hilariana*, *I. vera* e *P. cattleianum*), o IVA variou entre 2 e 6. Em relação a áreas de intercordões, foi observado que as espécies *I. laurina*, *I. vera* e *S. terebinthifolia* tiveram maior IVD, no entanto, apresentaram os mais baixos valores de IVA (2). Já as espécies que ocorreram com os mais baixos desempenhos em intercordões, *C. hilariana* e *M. obtusifolia*, tiveram os mais altos IVA (6 e 4).

Discussão

As análises intraespecíficas mostraram que ocorreram diferenças significativas para alguns atributos entre as áreas. Todavia, essas diferenças não foram fortes o suficiente para explicar um melhor ou pior desempenho das espécies, conforme esperado. O fato de atributos como ESP e SUC terem sido maiores em cordões já era previsto, visto que nessas áreas secas as espécies tendem a possuir uma estratégia mais conservativa no uso de recursos (Diaz et al.2014; Wright *et al*, 2002, 2004; Niinemets, 2001). Entretanto, LDMC foi encontrado com maiores valores em algumas espécies em áreas alagáveis. Desta forma, a hipótese de que espécies plantadas em intercordões apresentariam todos os atributos – exceto AF, com valores menores do que observados em cordões, foi parcialmente confirmada. Isso, provavelmente, pelo fato das condições ambientais em área de restinga serem tão restritivas que acabam atuando como fortes filtros ambientais, o que acaba levando a uma convergência de atributos nas comunidades (Grime, 2006). Ou seja, as diferenças ambientais entre as áreas de cordões e intercordões não são

grandes o suficiente para alterar alguns atributos que respondem mais fortemente a condições extremas, características do ecossistema como um todo. Filtros ambientais em restingas são tão severos que as espécies e seus atributos são selecionados e mantidos. Na área de estudo, as ações destes filtros são potencializadas, já que se trata de uma área que foi altamente impactada por atividades antrópicas (Ecologus, 2012).

Uma vez que altos valores de MFA indicam maior investimento de carbono nas folhas, caracterizando uma estratégia conservativa geralmente associada a ambientes com baixa disponibilidade de água e nutrientes (Shaver, 1983; Niinemets, 2001), os resultados obtidos não contribuem com a expectativa de que haja diferenças importantes entre disponibilidade de nutrientes e água no solo entre as áreas que possam levar diferenças no desempenho das espécies.

Diferentemente do esperado, não foi observado um sinergismo ou um efeito em conjunto de diferentes caracteres que pudessem explicar as melhores ou piores desempenhos das espécies, visto que não foi possível associar alto IVD com alto IVA e nem baixo IVD com baixo IVA, conforme esperado em função do fato de que altos valores desses caracteres terem significado funcional em restingas (Rosado & Arcoverde, 2007). A associação tampouco se deu inversamente, como, por exemplo, alto IVD e baixo IVA, demonstrando que não há qualquer relação entre os atributos escolhidos e os desempenhos das espécies selecionadas.

Embora *M. obtusifolia* e *P. cattleianum* - espécies que tiveram baixas TCH em ambas as áreas, tenham compartilhado os menores valores de ESP e SUC e os maiores valores de LDMC, esses resultados são incapazes de ser generalizados para o estudo, já que *I. laurina* e *S. terebinthifolia*, com bons desempenhos gerais, também tiveram exatamente os mesmos resultados para os mesmos atributos. Além disso, *S. terebinthifolia* e *M. obtusifolia* tiveram relação com MFA na PCA, na ausência de *C. hilariana*. Ou seja, ao compararmos as espécies com desempenhos melhores e piores, observa-se que ambas se comportaram de forma bastante similar com relação aos valores de cada atributo, o que corrobora a ideia de que as características aqui analisadas não foram suficientes para explicar os desempenhos das espécies selecionadas.

As análises interespecíficas apontam *C. hilariana* como uma espécie bem diferenciada das demais em quase todos os atributos, tendo apresentado o maior valor de IVA (8) tanto para cordões quanto em intercordões. Comparada às demais espécies, *G. pernambucensis* acompanha *C. hilariana*, porém com valores mais intermediários, embora possua os mais baixos valores de LDMC. Os resultados da PCA reforçaram os resultados

destas análises interespecíficas ao separar *C. hilariana* das demais espécies e evidenciando sua baixa relação com LDMC, bem como a de *G. pernambucensis*.

I. laurina e *I. vera* foram as espécies que apresentaram os mais baixos valores de três dos cinco atributos estudados. O fato de fabáceas possuírem simbiose com bactérias nitrificantes (Poole; Allaway, 2000; Ludwig *et al*, 2003; Moreira; Siqueira, 2006) pode estar permitindo às espécies de Inga manterem uma estratégia menos conservativa em relação a alguns recursos, visto que adquirem nitrogênio de forma facilitada. Se isso for verdade, o benefício pode estar sendo utilizado nos crescimentos em diâmetro e em altura dessas espécies, visto que ambas contaram com bons desempenhos gerais.

Com relação ao desempenho das espécies, o estudo mostrou-se inconclusivo. Resultados mais robustos através de análises temporais (Garnier, 2002; Rosado & de Mattos, 2007; Mitchell *et al*, 2008) e envolvendo um maior número de atributos, assim como análises de nutrientes foliares e de solo eventualmente poderão resultar numa melhor compreensão sobre a eficiência no uso de nutrientes e, conseqüentemente, na plasticidade das espécies e nas possíveis diferenças entre as áreas estudadas.

Clusia hilariana

Observando os resultados de *C. hilariana* comparados aos demais, esta espécie ocorreu com o maior valor de IVA (6 de um valor máximo de 8) entre as espécies estudadas, ocorrendo com os mais altos valores de atributos como MFA, ESP e SUC. Alto valores destes atributos indicam que a espécie investe em folhas mais resistentes, com maior aporte de carbono, gerando folhas com mais lignina e esclereídeos (Chabot & Hicks 1982; Reich *et al*. 1992). Trata-se de uma estratégia conservativa geralmente associada a ambientes com baixa disponibilidade de água e nutrientes (Shaver, 1983; Niinemets, 2001). A restrição de nutrientes ou água no solo pode levar a esse tipo de resposta no valor de MFA. É possível dizer que, dentre as espécies do estudo, *C. hilariana* é a mais adaptada ao ambiente em que vive, já que altos valores de MFA, ESP e SUC indicam eficiência no uso de nutrientes (Turner 1994; Wright & Cannon 2001, Niinemets, 2001), refletindo espécies que ocorrem em ambientes pobres em nutrientes e/ou sujeitos a uma menor disponibilidade hídrica (Medina *et al*. 1990; Wright & Cannon 2001; Niinemets & Kull, 2003), apesar do baixo LDMC.

Embora as TCdab de *C. hilariana* terem sido baixas, vale destacar que a espécie deve investir no crescimento em diâmetro nos primeiros meses de vida ou nos primeiros

anos após o plantio, uma vez que, *C. hilariana* foi uma das espécies com maior diâmetro registradas no estudo e os cálculos da TCdab ocorreram baseados apenas nos seis meses entre as duas medições no ano de 2016 (vide capítulo 3). Isso leva a crer que pode ter havido investimento prévio da espécie na espessura do caule.

Os altos valores de ESP podem não só estar relacionados com a alta SUC, mas também com a MFA, através de maior quantidade de camadas de mesófilo e/ou maior espessura das mesmas (Pérez-Harguindeguy, 2013). Entretanto, a difusão de CO₂ também deve ser menor em folhas mais espessas (menor condutância no mesófilo) devido ao fato de os caminhos de difusão acabarem sendo mais longos (Pérez-Harguindeguy, 2013). Como *C. hilariana* possui estratégia CAM de fixação de carbono, isso não vem a ser um grande problema, visto que a abertura dos estômatos pode se dar de forma menos restritiva e com menor perda d'água por evapotranspiração, fato este que pode explicar maior valor de SUC nessa espécie que nas demais. Por outro lado, a acumulação de compostos fotossintéticos oriundos de taxas fotossintéticas maiores por unidade de área, também pode explicar maiores valores de ESP.

De toda forma, apesar de *C. hilariana* ter registrado os maiores valores de IVA (6), isso não parece ser algo que a diferencie tanto das demais espécies em termos de desempenho, quando os parâmetros considerados são as taxas de crescimento em altura e em diâmetro. É notório que os atributos utilizados nesse estudo não foram capazes, isoladamente ou em conjunto, de explicar plenamente o desempenho em crescimento das espécies escolhidas. Para tal, atributos ligados à raiz (Pérez-Ramos *et al.* 2012; Fort *et al.*, 2015; Prieto *et al.* 2015), por exemplo, podem ser mais explicativos, embora de bastante difícil medição, além de outros fatores como deciduidade foliar e, conforme já citado, a eficiência de uso de nutrientes foliar.

Conclusões

Os resultados aqui apresentados para os atributos analisados sugerem que não existe forte relação entre o desempenho comparativo das espécies e um determinado atributo ou mesmo o conjunto destes. Apesar de ter havido algumas diferenças nos atributos entre as espécies, não foi possível destacar nenhum atributo que pudesse ter relação com o desempenho das mesmas. Os resultados mostraram também que não

existe diferença intraespecífica significativa para os atributos selecionados quanto as espécies plantadas no cordão ou em intercordões.

C. hilariana foi a espécie mais diferenciada das demais em quase todos os atributos, seguida por *G. pernambucensis*, com altos valores de ESP, MFA e SUC, embora baixos valores de LDMC.

Fica evidente que um estudo analisando um maior conjunto de atributos e, eventualmente, considerando-se também uma análise temporal, pode ser mais revelador.

DISCUSSÃO GERAL

No Brasil, a Mata Atlântica concentra muitos dos esforços de restauração ecológica, mas os ecossistemas a ela associados são normalmente negligenciados (Smith *et al*, 2001; Scarano, 2002). Nesse contexto, os modelos de restauração em áreas de restinga estão em constante evolução, visto que se trata de um ecossistema com poucas ações estabelecidas e cujas técnicas de reflorestamento utilizadas são ainda mais recentes e ainda não tão bem avaliadas (Zamith & Scarano, 2003). Além disso, monitoramentos de plantios são essenciais para identificar falhas e acertos nas ações tomadas, permitindo maior sucesso do programa.

É possível afirmar que o modelo utilizado no plantio realizado no ano de 2012 na RPPN Fazenda Caruara vem contribuir para ampliação de nosso conhecimento sobre o processo de restauração ecológica em áreas de restinga. Nossos resultados indicaram que o modelo contou com um relativo sucesso. Os percentuais de mortalidade, assim como a diversidade das espécies plantadas estão de acordo com os números encontrados nos poucos trabalhos realizados em restinga (Scarano, 2004), como também em floresta ombrófila densa e estacional semidecidual (Zamith & Scarano, 2004; Correia *et al*, 2012; Correia & Crepaldi, 2012). Isso não significa, porém, que a taxa de mortalidade não possa ainda ser reduzida. O presente trabalho aponta para a importância da fase de seleção das espécies para plantio e vem auxiliar com informações não só sobre a área em si, mas também sobre as principais espécies a serem utilizadas em projetos futuros de restauração em cordões arenosos e intercordões em restinga. Dito isso, observou-se que as áreas de intercordões na região são viáveis para o estabelecimento de uma diversidade de espécies vegetais tão alta quanto as de cordão arenoso, desde que respeitada a seleção de espécies para cada área. Através de conhecimento empírico, esse cuidado com a escolha de espécies foi feito no plantio da RPPN Caruara, o que contribuiu para um percentual de mortalidade similar entre as áreas.

Os resultados demonstraram, ainda, a importância de técnicas de nucleação, em especial, de poleiros artificiais. Foi visto que a regeneração foi bastante presente sob e ao redor dos poleiros estabelecidos em ambas as áreas estudadas, mostrando o quão eficientes podem ser num programa de restauração, conforme já destacado por Reis *et al* (2003) e Bechara (2006).

Espécies como *Cordia taghayensis*, *Clusia hilariana*, *Sapium glandulatum* e *Tapirira guianensis* tiveram baixo TCdab geral, apesar de alto DAB. Isso pode levar a crer que essas espécies podem ter tido taxas de diâmetro mais altas nos primeiros anos após o plantio e no período de 6 meses da medição desse estudo não terem sido tão importantes. Curiosamente, entretanto, espécies da família Myrtaceae tiveram baixos desempenhos, embora essa família seja uma das mais abundantes em áreas de restinga. É possível que tais espécies estejam investindo mais no enraizamento que as demais, como estratégia de estabelecimento e/ou de melhor acesso ao lençol freático.

Nesse estudo, embora as espécies em intercordões terem contado com maiores altura, diâmetro e taxas de crescimento em altura (TCH) que as de cordões, as maiores taxas de crescimento em diâmetro (TCdab) ocorreram nos cordões. Ainda que os valores de TCH e TCdab tenham sido significativamente diferentes entre as áreas, no estudo dos atributos funcionais não foram observadas grandes dissimilaridades intraespecíficas entre indivíduos em cordões e intercordões no tocante às características foliares das espécies selecionadas, esperado. Ou seja, espécies ou plantas que apresentaram altos valores de IVA, não necessariamente foram as que melhor se estabeleceram.

As análises interespecíficas demonstraram que *C. hilariana*, isolou-se das demais espécies no estudo de atributos funcionais; isso pode ser relacionado ao fato dessa espécie possuir o metabolismo ácido das crassuláceas (CAM; Franco *et al.* 1999). *Maytenus obtusifolia* contou com as mais baixas taxas de crescimento gerais, enquanto *Inga laurina* obteve as maiores (vide tabela 3, capítulo 3). Independentemente deste fato, ambas não se diferenciaram quanto ao IVA. Desta forma, podemos destacar que mesmo que a seleção de espécies tivesse sido feita com base nos desempenhos das espécies, os atributos foliares escolhidos não seriam, isoladamente, bons preditores de desempenho para este tipo de ambiente. Assim, parece que AF, ESP, LDMC, MFA e SUC, embora importantes para indicadores de resposta a ambientes estressantes, não são atributos tão relevantes para observação comparativa do desempenho de plantas em áreas de restinga. Outros fatores tais como biomassa de raiz e eficiência de uso de nutrientes podem desempenhar papel mais relevante para esse fim.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados trazidos nesse trabalho, pode-se melhorar o sucesso do estabelecimento dos plantios na região onde se encontra a RPPN Caruara através de algumas pequenas modificações na seleção de espécies. Ainda que haja uma redução na riqueza, sugere-se incrementar o plantio de espécies com maiores taxas de crescimento e sucesso de estabelecimento e cobertura do solo, tais como *Cecropia pachystachya*, *Tapirira guianensis*, *Cordia taguahyensis*, *Sapium glandulatum* e *Inga vera* em intercordões e de *Protium heptaphyllum*, *Tocoyena bullata*, *Guapira pernambucensis* e *Coccoloba alnifolia* em cordões. *C. pachystachya* também respondeu bem em áreas secas; entretanto, tornam-se necessárias mais observações, visto que o número de indivíduos amostrados foi muito baixo ($n = 2$). Já a espécie *Scutia arenicula* deve ter plantio incentivado em cordões, não só por se tratar de uma espécie ameaçada de extinção, como também pelo fato de contar com boa TCdab, embora baixo TCH.

Ainda que as quantidades de indivíduos de *Inga laurina* terem sido altas nos plantios, sugere-se manter ou ainda aumentar o uso dessa espécie em projetos de restauração ecológica em áreas de restinga, uma vez que apresentara muito bons desempenhos tanto em cordões como em intercordões, além de boa arquitetura de copa e, conseqüentemente, sombreamento, o que permite uma melhoria nas condições microclimáticas para o estabelecimento de outras espécies. *S. terebinthifolia* também apresentou muito bom desempenho; entretanto, o seu uso no plantio deve ser pensado com cautela, devido à possibilidade de a espécie poder se tornar dominante e atuar como inibidora da regeneração em curso na área.

Por fim, os poleiros artificiais mostraram-se bons instrumentos facilitadores da regeneração natural, devendo ser incentivada a construção de mais unidades nos plantios em cordões e intercordões.

REFERÊNCIAS

- ACKERLY, D. D. Community assembly, niche conservatism and adaptive evolution in changing environments. **Int. Journal of Plant Sciences**, 164, 2003, p. 165-184.
- ACKERLY, D. D. Functional traits of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. **Ecol. Monogr.** 74: 2004, p. 25-44.
- ALMEIDA, E.; SABOGAL, C.; BRIENZA JUNIOR, S. Recuperação de áreas alteradas na Amazônia brasileira: experiências locais, lições aprendidas e implicações para políticas públicas. **EMBRAPA Amazônia Oriental**, Belém, 2006, 202p.
- ALMEIDA, R.O.P.O.; SANCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Árvore**, 29(1): 2005, p. 47-54
- ALVES, R. P.; FUENTES, E. V.; HESSEL, M. *et al.* Avaliação da regeneração inicial da vegetação de restinga após remoção de plantio de *Pinus elliottii*, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis – SC. Florianópolis: **Universidade Federal de Santa Catarina**. 2012. 75p.
- AMARANTE, O.A.C, BROWER, M.; ZACK, J. *et al.* **Atlas do potencial eólico brasileiro**. Disponível em http://www.cresesb.cepel.br/publicacoes/download/atlas_eolico/Atlas%20do%20Potencial%20Eolico%20Brasileiro.pdf. Acesso em jan 2017.
- ANDERSON, M. L. Spaced-Group planting. **Unasyuva**: 7(2), 1953. Disponível em <http://www.fao.org/docrep/X5367E/x5367e02.htm>. Acesso em jan 2017.
- ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.23, n.4, 2009, p. 935 – 943.
- ARAUJO, D.S.D. **Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul-sudeste brasileira**. São Paulo: Aciesp, 1987, 347 p.
- ARAUJO, D.S.D. Vegetation types of sandy coastal plains of tropical Brazil: a first approximation. In **Coastal plant communities of Latin America** (U. Seeliger, ed.). Academic Press, New York, 1992, p. 337 - 347.
- ARAUJO, D. S. D. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro**. Tese (Doutorado em Ecologia). 2000. 174 f. Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2000.
- ARAUJO, D. S. D.; HENRIQUES, R. P. B. Análise florística das Restingas do estado do Rio de Janeiro.. In: LACERDA, L. D. et al. (Org.). **Restingas: origem, estrutura, processos**. Niterói: CEUFF, 1984. p.150-193.
- ARAUJO, D. S. D.; MACIEL, N. C. Restingas fluminenses: biodiversidade e preservação. **Boletim FBCN** 25. 1998. p. 27-51.
- ARAUJO, D.S.D & OLIVEIRA, R.R. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): lista preliminar da flora. **Acta Bot. Bras.** 1(2), 1988. P. 83-94.
- ARAUJO, D.S.D.; PEIXOTO, A.L. Renovação da comunidade vegetal de restinga após queimada. In XXVII Congresso Nacional de Botânica, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1997, p.1-18.
- ARAUJO, D. S. D.; PEREIRA, M. C. A.; PIMENTEL, M. C. P. Flora e estrutura de comunidades na Restinga de Jurabatiba - síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Orgs.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurabatiba: ecologia, história natural e conservação**. São Carlos: RIMA, 2004. p.59-76.

ARAUJO, D. S. D., & PEREIRA, M. C. A. Sandy coastal vegetation. *In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Tropical Biology and Natural Resources*, Oxford: EOLSS Publishers UNESCO-EOLSS, 2009.

ARÉVALO, J.R.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. Gradient analysis of exotic *Pinus radiata* plantations and potential restoration of natural vegetation in Tenerife, Canary Islands (Spain). **Acta Oecologica** 27, 2005, p. 1-8.

ARONSON, J.; FLORET, C.; LE FLOC'H, E. *et al.* Restauration et rehabilitation des ecosystems degradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. *In: R. PONTANIER; A. M'HIRI; N. AKRIMI; J. ARONSON; E. LE FLOC'H (org), L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait?*. Paris, John Libbey Eurotext, 1995. p. 11-29.

ASSIS, A.M.; PEREIRA, O.J.; Thomaz, L.D. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari. **Revista Brasileira de Botânica**, 27. 2004, p. 349-361.

ASSUMPÇÃO, J.; NASCIMENTO, M. T. Fitofisionomia de uma restinga no extremo norte do litoral fluminense: um novo elemento no mosaico? *In: IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, 1998, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ACIESP, vol. 3. 1998. p. 158-164.

ASSUMPÇÃO, J.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar de Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 14. 2000, p. 301-315.

AZEVEDO, N.H.; MARTINI, A.M.Z.; OLIVEIRA, A.A. *et al.* **Ecologia na restinga**: uma sequência didática argumentativa. PETROBRAS: USP, IB, LabTrop/Bioln (org.).1ed. São Paulo: Edição dos autores, 2014. 140p.

BARBOSA, F.A.R.; SCARANO, F.R.; SABARÁ M.G. *et al.* Brazilian LTER: Ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.90, 2004. p.121-133.

BECHARA, F.C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por pinus no Parque Florestal do rio vermelho, Florianópolis, SC. 2003**, 136 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 249 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2006.

BLOCK, W.M.; FRANKLIN, A.B.; WARD, J.P.; *et al.* 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. **Restoration Ecology**, 9(3): 2001, p. 292-303.

BONE, R; LAWRENCE, M; MAGOMBO, Z. The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. **Forest Ecology and Management**, Philadelphia, v. 99, n. 1-2, 1997, p. 83-99.

BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Desenvolvimento inicial de seis espécies florestais nativas em dois sítios, na região sul de minas gerais. **Revista Cerne**, 2(1): 1996, p. 4-13.

BRANCALION, P. H. S., VIANI, R. A. G., RODRIGUES, R. R. *et al.* Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. *In: Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*. Viçosa, 2013.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Acesso em 03 fev 2016.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. 2017. Disponível em <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>. Acesso em 11/007/2017.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Zona Costeira e Marinha**. 2016. Disponível em <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zona-costeira-e-marinha>. Acesso em 05/03/2016.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 428 de 17 de dezembro de 2010**. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências.

Diário Oficial da República Federativa do Brasil nº 242 de 20/12/2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=641>. Acesso em 03 mar 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>. Acesso em 25 fev2016.

BURKART, A. Leguminosas – Mimosoideas Parte I. **Flora Ilustrada Catarinense**. Traduzido por Roberto Klein. Herbário Barbosa Rodrigues-HBR. Itajaí-SC. 1979. p. 49-83.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L. Análise fitossociológica da regeneração natural de espécies florestais nativas ocorrentes no sub-bosque de povoamentos formados com duas espécies de *Eucalyptus* e com idades diferentes. *In: Congresso Florestal Brasileiro, 7, 1993. Curitiba. Anais...* São Paulo: SBS/SBEF, 1993. p.318-321.

CARVALHO, J.O.P. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no estado do Pará. Curitiba, 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, 1982. CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Avaliação da recomposição da cobertura vegetal de dunas de rejeito de mineração em Mataraca/PB. **Acta Botanica Brasilica** 7 (2), 1993, p. 107-117.

CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants. **Annual Review of Ecology and Systematics** 11, 1980. p. 233 – 260

CHAPIN, F. S. III, PUGNAIRE, F. I.; AUTUMM, K. Evolution of suites of traits in response to environmental stress. **Am. Nat.** 142: 1993, p. 78-92.

COLEY, P.D.; BARONE, J.A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 27: 1996, p. 305-335.

CORNELISSEN, J.H.C., LAVOREL, S., GARNIER, E., *et al.* A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany** 51, 2003, p. 335–380

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, 2012, p. 37 - 46.

CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado**. Ed. Paralelo 15, Brasília, 1998. 178 p.

CORREIA, G. G. S. *et al.* Mortalidade e crescimento inicial de mudas em áreas restauradas de usinas hidrelétricas no Espírito Santo, Brasil. *In: II Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental, 2012, Guarapari, ES. Anais...* Sesc Centro de Turismo de Guarapari. 2012.

CORREIA G. G. S.; CREPALDI, M. O. S. Taxas de crescimento e mortalidade de espécies em áreas em restauração, Parque Estadual de Itaúnas, ES, *In: Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental, 2011, Guarapari. Anais...* Sesc Centro, Guarapari. 2011. p. 2009 - 2010.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a Tropical pasture. **Biotropica** 33, 2001. p. 26-267.

CUNNINGHAM, S. A.; B. SUMMERHAYES, B.; WESTOBY, M.. Evolutionary divergences in leaf structure and chemistry, comparing rainfall and soil nutrient gradients. **Ecol. Monogr.** 69. 1999. p. 569 - 588.

- DE MORAES, L. F. D.; ASSUMPÇÃO, J. M.; LUCHIARI, C. *et al.* . “Plantio De Espécies Arbóreas Nativas Para a Restauração Ecológica Na Reserva Biológica De Poço Das Antas, Rio De Janeiro, Brasil.” **Rodriguésia**, vol. 57, no. 3, 2006. p. 477 - 489.
- DE LA RIVA, E. G. *et al.* Leaf Mass per Area (LMA) and Its Relationship with Leaf Structure and Anatomy in 34 Mediterranean Woody Species along a Water Availability Gradient. **PLoS ONE** 11(2). 2016.
- DIAS A.T.C.; SCARANO, F.R., Clusia as Nurse Plant. In: Clusia a woody neotropical genus of remarkable plasticity and diversity. Berlin; New York, **Springer**. 2007. p. 55 - 71.
- DIAS A.T.C.; ZALUAR, H. L. T., GANADE, G. *et al.* Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology** 21: 2005, p. 343-347
- DIAZ, S.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K. *et al.* The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science** 15: 2004, p. 295-304
- DOLPH, G.E.; DILCHER, D.L. Variation in leaf size with respect to climate in the tropics of the Western Hemisphere. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, 107. 1980. p. 154–162.
- DUNCAN, R.S.; CHAPMAN, C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecol. Appl.**, 9. 1999. p. 908-1008.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? *In*: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG. Ed. UFV, 2013. 293 p.
- EAMUS, D.; MYERS, B.; DUFF, G. *et al.* A cost benefit analysis of leaves of eight Australian savanna species of differing leaf life-span. **Photosynthetica** 36: 1999, p. 575-586.
- ECOLOGUS Engenharia Consultiva. **Relatório final do plantio de 20 ha**. Pátio Logístico e Operações Portuárias - Porto do Açú, RJ. Maio, 2012. Rev 00.
- ESPÍNDOLA, M. B.; REIS, A. A eficiência de poleiros artificiais na restauração ambiental de restinga no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *In*: TRÊS, D. R.; REIS, A. (Coord.). **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental**: do pontual ao contexto. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2009. p. 217 - 226.
- FABRICANTE, J. R., ANDRADE, L. A., OLIVEIRA, L. S. B. Fenologia de *Capparis flexuosa* L. (Capparaceae) no Cariri Paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v.4, n.2, 2009. p.133-139.
- FABRIS, L.C.; PEREIRA, O.J. & ARAUJO, D.S.D. 1990. Análise fitossociológica na formação pós-praia da restinga de Setiba, Guarapari. Pp. 455-466. *In*: ACIESP (orgs.). **II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira**, v.3. Águas de Lindóia, São Paulo.
- FARAG, P.R.C. Implantação da RPPN Fazenda Caruara. *In*: FREIRE, M.G.M.; MUSSI-DIAS, V.; SIQUEIRA, G.M.B.; NASCIMENTO, D.F. 2015. **O Tempo e a restinga**. Campos dos Goytacazes. 2015. 349 p.
- FELFILI, J. C.; CORREIA, C. R. M. A. (Orgs). **Bases para a recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco**. 1 ed. Brasília: CRAD, Universidade de Brasília, v.1, 2008. 216 p.
- FERREIRA, C. A. G. **Efeito do uso do solo de horizonte A e do gesso no comportamento de espécies florestais em áreas degradadas pela disposição de resíduo de bauxita**. 2001. 124f. Tese (Doutorado em Conservação e Manejo de Recursos) – Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 2001.
- FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; *et al.* Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos. **Revista Árvore**, 34(4). 2010, p. 651-660.
- FIDALGO, A. O., ALCÂNTARA, R. P. e CALDIRON, G. T. Parâmetros de crescimento na avaliação de uma floresta implantada em uma restinga degradada por mineração. **Revista Brasileira de Biociências**, 7 (4): 2009, p. 382-386.

FILGUEIRAS, T. S. **Avaliação taxonômica e ecológica das gramíneas (Poaceae) de Porto do Açu -São João da Barra, RJ.** São João da Barra, RJ, LLX Logística S.A., 2009, p. 19.

FORT, F. *et al.* Root functional trait syndromes and plasticity drive the ability of grassland Fabaceae to tolerate water and phosphorus shortage. **Environmental and Experimental Botany** 110, 2015. p. 62–72

GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso.** Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 139 p.

GARCIA, F.C.P. **Relações Sistemáticas e Fitogeográficas do Gênero Inga Miller (Leguminosae, Mimosoideae, Ingeae) nas Florestas da Costa Sul e Sudeste do Brasil.** Instituto de Biociências do Campus Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, Brasil. (Tese Doutorado). 1998. p. 248.

GARNIER, E., A. LAURENT. A. BELLMANN, A.; *et al.* Consistency of species ranking based on functional leaf traits. **New Phytol.**, 152. 2001. p. 69-83.

GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. **Ecol. Monogr.**, 53. 1983. p. 159-181.

GELDENHUYS, C. J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, 1997. p. 101-115.

GERZSON, N.D.; FUENTES, E.V.; HESSEL, M.; *et al.* Efetividade de medidas complementares de restauração em vegetação de restinga. *In:* FUENTES, E.V., HESSEL, M., HERNÁNDEZ, M.I.M. (Orgs.). **Ecologia de campo na Ilha de Santa Catarina.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2012. 358 p.

GIVNISH, T.J. Leaf and canopy adaptations in tropical forests. **Physiological Ecology of Plants of the Wet Tropics** (eds E. Medina, H.A. Mooney & C. Vazquez-Yanes), 1984. p. 51 - 84.

GÖTZENBERGER, L.; DE BELLO, F.; BRATHEN K. A. *et al.* Ecological assembly rules in plant communities - approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews** 87. 2012, p. 111-127.

GOLFARI, L.; CASER, R. L.; MOURA, V. P. **Zoneamento ecológico esquemático para reflorestamento no Brasil.** Brasília, DF: PNUD/FAO/IBDF/BRA-45, 1978. 66 p. (Série Técnica, 11).

GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S.E. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertiooga, SP, Brasil. **Acta Botânica** 20(2), 2006. p 299 - 311.

GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. **Os insetos: um resumo de entomologia.** São Paulo, Roca, 2007, 456 p.

GREEN, C. Export Development of Essential Oils and Spices by Cambodia. **C.L. Green Consultancy Services**, Kent, UK. 2002.

GRIME, J. P. 2002. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. – **Biological Conservation** 107(2): 2002, p 260–261.

GRIME, J. P.; GRUNT, R.; THOMPSON, K. *et al.* Integrated screening validates primary axes of specialization in plants. **Oikos** 79: 1997, p. 259-281.

GRIME, J. P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. **J. Veg. Sci.** 17: 2006, p. 255–260.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **J. Trop. Ecol.** 18, 2002. P. 759 - 774.

- HENRIQUES, R.P.B., ARAUJO, D.S.D. & HAY, J.D. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Botânica** 9: 1986. P. 173-189.
- HODGSON, J. G. Montserrat-Martí, G.; Charles, M. *et al.*, 2011. Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? **Annals of Botany**, 108:1337-1345.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 1999. P. 229-242.
- HOWE, H. Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography. *In* Bawa, K. S. & Hadley, M. (eds). Reproductive ecology of tropical forest plants. **Man and the Biosphere Series**, Vol. 7. UNESCO, Paris, and Parthenon Publishing Group, Carnforth, UK. 1999. p. 191- 218.
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics** 13. 1982. P.201-228.
- HUNT, R. Basic growth analysis. **Unwin Hyman**, London, England. 1990.
- IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.3, p.291-304. 2000.
- JAMES, F.C.; McCULLOCH, C.E. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.43, 1990. p.129-166.
- JANZEN, D. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. **American Naturalist** 104: 1970. P. 501-528.
- JORDAN III, W. R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. (Ed.). **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 341 p.
- KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**. Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, 1989.
- KATTGE, J., DIAZ, S., LAVOREL, S., *et al.* TRY – a global database of plant traits. **Global Change Biology** 17: 2011, p. 2905–2935.
- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **J. Veg. Sci.** 3: 1992, p. 157-164.
- KLUGE, M. & TING, I.P. Crassulacean acid metabolism: analysis of an ecological adaptation. **Ecological Studies**, 30 Springer-Verlag, Berlin, 1978.
- KOLB, S.R. **Islands of secondary vegetation in degraded pastures of Brazil**: their role in reestablishing Atlantic Coastal Forest. Tese de Doutorado. University of Georgia, Athens, USA. 1993.
- LACERDA, L.D.; ARAUJO, D.S.D.; MACIEL, N. C. **Restingas brasileiras**: uma bibliografia. Fundação Universitária José Bonifácio. 1982.
- LACERDA, L.D., ARAUJO, D.S.D, CERQUEIRA, R. *et al.* **Restingas**: Origin, Structure and Processes. CEUFF. Niterói. 1984.
- LAMONT, B. & LAMONT, H. Utilizable water in leaves of 8 arid species as derived from pressure-volume curves and chlorophyll fluorescence. **Physiologia Plantarum** 110. 2000, p. 64-71.
- LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.* 16: 2002. p. 545_556.
- LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, *et al.* Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22- years investigation. **Conservation Biology**, 6(3). 2002. P. 605-618.

- LAURENCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. (Eds.). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. **University of Chicago Press**, Chicago. 1997
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-de MERONA, J.M., *et al.* Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 69, 1998a. P. 2032-2040.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-de MERONA, J.M. *et al.* Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology** 12, 1998b. P.460-464.
- LEMENIH, M.; TEKETAY, D. Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 218, 2005. p. 60-73.
- 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. 2000.
- LODWIG, E.M. *et al.* Amino acid cycling drives nitrogen fixation in the legume-Rhizobium symbiosis. **Nature**, London, v. 422, 2003. p. 722-726.
- LOISELLE, B.A., RIBBENS, E. & VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a tropical lowland wet forest. **Biotropica**, 28: 1996. p. 82-95.
- LOHBECK, M., POORTER, L., PAZ, H. *et al.* Functional diversity changes during tropical forest succession. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 14. 2012, p. 89-96.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras** – Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. V.2. 2ª Ed. Editora Plantarum. Nova Odessa – SP. 2002. 368 p.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR.; RYLANDS, R. O. *et al.* Edge effects and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M.E. (Ed.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 1986. p. 257-285.
- LUBKE, R. A., AVIS, A. M. A review of the concepts and application of rehabilitation following heavy mineral dune mining. **Marine Pollution Bulletin** 37: 1998. P. 546–557.
- MAGNAGO, L. F. S. *et al.* Caracterização Fitofisionômica da Restinga na Morada do Sol, Vila Velha/ES. **Revista Brasileira de Biociências**, v.51, n.1, 2007. p.456-458.
- MAGNAGO, L. F. S., MARTINS, S. V., PEREIRA, O. J. Heterogeneidade florística das fitocenoses de restinga nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.2, 2011. p.245-254.
- MANOLIADIS, O.G. Development of ecological indicators – a methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, 2(1-2). 2002. p. 169-176.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; DOMINGUEZ, J. M. L. *et al.* **Geologia do quaternário costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo**. CPRM/FAPESP, Belo Horizonte, 1997.
- MARTINI, A.M.Z.; SANTOS, F.A.M. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology** 190: 2007. P 81-95.
- MARTINI, A. M. Z. *et al.* Restinga e Ecologia. *In*: AZEVEDO, N. H. *et al.* Ecologia na restinga: uma sequência didática argumentativa. 1. ed. São Paulo: Edição dos Autores, 2014. 140p
- MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas, Ed. Unicamp, 1991, 246 p.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG, 2ª edição, 2007. 255 p.

- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; *et al.* Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. *In*: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2009, p. 19-51.
- MATTHEWS, J.W.; PERALTA, A.L.; FLANAGAN, D.N.; *et al.* Relative influence of landscape vs. Local factors on plant community assembly in restored wetlands. **Ecological Applications**, 19(8): 2009, p. 2108-2123.
- McDONALD, P.G.; FONSECA, C.R; OVERTON, J.McC *et al.* Leaf-size divergence along rainfall and soil-nutrient gradients: is the method of size reduction common among clades? **Functional Ecology** 17, 2003, p. 50–57
- MEDINA, E.; GARCIA, V.; CUEVAS, E. Sclerophylly and oligotrophic environments: Relationships between leafstructure, mineral nutrient content, and drought resistance in tropical rain forests of upper Rio Negro region. **Biotropica** 22: 1990. P. 51-64.
- MELO, A.C.G. & DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis** 7. 2007, P. 101-111.
- MENEZES, G. V. *et al.* Recuperação de manguezais: um estudo de caso na baixada santista de São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.9, n.1, 2005, p. 67 – 74
- MENEZES, L.F.T. & ARAUJO, D.S.D. Formações vegetais da Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro. 2005. P. 67-120. *In*: L.F.T. Menezes; A. L. Peixoto & D.S.D. Araujo. **História Natural da Marambaia**. Seropédica, EDUR
- MEZIANE, D.; Shipley B.. Interacting Determinants of Interspecific Relative Growth Rate: Constancy and Change under Differing Conditions of Light and Nutrient Supply. **Functional Ecology** 13: 1999 P. 611 - 622.
- MILLER, G. Tyler, 2008. **Ciência Ambiental**. Cengage Learning. 11ª Ed. 501p.
- MIRANDA, R. V.; BARROSO, D. G.; MARINHO, C. S. *et al.* Estudo sobre a vegetação em dunas de rejeito de mineração no litoral norte do Estado da Paraíba. **Revista Árvore** 21: 1997. P. 345–351.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M. *et al.* Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, **Conservation International, and Agrupación Sierra Madre, Mexico**, Washington, DC. 1999. 431 p.
- MONTEZUMA, R.C.M. 1997. Estrutura da vegetação de uma restinga de Ericaceae no Município de Carapebus - RJ. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MOREIRA, F.M.S; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras:UFLA, 2006. 729 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A. MITTERMEIER, C. G. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 2000. P.:853–858.
- MÜLLER, S. C.; WAECTHER, J. L.. Estrutura Sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica** 24(4), 2001. P. 395-406.
- NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **AMBIO**, Vol.20 N.6. pp 248- 255, 1991
- NETO, J. M. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova** 21: 1998. P. 467-469.
- NIINEMETS, Ü. Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area density, and thickness in trees and shrubs. **Ecology** 82: 2001. P. 453–469.
- NIINEMETS, Ü.; KULL, K. Leaf structure vs. nutrient relationship vary with soil conditions in temperate shrubs and trees. **Acta Oecologica** 24: 2003.P. 209-219.

- NOBEL, P. **Environmental Biology of Agaves and Cacti**. Cambridge, Cambridge University Press. 1988.
- NOCK, C.A., VOGT, R.J., BEISNER, B.E. 2016. Functional traits. *In*: eLS, John Wiley & Sons, Ltd: Chichester.
- NOGUEIRA, J.C.B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 24, 1977. p. 1-71.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara, 1988, 201 p.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. Gradient analysis of an area of coastal vegetation in the state of Paraíba, Northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** 50(2): 1993. P. 217-36.
- Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.
- PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. Sucesión y restauración em ambientes semiáridos. **Ecosistemas** 13 (1), 2004, p. 55-58
- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forests on bauxite mines lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v.7, 1999, p 103 - 116.
- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazônia. *Forest ecology and Management*, v.99, 1997, p. 21 - 42.
- PENNINGTON, T.D. **The Genus Inga**. Botany. Royal Botanical Garden. 1997. p. 844
- PEREIRA, O. J.; BORGIO, J. H. RODRIGUES, I. D. *et al.* Floristic composition of a restinga forest in the municipality of Serra-ES. *In*: Watanabe, S. (Coord.), V Symposium on Brazilian Ecosystems. Vol 3. **Anais... Aciesp**, São Paulo. 2000. p. 74-83
- PEREIRA, O. J. Restinga: origem, estrutura e diversidade. *In*: JARDIM, M.G.; BASTOS, M.N.C.; SANTOS, J.U.M. (Orgs). **Desafios da botânica brasileira no novo milênio**: inventário, sistematização e conservação da biodiversidade vegetal. Belém. 2003. P.177-179.
- PEREIRA, O. J. Restingas. *In*: ARAUJO, E.L.; MOURA, A.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.; GESTINARI, L.M.S.; CARNEIRO, J.M.T. (Ed.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil; UFRPE, 2002. pt. 1, p. 38-41.
- PEREIRA, O. J. & ASSIS, A. M. Fitossociologia de vegetação arbustiva fechada inundável de restinga no município de Linhares, ES. *In*: IV Simpósio de Ecosistemas Brasileiros Patrimônio Ameaçado, 2004, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos, SP: Instituto Tecnológico da Aeronáutica, vol. 2. 2004.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DIAS, S.; GARNIER, E.; *et al.* New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**. 2013.
- PÉREZ-RAMOS, I. M.; ROUMET, C.; CRUZ, P. *et al.* Evidence for a “plant community economics spectrum” driven by nutrient and water limitations in a Mediterranean range land of southern France. **J Ecol** 100: 2000. P. 1315–1327
- PIMM, S.L. The balance of nature: ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago: **The University of Chicago Press**, 1991. 434 p.
- POOLE, P.S.; ALLAWAY, D. Carbon and nitrogen metabolism in Rhizobium. **Advances in Microbial Physiology**, v. 43, 2000. p. 117-163
- POSSETE, R. F. S.; RODRIGUES, W. A. O gênero *Inga* Mill. (Leguminosae – Mimosoideae) no estado do Paraná, Brasil. **Acta bot. bras.** 24(2). 2010, p. 354-368. 2010.

- POORTER, H.; VAN DER WERF, A. Is inherent variation in RGR determined by LAR at low irradiance and by NAR at high irradiance? A review of herbaceous species. *In*: LAMBERS, H.; POORTER, H.; VAN VUUREN, M. M. I. (Eds.), **Inherent variation in plant growth**. Physiological mechanisms and ecological consequences. Backhuys Publishers, Leiden, 1998. p. 309-336
- PRIETO, I.; ROUMET, C.; CARDINEL, R. et al. Root functional parameters along a land-use gradient: evidence of a community-level economics spectrum. **J Ecol** 103: 2015. P.361 – 373.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Editora Planta. 9ª Ed., 2008. 328p.
- PRIMO, P. S., ILHA, A. S. **Estudo técnico para criação do parque estadual para proteção das restingas de Grussaí e Iquipari e da Lagoa Salgada**. Superintendência de Biodiversidade Secretaria de Estado do Ambiente – SEA e Instituto Estadual de Florestas IEF/RJ. 2008.
- RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Orgs.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2. ed. Brasília: MMA/SBF, 2005. 510 p
- RAULINGS, E. J.; BOON, P. I.; BAILEY, P.C. et al. Rehabilitation of swamp paperbark (*Melaleuca ericifolia*) wetlands in south-eastern Australia: effects of hydrology, microtopography, plant age and planting technique on the success of community-based revegetation trials. **Wetl Ecol Manag** 15: 2007. P. 175-188
- REICH, P.B.; ELLSWORTH, D.S.; WALTERS, M.B. Leaf structure (leaf specific area) modulates photosynthesis-nitrogen relations: evidence from within and across species and functional groups. **Functional Ecology**, v.12, n. 6, 1998, p. 945 - 958
- REICH, P.B., WRIGHT, I.J., CAVENDER-BARES, J. et al. The evolution of plant functional variation: Traits, spectra and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, 164. 2003, p. 143-146
- REINERT, F., ROBERTS, A.; WILSON, J.M. et al. Gradation in nutrient composition and photosynthetic pathways across the restinga vegetation of Brazil. **Botanica Acta** 110: 1997. p. 135-142.
- REIS, A.; ZAMBONIM, R. M.; NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera**, São Paulo, n.14, 1999, p. 91-110.
- REIS, A.; BECHARA, F. C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. *In*: Workshop sobre restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo.” São Paulo. **Anais...** São Paulo, Instituto de Botânica, 2006.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, 2003. p. 28-36, 85-92.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. *In*: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. R.; MORAES, L. F. D. et al. (Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, FEPAF: 2008, p. 91-110.
- REIS, A.; TRÊS, D.R. Nucleação: Integração das comunidades naturais com a paisagem. *In*: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. Fundação Cargill. 2007. p 109-143.
- RIBAS, L. A. **Análise da estrutura e composição específica das comunidades vegetais de moitas de restinga, em Maricá - RJ**. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília. 1992.
- RIBAS, L. A.; HAY, J. D.; CALDAS-SOARES, J. F. Moitas de restinga: ilhas ecológicas? *In* **Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira** (S. Watanabe, coord.). ACIESP, São Paulo, 1993. p.79-88.
- RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: **Embrapa Cerrados**, 2001. 899p.

RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda. 1997.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; *et al.* A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica. **Instituto Biomas & Conservation International Brasil**, Editora Rima. 2003. 160 p.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; *et al.* A Restinga de Jurubatiba e a Conservação dos ambientes de restinga do Estado do Rio de Janeiro, p. 341-352. *In*: ROCHA, C.F.D.; ESTEVES, F.A.; SCARANO, F.R. 2004. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba. **Ecologia, História Natural e Conservação**. Editora Rima, São Carlos, 2004a. p. 376.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, VAN SLUYS, MH.G.; ALVES, M.A.S.; JAMEL, C.E. 2007. The remnants of restinga habitats in the brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. **Braz. J. Biol.**, 67(2): 263-273

ROCHE, P.; DÍAS-BURLINSON, N.; GACHET, S. Congruency analysis of species ranking based on leaf traits: which traits are more reliable? **Plant Ecology** 174: 2004, p. 37– 48

RODRIGUES, P.J.F.P. **A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 2004. 153 p.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração de Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo, LERF/Universidade de São Paulo/**Instituto BioAtlântica**, 2009, 590 p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. *In*: R.R. RODRIGUES; H.F. LEITÃO-FILHO (org.), **Matas Ciliares Conservação e Recuperação**. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2004, p. 235-247.

RODRIGUEZ, D., KELTJENS, W.G. & GOUDRIAAN, J. Plant leaf area expansion and assimilate production in wheat (*Triticum aestivum* L.) growing under low phosphorus conditions. **Plant and Soil** 200, 1998. P. 227–240

RONQUIM, C. C. Regeneração de espécies florestais nativas após colheita de reflorestamento de eucalipto. Campinas: **Embrapa Monitoramento por Satélite**. Documentos, 109. 2014. 28 p.

ROSADO, B. H. P.; DE MATTOS, E. A. Variação temporal de características morfológicas de folhas em dez espécies do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ, Brasil. **Acta bot. bras.** 21(3): 2007. P. 741-752.

RSTUDIO TEAM. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio Inc. Boston, MA, 2016

SÁ, C.F.C. Regeneração em área de floresta de restinga da Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema - RJ. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro** 34: 1996. P. 177-192.

SÁ, C.F.C. Regeneration of a stretch of restinga forest of the State Ecological Reserve Jacarepiá, Saquarema, State Rio de Janeiro: II - Shrub strata. **Rodriguésia**, 53(82): 2002. P. 5-23.

SÁ, C. F. C.; ARAUJO, D. S. D. Estrutura e florística de uma floresta de restinga em Ipitangas, Saquarema, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 60: . 2009. P. 147-170.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in Central Brazil? **Restoration Ecology**, v.15, n.3, 2007, p.569 – 577.

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. Regeneração da vegetação arbórea de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.62, 2002. p. 86-103.

- SCARANO, F.R.; DUARTE, H.M.; FRANCO, A.C. *et al.* Physiological synecology of tree species in relation to geographic distribution and ecophysiological parameters at the Atlantic forest periphery in Brazil: an overview. **Trees** 19: 2005. P. 493-496.
- SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. **Annals of Botany** 90:517–524. 2002.
- SCARANO, F. R., DUARTE, H. M., RIBEIRO, K. T., *et al.* Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographical distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society** 136: 2001. P. 345-364.
- SCHNEIDER, M. F., Consequências da acumulação de folhas secas na plantação de eucalipto em Zitundo, Distrito de Matutuíne. **Boletim de Investigação Florestal**. Dezembro de 2003 SHEPHERD, G.J. 1995.
- SCHOFIELD, E.K. Effects of introduced plants and animals on island vegetation: examples from the Galapagos Archipelago. **Conservation Biology** 3: 1989. P. 227-238.
- SCHWINNING, S. & EHLERINGER, J.R. 2001. Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. **Journal of Ecology** 89. 2001, p. 464-480.
- SER. The SER International Primer on Ecological Restoration. **Society for Ecological Restoration International** Tucson, AZ, USA, 2004.
- SHEIL, D. & MAY, R. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 84, 1996. P. 91-100.
- SHEIL, D; BURSLEM, D.F.R.P & ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology** 83, 1995. P. 331-333.
- SCHUPP, E. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plants recruitment. **American Journal of Botany** 82, 1995. P. 399-409.
- SCHUPP, E.; FUENTES, M. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. **Ecoscience** 2, 1995. P. 267-275.
- SILVA, A. C. C.; PRATA, A. P. N.; MELLO, A. A. *et al.* Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. **Hoehnea** 40(4). 2013, p. 601-609
- SILVA, M. B. R. **Fitossociologia da vegetação lenhosa de restinga em Maricá, Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.
- SILVA, G. D. F. **Avaliação do estabelecimento de mudas nativas em áreas de restauração ecológica na RPPN Caruara – Restinga do complexo lagunar Grussá-Iquipari, RJ**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ. 2012.
- SILVA, S. M. **Diagnóstico das Restingas no Brasil**. Departamento de botânica-setor de ciências biológicas. Universidade Federal do Paraná. Curitiba: 2003
- SILVA JÚNIOR, M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. Regeneration of na Atlantic Forest formation in the understorey of a Eucaliptus grandis plantation in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 11, 1995. P.147-152
- SIQUEIRA, L. P. de; MESQUITA, C.A.B. Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central. 1. ed. Rio de Janeiro: **Instituto BioAtlântica**, 2007. 188p.
- SMITH, T. B.; KARK, S.; SCHNEIDER, C. J. *et al.* Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology and Evolution** 16, 2001. 431 p.
- S.O.S. Mata Atlântica/INPE, 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica 2012-2013. **Fundação S.O.S. Mata Atlântica**, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo.

SOUZA, C. R.D.G., *et al.*, 2008. "RESTINGA" Conceitos e empregos do termo no Brasil e implicações na legislação ambiental. São Paulo, **Instituto Geológico**, 2008. 104p.

SPERRY, J.S., HACKE, U.G. Desert shrub water relations with respect to soil characteristics and plant functional type. **Functional Ecology** 16. 2002, p: 367 - 378

STATSOFT, Inc. **Statistica** (data analysis software system), version 7. 2004. URL <http://www.statsoft.com>.

STONE, C.; BACON, P.E. Leaf dynamics and insect herbivory in a Eucalyptus camaldulensis forest under moisture stress. **Australian Journal of Ecology** 20, 1995. P. 473–481.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. (1990). Geomorfologia das Restingas. In: **II Simpósio de Ecossistema da Costa Sul e Sudeste Brasileiro**: Estrutura, função e manejo. Águas de Lindóia, ACIESP (org.), v.3, 1987, p.185-205.

SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R.R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual de Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 25(2): 2002, p. 161-176.

TAKIZAWA, F.H., **Levantamento Pedológico e Zoneamento Ambiental da Reserva Biológica de Poço das Antas**. Piracicaba, Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1995. 176 p.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P. *et al.* Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. **Science** v 294, 2001. p 1923-1926.

TIEPPO, F. M. M. Manejo florestal em restingas da Mata Atlântica: uma proposta para a recuperação ambiental deste ecossistema. **Universidade Federal do Rio de Janeiro/UNEP** (Instituto Brasil PNUMA), Rio de Janeiro, 2011. 75 p.

TIEPPO, F. M. M.; BRANCALION, P. H. S. Identificando "espécies-estrutura" em técnica de nucleação aplicada para restauração de restingas. *In*: IV Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental. Rio de Janeiro, 2016. **Resumo**. Rio de Janeiro, RJ.

TOMAZI, A. L.; FUENTES, E. V.; HESSEL, M. *et al.* Diversidade de formas de vida vegetal como indicador do status de regeneração de uma restinga arbustivo-arbórea em processo restaurativo. *In*: FUENTES, E.V.; HESSEL, M.; HERNÁNDEZ, M.I.M. (Orgs.). **Ecologia de campo na Ilha de Santa Catarina**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2012. 358 p.

TRINDADE, A. Uso, conservação e estrutura de dunas e restingas do Rio Grande do Norte, Brasil. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA. 1998. 441 p.

TRINDADE, J. P. P.; QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. P. Vegetação campestre de areais do Sudoeste do Rio Grande do Sul sob pastejo e com exclusão do pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, 2008.p. 771 – 779

TURNER, I.M. Sclerophylly: primarily protective? **Functional Ecology** 8: 1994, p. 669-675.

TURNER, I. A.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution** 11: 1996.

VAN DER WERF, A.; GEERTS, R.M.; JACOBS, F. H. The importance of relative growth rate and associated traits for competition between species during vegetation succession. *In* LAMBERS, H.; POORTER, H.; VAN VUUREN, M. M. I. (eds.), *Inherent Variation in Plant Growth. Physiological Mechanisms and Ecological Consequences*. Leiden, Netherlands, **Backhuys Publishers**, 1998. p. 309-336.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C., Classificação da vegetação brasileira adaptada a um Sistema Universal. **IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. Rio de Janeiro. 1991.123 p.

- VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, jul.-set., 2010. p. 533-552
- VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry Forests for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, 2006. p. 11 – 20.
- VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004.
- VILLAR, R. & MERINO, J. Comparison of leaf construction costs in woody species with differing leaf life-spans in contrasting ecosystems. **New Phytologist** 151: 2001, p. 213-226.
- VIOLLE, C., NAVAS, M-L., VILE, D. *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos** 116: 2007, p. 882-892
- WAECHTER, L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, **série Botânica** (33), 1985. P.49-68.
- WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. Review. Trends **Ecology Evolution** 17, 2002. P. 379-385.
- WEIHER, E., KEDDY, P.A. Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats. **Cambridge University Press**, Cambridge, 1999.
- WEIHER, E.; VAN DER WERF, A.; THOMPSON, K. *et al.* O.Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science** 10, 1999. P. 609-620.
- WESTOBY, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant and Soil** 199, 1998. P. 213–227,
- WESTOBY, M.; CUNNINGHAM, S. A.; FONSECA, C. *et al.* Phylogeny and variation in light capture area deployed per unit investment in leaves: designs for selecting study species with a view to generalizing. *In* 'Variation in growth rate and productivity of higher plants'. (LAMBERS, H.; POORTER, H.; VAN VUUREN, M. M. I (Eds), 1998.p. 539–566.
- WHITE, T.C.R. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. **Oecologia**, 63(1): 1984, p. 90-105
- WILSON, P.; THOMPSON, K.; HODGSON, J.. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. **New Phytol.** 143, 1999. P.155-162.
- WITKOWSKI, E.T.F.; LAMONT, B. B. Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. **Oecologia** 88, 1991. P. 486-493.
- WOLFE, J. A. Paleoclimatic estimates from tertiary leaf assemblages. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences** 23, 1995. P.119–142.
- WRIGHT, I. J.; WESTOBY, M.; REICH, P. B. Convergence towards higher leaf mass per area in dry and nutrient-poor habitats has different consequences for leaf life span. **Journal of Ecology** 90, 2002. P. 534–453.
- WRIGHT, I. J.; REICH, P.; WESTOBY, M. *et al.* The world-wide leaf economics spectrum. **Nature** 428, 2004. P. 821–827.
- WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J. M. *et al.* Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? *In*: NAEEM, S.; BUNKER, D.; HECTOR, A.; LOREAU, M.; PERRINGS, C. (Eds.) **Biodiversity and human impacts**. Oxford, UK: Oxford, 2006.
- YADAVAND, A. S.; GUPTA, S. K. Natural regeneration of tree species in a tropical dry deciduous thorn forest in Rajasthan, India. **National Institute of Ecology**, New Delhi, v. 20, 2009. p. 5-14

- YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 62, n. 2, 1974. p. 417-428,
- YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill plantations in the Ethiopian highlands. **Biodiversity and Conservation**. London, v 12, 2003. p 567-582.
- ZALUAR, H.L.T. **Espécies focais e a formação de moitas na restinga aberta de *Clusia*, Carapebus, RJ.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1997.
- ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Produção de mudas de espécies das restingas do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 1, 2004. p. 161–176,
- ZAMITH, L.R., SCARANO, F.R. Restoration of a Restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restor. Ecol.** 14, 2006. P. 87–94.
- ZAMITH, L.R., SCARANO, F.R. Restoration of a coastal swamp forest in southeast Brazil. **Wetlands Ecol Manage**, 18, 2010. P. 435–448.
- ZANELLA, N. R. Z., PRUDENCIO, M. e CASTELLANI, T. T. Análise da cobertura vegetal em duna semifixa dez anos após a aplicação de técnicas de restauração no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina. **Biotemas** 23. 2010, p. 49-58.
- ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria forest: the role of perches, pionner vegetation and soil fertility. **Restoration Ecology**, v.13, n.3, 2005, p. 507 – 513.