

**SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FORMAÇÃO ARBUSTIVA ABERTA DE
CLUSIA, RESTINGA DE JURUBATIBA, CARAPEBUS, RJ.**

BRUNO VASCONCELLOS GUIMARÃES FORTE

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

CAMPUS MACAÉ

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
CONSERVAÇÃO**

**SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FORMAÇÃO ARBUSTIVA ABERTA DE
CLUSIA, RESTINGA DE JURUBATIBA, CARAPEBUS, RJ.**

BRUNO VASCONCELLOS GUIMARÃES FORTE

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Universidade Federal do Rio de Janeiro *Campus* Macaé para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação

Orientador: **Dr. Rodrigo Lemes Martins**

Macaé, 2013

**SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FORMAÇÃO ARBUSTIVA ABERTA DE
CLUSIA, RESTINGA DE JURUBATIBA, CARAPEBUS, RJ.**

BRUNO VASCONCELLOS GUIMARÃES FORTE

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Universidade Federal do Rio de Janeiro *Campus* Macaé para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação

Orientador: **Dr. Rodrigo Lemes Martins**

Prof. Tatiana Ungaretti Paleo Konno (Dr. em Ciências Biológicas) USP

Prof. Eduardo Arcoverde de Mattos (Dr. em Ecologia e Recursos Naturais) UFSC

Prof. Rodrigo Lemes Martins (Dr. em Ciências Biológicas) UFRJ

Macaé, 2013

Agradecimentos

Ao meu Senhor e meu amado Salvador, Jesus, por guiar meus passos e sustentar meu coração ao longo dos momentos mais solitários desta jornada.

Ao meu orientador Rodrigo Lemes Martins por ter ensinado a me 'apropriar do projeto', pelas palavras de incentivo e de coragem, pelo cuidado durante as inúmeras correções feitas na fase de construção do manuscrito.

As amigas e parceira de campo Bárbara e Jamile por todo o auxílio nos dias coleta e por terem me ajudado com o transporte.

A professora Tatiana Ungaretti Paleo Konno pelo auxílio na escolha do método amostragem e por ter proporcionado a visita ao herbário ao Museu Nacional.

Agradeço aos coordenadores do Laboratório Integrado de Química (LIQ) por terem acreditado que daria tudo certo e por ter facilitado o desenvolvimento deste trabalho nas etapas mais difíceis.

Aos professores Heitor Monteiro Duarte, Luis Felipe Umbelino e Marco Antônio Lopes Cruz pelas críticas e sugestões que enriqueceram sobremaneira o trabalho.

Ao chefe da Guarda Ambiental de Carapebus Maia e aos guardas Luiz Manoel, Luciano, Bruno pelo apoio com transporte e pela permissão de usar a base da guarda no balneário de Carapebus.

Ao senhor Afonso e a sua esposa Carmem pelas conversas, por me ajudar a conhecer um pouco mais da história de Carapebus e por me receber tão gentilmente em sua casa.

Ao meu irmão Jobert por todo o incentivo e por ajudar a me levantar quando as coisas pareciam que não iam dar certo. A amiga Letícia por alegrar os meus dias de trabalho no LIQ.

Ao meu pai Ivan e minha mãe Rosimere por todo apoio, pelas orações, e por ter suportado com paciência minha ausência especialmente durante a escrita do manuscrito.

Resumo

Nas últimas décadas tem se intensificado pesquisas sobre os remanescentes de vegetação presentes sobre os cordões arenosos de planícies costeiras, mas os aspectos referentes à regeneração natural dessas comunidades têm sido pouco investigados. A Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* (FAAC) presente na Restinga de Jurubatiba consiste de ilhas de vegetação distribuídas em uma matriz de baixa cobertura vegetal, onde espécies focais facilitam o recrutamento de novos indivíduos e garantem o desenvolvimento da moita, gerando num processo de sucessão cíclica. Este trabalho teve por objetivo investigar a sucessão secundária da FAAC, descrevendo padrões espaciais e florísticos básicos das lenhosas na vegetação regenerante. O status da vegetação regenerante foi comparado com a FAAC conservada do entorno a fim de verificar processos que dirigem a sucessão após o distúrbio. Foi observado que a FAAC possui espécies que colonizam com sucesso áreas que sofreram distúrbio antrópico, sendo 70% delas presente na FAAC conservada do entorno. Dados suportam que o padrão espacial da FAAC em sucessão secundária gerada por fatores alóctones devido aos efeitos da distância do mar sobre a riqueza, cobertura vegetal e nº de indivíduos na vegetação regenerante e não pela influência da FAAC conservada (fonte de sementes). O baixo valor de VI encontrado para espécie focal *Allagoptera arenaria* e da ausência de *Clusia hilariana* e *Aechmea nudicaulis* no sítio da FAAC em sucessão secundária sugere que essas espécies não desempenham as funções ecológicas observadas em áreas conservadas. Para as seis espécies de maior VI na FAAC em sucessão secundária as frequências de associação observadas não diferem dos valores esperados por aleatoriedade. As diferenças observadas entre as áreas da FAAC em sucessão secundária e FAAC conservada sugere que outro grupo de plantas está dirigindo o processo sucessional devido ou (1) ao estágio de regeneração da área afetada ou (2) à quebra de equilíbrio dinâmico da sucessão cíclica, com a importância relativa das interações de facilitação e dispersão, assumindo outro arranjo e determinando diferentes padrões do encontrado em áreas integras.

Abstract

Over the past decades, researches about vegetation remainings of the coastal sand plains are being intensified, but the aspects related to natural regeneration of this community have been low investigated. The *Clusia* scrub (Cs) in the Restinga de Jurubatiba consists of vegetation islands distributed in a matrix of low vegetation cover, where nurse plants improve the recruitment of new individuals and ensure the development of the scrub in a kind of cyclic succession. The purpose of this work was to investigate the secondary succession of Cs, describing spatial and floristic patterns of woody plants on regenerating vegetation. The regenerating vegetation was compared with the vegetation of conserved areas in order to investigate the processes that may drive the secondary succession after the disturbance. Conserved Cs areas have species that colonize areas after disturbance; approximately 70% of plants in disturbed areas also occur in conserved surrounding Cs areas. Data also support that vegetation in secondary Cs are driven by extern factors due the effect of sea distance over richness, coverage and abundance of plants. The same effect was not observed when we evaluate the effect of the conserved Cs areas. The low Importance Value (IV) found by nurse plants *Allagoptera arenaria*, and the absence of *Clusia hilariana* and *Aechmea nudicaulis* in site of regenerating Cs suggest that these plants do not have the same ecological function of nurse plants described conserved Cs. The associated observed frequencies of six most important plants (considering the IV) of regenerate CS do not differ to expected values by random. The differences between regenerated Cs and conserved Cs suggests that another group of plants driving the succession process in this sucessional sere or due fact of the dynamic balance, performing in a cyclic succession has *broken* down. In this second case the relative importance of facilitation an dispersion change, performing a different pattern than observed in conserved areas.

Índice

Agradecimentos	iii
Resumo	iv
Abstract	v
Introdução geral	01
Ecologia e Sucessão Secundária.....	01
Restingas e Sucessão Secundária.....	03
O caso da Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> na Restinga de Jurubatiba.....	04
Objetivos estrutura do trabalho.....	07
Área de estudo.....	08
Caracterização da Restinga de Jurubatiba.....	08
Capítulo I. Fitossociologia de uma área de Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> em sucessão secundária	16
Introdução	11
Material e Métodos	18
Amostragem da vegetação.....	18
Fitossociologia.....	18
Testes de associação de espécies.....	21
Resultado	24
Discussão	34
Conclusão	39
Capítulo II. Padrão espacial na sucessão secundária na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i>	40
Introdução	40
Material e Métodos	42
Parâmetros da comunidade.....	42
Banco de sementes.....	43

Resultado.....	45
Discussão	51
Conclusão.....	53
Considerações Finais.....	54
Referências Bibliográficas.....	56

Lista de Figuras

Introdução geral

Figura 01. Modelo funcional da dinâmica de comunidades da FAAC na Restinga de Jurubatiba.....	06
Figura 02. Representação geográfica da área de estudo.....	11
Figura 03. Lagoa de Carapebus com destaque para os 8 hectares de área investigados neste estudo.....	12
Figura 04. Aspecto da Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> conservada.....	13
Figura 05. Aspecto da Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> conservada.....	13
Figura 06. Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> em sucessão secundária.....	14
Figura 07. Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> em sucessão secundária.....	14
Figura 08. Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> em sucessão secundária.....	15
Figura 09. Formação Aberta Arbustiva de <i>Clusia</i> em sucessão secundária.....	15

Capítulo I

Figura 1. Parcelas selecionadas por amostragem em estágio duplo na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> da Fazenda Retiro adjacente ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	22
Figura 2. Esforço amostral realizado na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> conservada e em sucessão secundária.....	23
Figura 3. Riqueza das famílias botânicas na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> conservada.....	27
Figura 4. Riqueza das famílias botânicas na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> em sucessão secundária.....	28
Figura 5. Classes de altura na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> conservada e em sucessão secundária.....	29
Figura 6. Classes de diâmetro na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> (FAAC) conservada e em sucessão secundária	29

Capítulo II

Figura 1. Parcelas selecionadas por amostragem em estágio duplo na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> da Fazenda Retiro adjacente ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	44
Figura 2. ANOVA bifatorial da cobertura vegetal em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar.....	46
Figura 3. ANOVA bifatorial da riqueza da FAAC em sucessão em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar.....	46
Figura 4. ANOVA bifatorial do nº de indivíduos em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar.....	47
Figura 5. Valores médios da riqueza da FAAC conservada em relação a distancia da linha da praia.....	48

Figura 6. Valores médios da cobertura vegetal da FAAC conservada em relação a distancia da linha da praia.....	49
Figura 7. Valores médios do número de indivíduos da FAAC conservada em relação a distância da linha da praia.....	49
Figura 8. Riqueza de sementes da FAAC em sucessão secundária em relação a distância da FAAC conservada e da linha da praia.....	50
Figura 9. Nº de sementes da FAAC em sucessão secundária em relação a distância da FAAC conservada e da linha da praia.....	50

Lista de Tabelas

Capítulo I

Tabela 1. Lista florística do estrato arbustivo encontradas na Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> em Carapebus.....	24
Tabela 2. Valor de importância e parâmetros da comunidade vegetal da Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> conservada.....	30
Tabela 3. Valor de importância e parâmetros da comunidade vegetal da Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i> sucessão secundária.....	31
Tabela 4. Teste de Qui-Quadrado das associações interespecíficas com as seis espécies de maior VI.....	34

Capítulo II

Tabela 1. ANOVA Bifatorial e de Kruskal-Wallis ANOVA de parâmetros da comunidade da FAAC conservada e FAAC em sucessão secundária em relação aos efeitos da distância da FAAC conservada, distância da linha do mar e da interação entre essas duas variáveis.....	45
Tabela 2. Teste de Kruskal-Wallis ANOVA para a riqueza e número de sementes do banco de sementes do solo da FAAC conservada e da distância da linha do mar.....	48

Introdução geral

Ecologia e Sucessão Secundária

Após séculos de mudanças nas comunidades vegetais por causa de distúrbios e perturbação antrópica, vários pesquisadores tem direcionado esforços no sentido de entender melhor a composição e função dos ecossistemas, e especialmente os processos relacionados à regeneração natural de áreas degradadas (Gomez-Pompa *et al.* 1991), com a ecologia cumprindo papel de destaque neste processo.

Uma abordagem comum nos estudos de ecologia é a procura de padrões e processos nos sistemas naturais. O padrão se refere a eventos que se repetem, com certa regularidade (Martins & Coutinho 2004), ao longo do tempo e do espaço (Pickett *et al.* 2007). Já os processos se referem aos mecanismos ou causas ecológicas que desencadearam os eventos (Pickett *et al.* 2007). Na prática nem sempre é fácil reconhecer a relação entre padrão e processo para comunidades vegetais, especialmente, quando processos de natureza diferentes geram padrões similares (Chave *et al.* 2002, Gilbert & Lechowicz 2004).

Ainda mais desafiador é saber em que medida os padrões e processos observados em condições naturais são reproduzidos em outras situações. Essa questão é de grande interesse, pois a importância relativa dos processos que condicionam a composição e estrutura das comunidades pode ser alterada em cenários pós-distúrbio (Grime 1998), fazendo com que a comunidade regenerante apresente padrões diferentes do previsto em modelos gerados em condições naturais.

Essa questão é crítica nesse momento singular da ecologia como ciência, que se encontra pressionada a oferecer respostas à questões do tipo: em que medida o conhecimento produzido sobre as comunidades vegetais em condições naturais pode orientar as práticas de recuperação e restauração em cenários de distúrbio e perturbação antrópica (Scarano & Martinelli 2010). A investigação de sítios em sucessão secundária pode contribuir para essa questão, pois permite elucidar os *padrões* (vias) de modificações dos sistemas naturais, bem como os *processos* (mecanismos) das mudanças em sítios que

sofreram distúrbios e perturbações de origem antrópica ou natural (Pickett *et al.* 2001).

A sucessão secundária pode ser definida como a série de modificações na composição de espécies e na estrutura de comunidades em sítios abertos por distúrbio de origem antrópica ou natural (Pickett *et al.* 1987). Essas modificações conduzem a regeneração natural das áreas impactadas e são comumente investigadas por duas abordagens: (1) cronosequência de estágios sucessionais, (2) estudos de longa duração em *plots* permanentes.

Os estudos de cronosequência comparam sítios em diferentes idades pós-distúrbio, assumindo como pressuposto que os sítios têm a mesma condição biótica e abiótica inicial, e que as espécies são igualmente distribuídas em todos os sítios (Johnson & Miyanishi 2008). Conseqüentemente, diferenças na estrutura e composição das espécies de cada local são atribuídas à dinâmica temporal da sucessão (Tabarelli & Mantovani 1999, Menezes & Araújo 2004, Lebrija-Trejos *et al.* 2010). Essa abordagem é útil em superar a principal limitação para o entendimento da sucessão nas comunidades vegetais que é o curto tempo usualmente destinado para seu estudo, em vista de processos que geralmente levam décadas ou séculos (Lebrija-Trejos *et al.* 2010). A cronosequência permite identificar padrões sucessionais e formular hipóteses causais das principais forças que dirigem a sucessão (Foster & Tilman 2000), mas ela não permite elucidar os processos (mecanismo) e suas taxas.

A segunda abordagem estabelece parcelas permanentes nos locais em sucessão registrando periodicamente vários parâmetros da comunidade, considerando a heterogeneidade entre sítios em sucessão. São estes trabalhos que tornam possível reconhecer e estabelecer a relação entre padrão (via) e processo (mecanismo) no fenômeno da sucessão (Pickett *et al.* 2001). Nessa abordagem, os processos que influenciam o curso da sucessão são investigados considerando fatores que atuam em pequena escala como interações de competição e facilitação (Connell & Slatyer 1977, Myster & Pickett 1992 a), herbivoria (Hendrix *et al.* 1988) e fatores em escalas mais amplas no espaço e tempo como nível de fragmentação da paisagem (Holt *et al.* 1995, Cook *et al.* 2002), histórico de uso do solo (Chazdon *et al.* 2007),

disponibilidade de propágulo (Reisman-Berman *et al.* 2006), e até mesmo eventos climáticos (Kreyling *et al.* 2011).

Restingas e Sucessão Secundária

A vegetação do bioma atlântico já cobriu a maior parte do território leste do Brasil e atualmente está reduzida 7% da sua área original devido ao histórico de colonização e desenvolvimento urbano (SOS Mata Atlântica). Isso ocorreu devido ao crescimento demográfico das cidades litorâneas, impulsionadas pela instalação de portos, instalações turísticas e, conseqüentemente, especulação imobiliária. Em alguns casos, essa alteração representou uma mudança irreversível da paisagem e a destruição completa de ecossistemas importantes para: proteção de recursos hídricos, manutenção da diversidade genética e biológica e contenção de dunas. Em outros, gerou um cenário possível para a sucessão secundária (regeneração natural) da vegetação através de remanescentes.

Menezes e Araujo (2004) ressaltam que, diante a situação crítica em que se encontram as formações vegetais de restinga no litoral brasileiro, é necessário conhecer os processos de regeneração após os distúrbios no intuito de orientar a criação de parâmetros que auxiliem a recuperação de áreas descaracterizadas. No entanto, quase todo o esforço de investigação da vegetação de restinga foi desenvolvido em trechos de comunidades em bom estado de conservação e os aspectos referentes à sucessão secundária foram obtidos apenas de inferências de estudos em formações vegetais em estado próximo ao natural (Zaluar 1997, Zaluar 2002, Correia *et al.* 2010).

A preocupação com o quadro de alteração dos ambientes costeiros tem ganhado cada vez mais espaço na mídia, suscitando ações governamentais em parceria com organizações civis como a criação do Parque Nacional Restinga de Jurubatiba, em 1998, sendo esta a primeira Unidade de Conservação de âmbito nacional criada, exclusivamente, para proteger ecossistemas de restinga. No Plano de Manejo do PARNA Restinga de Jurubatiba foi estabelecido uma Zona de Recuperação cujo os objetivos são “*deter a degradação dos recursos e restaurar a área no interior e entorno do parque com base no conhecimento existente ou a ser gerado*” (Plano de Manejo – encarte 4). A criação desta zona e das diretrizes relatadas no Plano

de Manejo são motivadas pelo fato do PARNA apresentar quase 20% da sua área com vegetação em sucessão secundária ou com clara evidência de alterações de origem antrópica.

No Estado do Rio de Janeiro, trabalhos relacionados a processos sucessionais na restinga restringem-se aos de Sá (2002) que analisou a dinâmica da regeneração da floresta de restinga após perturbação por tratores e o trabalho de Araujo & Peixoto (1977), que analisou uma vegetação aberta herbáceo-arbustiva em Jacarepaguá (RJ) logo após a passagem do fogo. Cirne & Scarano (2001) estudaram o rebrotamento de *Andira legalis* após uma queimada na restinga de Jacarepiá. Em outras restingas brasileiras, destacam-se Carvalho & Oliveira-Filho (1993) e Miranda *et al.* (1997) que avaliaram a recomposição da cobertura vegetal em dunas de rejeito de mineração, no Estado da Paraíba, e Carvalhaes & Mantovani (1998) que analisaram a composição florística de uma restinga em São Paulo após 35 anos de abandono.

O caso da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* na Restinga de Jurubatiba

A Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* (FAAC) é um mosaico composto de manchas com alta cobertura vegetal distribuída como ilhas numa matriz de baixa cobertura (Scarano 2009). O padrão de distribuição das plantas para FAAC são atribuídos à dinâmica de sucessão cíclica das ilhas de vegetação, com as espécies focais tendo papel crucial para estruturação da comunidade.

A Figura 01 mostra um modelo funcional da FAAC com *Allagoptera arenaria* e *Aechmea* como espécies encontradas no início da moita e *Clusia hilariana* como indivíduo dominante (Scarano *et al.* 2004). Segundo este modelo uma moita tem origem a partir do estabelecimento de *A. arenaria* na areia nua que facilitam o estabelecimento de outras plantas como *Clusia hilariana* (Dias & Scarano 2007). *Aechmea nudicaulis* também teria papel importante como sítio de germinação de outros propágulos, adicionando área coberta às moitas dominadas por *A. arenaria* (Scarano *et al.* 2004). Além de *Clusia hilariana*, outras espécies como *Protium icariba*, *Ocote notata*, *Myrcia lundiana* e *Erythroxylum ovalifolium* são comumente encontradas como indivíduos dominantes nas ilhas de vegetação na FAAC.

A morte do indivíduo dominante conduz a uma mudança da espécie que domina a ilha de vegetação. Esta cresceria dentre as plantas que germinaram no sub-bosque, possivelmente pelo aumento da incidência luminosa e disponibilidade de matéria orgânica (Mantuano 2003). A morte do indivíduo dominante também poderia iniciar a fase degenerativa da moita, pela diminuição de sua cobertura arbórea tornando o microambiente não mais favorável ao estabelecimento de plântulas (Correia *et al.* 2010, Aguiar & Sala, 1992 e 1999).

O modelo funcional para FAAC foi construído a partir de conhecimentos gerados nas escalas de indivíduo (ecofisiologia) (Scarano *et al.* 2001) e vizinhança (interações de facilitação) (Zaluar 1997, Zaluar 2002, Scarano 2002, Correia *et al.* 2010), e conseqüentemente, considera que processos autóctones são os principais responsáveis por dirigir o curso da sucessão cíclica, numa via previsível.

Pickett *et al.* (2001) ressaltam que há muito tem sido considerada a influência da vegetação do entorno sobre a riqueza e cobertura vegetal em sítios em sucessão (Gleason 1926), mas poucos trabalhos tem investigado a importância de fatores alóctones na comunidade regenerante. Para Holt *et al.* (1995), isso se deve a abordagem clássica (Clements 1916) de investigar a sucessão dando ênfase aos processos autóctones de modificação da fisionomia e composição da comunidade baseados no *trade-off* colonização-competição (Tilman 1990) e interações (Connell & Slatyer 1977).

Além disso, considerando que processos determinísticos e estocásticos são importantes para desenvolvimento da comunidade (Chave *et al.* 2002, Tuomisto *et al.* 2003), a utilidade da teoria da sucessão às crescentes demandas na elaboração de planos recuperação de áreas degradadas (PRADs) passa por estabelecer quanto de cada processo é responsável por forçar o curso da sucessão (Young *et al.* 2001). Sendo assim, estudos em outras escalas ecológicas da FAAC são requeridos para avaliar quão determinística e previsível é a sucessão cíclica e a sucessão secundária desta comunidade (Levin 1992, Hubbell 2001) e incorporar essas concepções aos dados de interações e ecofisiologia, tornando os modelos de dinâmica da FAAC mais úteis para programas de manejo, preservação e restauração de áreas degradadas.

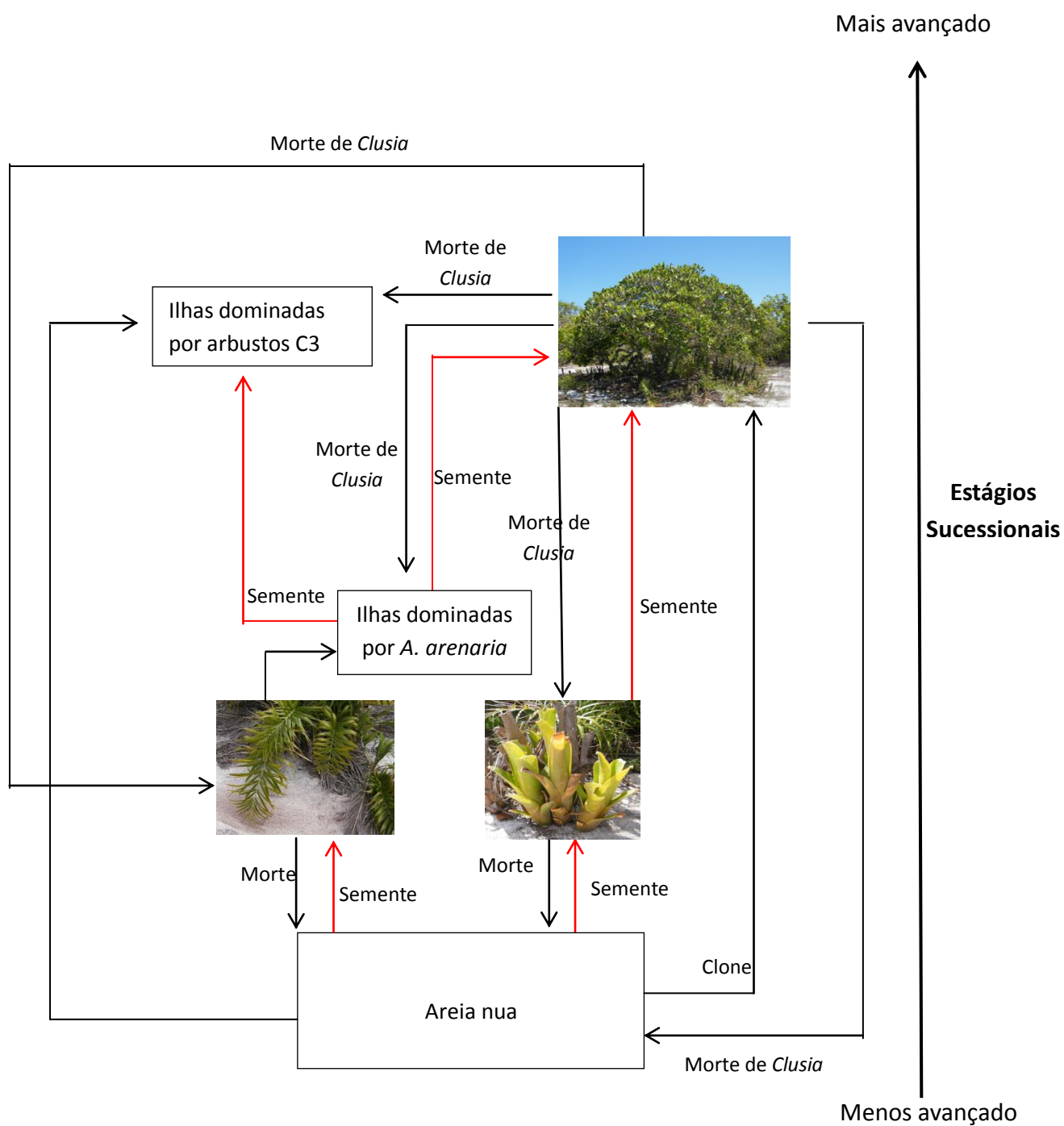


Figura 01. Modelo funcional da dinâmica de comunidades da FAAC na Restinga de Jurubatiba (adaptado de Scarano *et al.* 2004).

Objetivos e Estrutura do Trabalho

O objetivo geral da dissertação é investigar a sucessão secundária da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) na Restinga de Jurubatiba, descrevendo padrões espaciais e florísticos básicos das lenhosas na vegetação regenerante no município de Carapebus, no sentido de inferir quais processos foram mais relevantes para a estrutura da vegetação regenerante.

O trabalho foi escrito em dois capítulos, o primeiro relata a caracterização fitofisionômica de um sítio de FAAC em sucessão secundária em comparação a uma área de FAAC conservada e após delinear os cenários pelo quais podemos interpretar e investigar a sucessão secundária na FAAC, avançamos para o segundo capítulo que busca responder se existe influência de fatores alóctones como fonte de sementes e a proximidade com o mar sobre a estrutura da FAAC em sucessão secundária.

Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Retiro, uma área vizinha ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba próxima a lagoa de Carapebus, localizada no município de Carapebus. O trabalho foi desenvolvido em área total 6,48 hectares, sendo 3,24 ha em uma de FAAC conservada e 3,24 ha de um sítio de FAAC em sucessão secundária a 14 anos (Figura 02 e 03).

A área de FAAC conservada é vizinha à monocultura de coco-anão e fica a oeste do plantio e não foi alterada pelos proprietários da fazenda. A FAAC próxima a Lagoa de Carapebus apresenta florística e fisionomia típica da FAAC estudada em trechos do PNRJ (Figuras 04 e 05)

O trecho da FAAC em sucessão secundária (figura 06 a 09) é resultado de um plantio de coco anão (*Cocus nucifera* L.) abandonado desde de novembro de 1998 quando as atividades da fazenda foram interrompidas. No início do empreendimento, em 1997, a área sofreu remoção de toda a vegetação original através do corte raso das plantas associado a técnicas de destocamento por gradagem, para implantação de um sistema de irrigação por aspersão que garantiria a sobrevivência dos coqueiros. As mudas de coqueiro dessa área foram plantadas e receberam adubo durante o período de 1 ano, até o encerramento das atividades da fazenda. Em 2009 os proprietários da fazenda foram autuados pelo ministério público a remover os coqueiros da Área de Proteção Permanente que corresponde a faixa de 300m do mar que compreende nossa área de estudo. No ano de 2011 foi realizada a retirada desses coqueiros que apresentavam pequeno porte com indivíduos menores que 1,70m.

Caracterização da Restinga de Jurubatiba

Do ponto de vista geomorfológico restingas podem ser definidas como o conjunto de depósitos arenosos costeiros de origem marinha e fluvial resultante dos processos de transgressão e regressão marinha ao longo do período Quaternário (Rizzini 1979). No sentido biótico, as restingas são o conjunto das comunidades existentes sobre estes depósitos, caracterizadas principalmente pelas comunidades vegetais encontradas nas praias, dunas, cordões de areia paralelo ao mar, depressões entre cordões, margens de lagoas costeiras e até manguezais (Araujo 1992, 2000).

As regressões marinhas ocorridas durante o Pleistoceno deram origem aos cordões arenosos mais internos ao continente, sendo por isso mais antigos. Já cordões Holocênicos, mais recentes são posicionados mais externamente ao continente, fazendo divisa com as linhas de praia (Martin *et al.* 1997).

Estas comunidades estão sujeitas a condições ambientais mais extremas que as condições encontradas nas florestas e experimentam um conjunto de condições ambientais mais adversas tais como: grande amplitude de temperatura, condições de vento, seca e solos oligotróficos (Scarano *et al.* 2001).

As restingas correspondem a um complexo vegetacional edáfico de primeira ocupação (ou formação pioneira) na classificação de Veloso *et al.* (1991), margeando vários tipos florestais da Mata Atlântica, formando o mosaico vegetacional da costa Atlântica brasileira (Scarano 2002). As diferentes feições geomorfológicas juntamente com os processos ecológicos promoveram uma alta diversificação fitofisionômica encontrada nas restingas (Cerqueira 2000).

No Estado do Rio de Janeiro as restingas ocorrem ao longo de todo o litoral, sendo a flora encontrada nestes ambientes considerada bastante diversificada (Araujo & Henriques 1984). Na região norte do Estado, destaca-se a restinga de Jurubatiba que se estende por uma faixa de aproximadamente 60 Km de comprimento por 10Km de largura (Araujo *et al.* 1998) na sua porção ao sul da foz do Rio Paraíba do Sul. A temperatura média anual é de 22,6° C e a precipitação de 1164mm. A distribuição das chuvas é sazonal sendo o verão a estação com maior índice pluviométrico, 189mm, em janeiro. Nos meses mais secos, junho, julho e agosto, o solo apresenta deficiência hídrica e de outubro a janeiro ocorre reposição de água no solo (Henriques *et al.* 1986). Mesmo nessa estação de maior disponibilidade de água são frequentes os períodos de deficiência hídrica no substrato arenoso como consequência da baixa capacidade de retenção de água das partículas de areia (Cavalin & de Mattos 2007).

As principais investigações sobre a vegetação da Restinga de Jurubatiba foram realizadas dentro do Parque Nacional Restinga de Jurubatiba (PNRJ) (Latitudes: Norte S 22° 09; W 41° 22; Sul- w 41 41 ;S 22 18; Longitude: Leste-w

41 17 58 S 22° 8 53; Oeste-w 41 42 27; S 22 17 31) onde foram classificadas 10 tipos de comunidades vegetais (Araujo *et al.* 1998). Dentre as comunidades listadas no PNRJ temos: Formação de Mata Permanentemente Inundada, Formação de Mata Periodicamente Inundada; Formação de Mata de Cordão Arenoso, Formação Halófila-Psamófila Reptante, Formação Herbácea Brejosa, Formação Arbustiva Fechada de Pós-praia, Formação Arbustiva Aberta de *Clusia*, Formação Arbustiva Aberta de *Ericaceae*, Formação Arbustiva Aberta de *Palmae*, e Vegetação Aquática (Araujo *et al.* 1998).

Dentre essas formações, destaca-se a Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* (FAAC) que apresenta uma estrutura em ilhas de vegetação que representa cerca de 40% da área total do PNRJ (Araujo 2000), sendo encontrada principalmente em áreas altas dos cordões arenosos, isolados por formações fechadas de restinga. A FAAC é formada por moitas de até 8 metros de altura, densas, com forma esférica até totalmente irregulares, e tamanhos variados (< 1m² até > 1.000m²), intercalada por espaços de areia nua ou cobertura vegetal esparsa (Araujo *et al.* 2004).

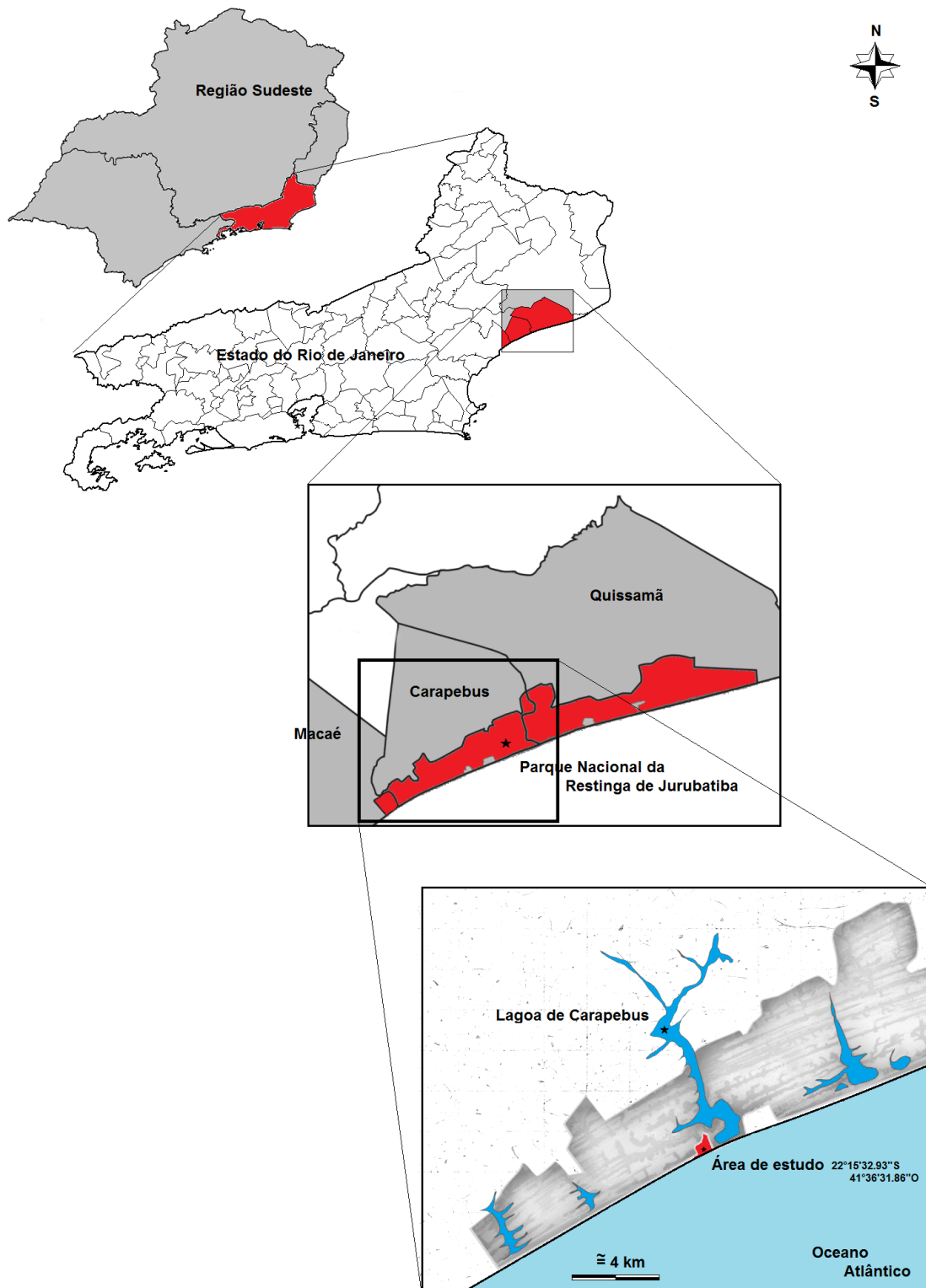


Figura 02. Representação geográfica da área de estudo. De cima a baixo as partes em vermelho destacam respectivamente: Estado do Rio de Janeiro; Municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã; Parque Nacional Restinga de Jurubatiba; Área de estudo com coordenadas (A1- 22°15'32.73" S 41°36'40.03", A2- 22°15'37.82" S 41°36'35.03", A3- 22°15'27.20" S 41°36'27.47", A4- 22°15'32.31" S 41°36'23.32") próxima a lagoa de Carapebus (em azul).

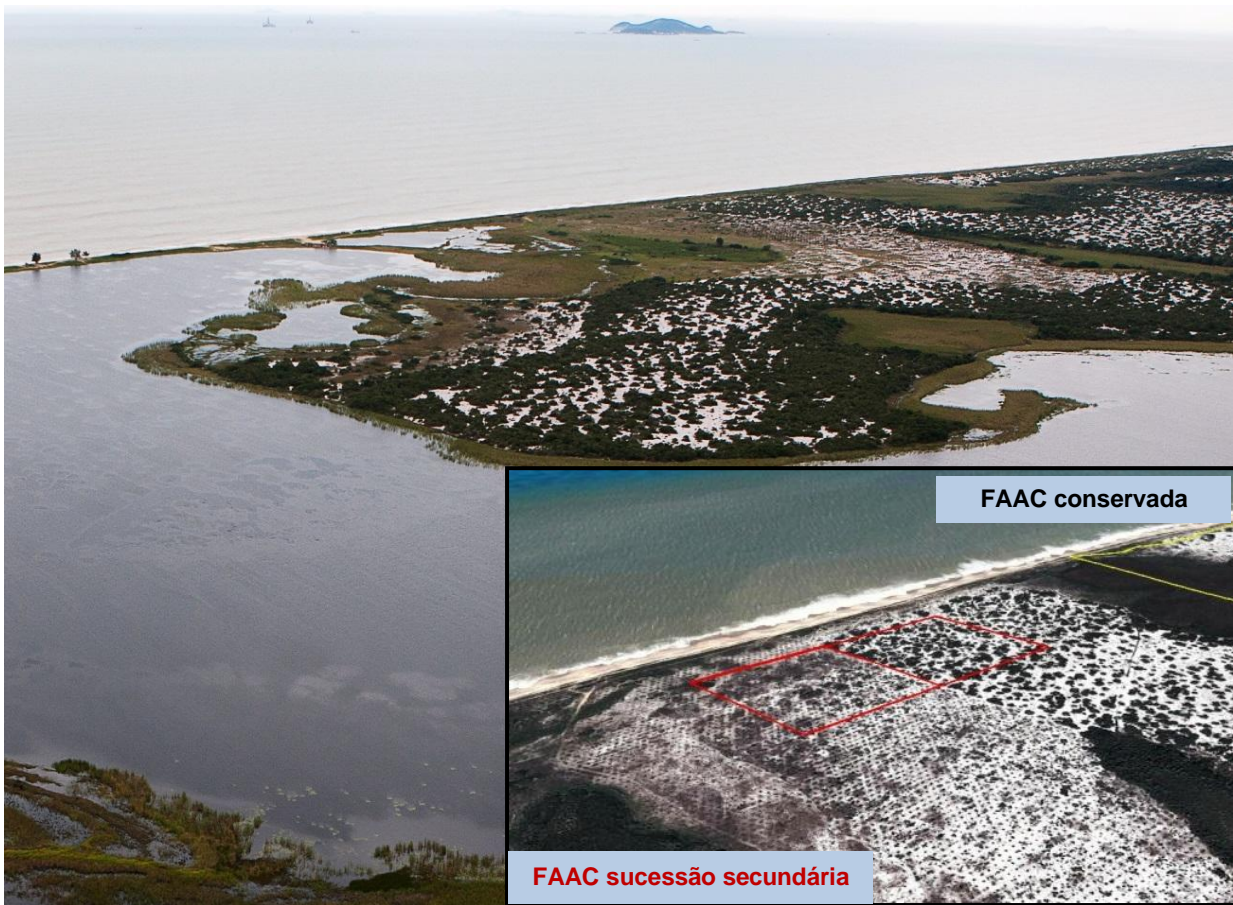


Figura 03. Lagoa de Carapebus com ampliação para a área de plantação de coco e em destaque os 6,48 ha de área total investigados neste estudo (retângulo vermelho), sendo 3,24 ha no trecho da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* conservada e 3,24 ha no em sucessão secundária . Foto: Romulo Campos.



Figuras 04 e 05 – Aspecto da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* conservada.





Figuras 06 e 09- Aspecto da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* em sucessão secundária antes do corte dos coqueiros em 2011. As setas brancas indicam as espécies nativas que colonizaram a área após o corte raso com destaque.

Capítulo I

Fitossociologia de uma área de Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em sucessão secundária

Introdução

A composição de espécies numa dada localidade é resultado da ação de múltiplos processos ocorrendo em diferentes escalas de tempo e espaço, que filtram as espécies de um *pool* regional para uma comunidade local (Lortie *et al.* 2004, Funk *et al.* 2008). Esses filtros são representados pela heterogeneidade ambiental (Tuomisto *et al.* 1995), limitação de dispersão (Hubbell 1979) e interações bióticas (Tilman 1994, Pitman *et al.* 2001).

Atualmente a flora das restingas fluminenses é vista nessa perspectiva onde história, dispersão e interações são determinantes para a composição das comunidades que nela existem (Scarano & Dias 2004). Devido ao baixo nível de endemismo e proximidade desta planície arenosa de formação recente com a Mata Atlântica *scrito senso*, foi sugerido que a vegetação das restingas é resultado da colonização de plantas oriundas da Mata Atlântica (Araujo 2000, Scarano 2002).

O estabelecimento dos colonizadores nesse novo ambiente seria possível graças às interações positivas entre as espécies (Scarano 2002) dada as condições estressantes dos cordões arenosos como a grande amplitude de temperatura, ventos intensos, baixa disponibilidade hídrica e solo oligotrófico (Scarano *et al.* 2001).

Na Restinga de Jurubatiba, a facilitação mediada pelas espécies focais *Clusia hilariana* Schlttdl, *Aechmea nudicaulis* (L.) Griseb. e *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze tem sido considerado o processo ecológico chave do modelo de sucessão cíclica descrito para a Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) (Scarano *et al.* 2004). Nesse sentido, perturbações em larga escala que afetam as espécies focais ou qualquer uma das outras plantas dominantes podem colocar em risco a estrutura e o funcionamento desta comunidade como um todo (Zaluar 1997 e 2002).

A riqueza e composição das espécies na comunidade também é resultado de eventos mais recentes, como o histórico de uso e ocupação do solo (Funk *et al.* 2008), que alteram a dinâmica natural da vegetação,

modificando ou eliminando os processos ecológicos que estruturaram a comunidade originalmente, o que pode resultar em extinções locais. No entanto, ainda não existem dados que permitam avaliar a importância das espécies focais para o recrutamento de novos indivíduos em situações de distúrbio antrópico na FAAC, ou de como a composição da FAAC se modifica durante a sucessão secundária.

Sendo assim, este trabalho pretende (1) verificar quais espécies colonizam com sucesso os sítios de FAAC pós-distúrbio em sucessão secundária; (2) comparar a riqueza de espécies nos sítios de FAAC em sucessão secundária com a riqueza encontrada na FAAC conservada; (3) verificar se as espécies-focais descritas por Zaluar (2002) e Correia *et al* (2010) são encontradas em sítios em sucessão secundária; (4) verificar o padrão de associação entre as espécies dominantes na FAAC em sucessão secundária.

Material e métodos

Durante os meses de julho de 2012 a janeiro de 2013 foram realizadas as atividades visando caracterizar quali e quantitativamente 3,24 ha de um sítio de FAAC em sucessão secundária e 3,24 ha de área de FAAC conservada.

Amostragem da vegetação

O procedimento definido para este estudo foi a amostragem em estágio duplo que consiste da divisão da superfície vegetacional em grandes unidades primárias (blocos), subdivididos em unidades amostras secundárias (parcelas). Felfili *et al.* (2011) sugere que o procedimento de amostragem em estágio duplo deve seguir os passos: delimitação do universo amostral; definição do tamanho das unidades primárias e secundárias; seleção das unidades primárias (blocos) de forma aleatória ou sistemática; seleção das unidades secundárias (parcelas) de forma aleatória ou sistemática. Em ambas as áreas de FAAC foram definidas sistematicamente os blocos (unidades primárias) de 3600m² e aleatoriamente as parcelas (unidades secundárias) de 400m². Para a FAAC conservada foram selecionados 9 parcelas totalizando 0,36 ha e para a FAAC em sucessão secundária foram selecionados 27 parcelas totalizando 1,08 ha de área estudada (Figura 1).

Fitossociologia

A definição do método de amostragem utilizado neste trabalho foi realizada, a partir de uma incursão onde foi feita uma avaliação preliminar da área de estudo. Considerando que a maior parte das espécies possui hábito arbustivo, o método escolhido visou atender as peculiaridades que existem ao caracterizar quantitativamente esse estrato. Esse ajustamento é de fundamental importância, pois a fitossociologia em vez de centrar na riqueza como o faz a Florística, busca avaliar as relações entre as espécies, dentro da comunidade vegetal, no espaço e tempo (Kersten & Galvão 2011), estimando medidas que podem até mesmo permitir o reconhecimento de padrões (Pillar 1998).

Um dos parâmetros mais utilizados para caracterizar esse tipo de vegetação é cobertura vegetal, através do método descrito por Munhoz & Araujo (2011) e nomeado por Brower *et al.* (1997) de intercepto de linha. O método é baseado no princípio de redução da largura do transecto, que tem

duas dimensões (comprimento e largura), para uma linha com apenas uma dimensão (comprimento) (Munhoz & Araujo 2011), permitindo a determinação da composição, cobertura e frequência das espécies na comunidade (Brower *et al.*1997). Para plantas visivelmente individualizadas pode-se obter na extensão da linha também a densidade das espécies na vegetação (Brower *et al.*1997). Pimentel (2002) mostrou que o intercepto de linha é o método mais adequado para caracterização a nível de comunidade quando a vegetação é estruturada em moitas como a FAAC.

Em cada parcela sorteada pela amostragem em estágio duplo 5 linhas de 20m foram distribuídas com espaçamento de 5m entre elas, isto é, em cada parcela foi lançado 100m de linha. Com isso, para a FAAC conservada foi caracterizado um total de 900m de linha e para a FAAC em sucessão secundária um total de 2700m. A curva espécie-área para ambas os trechos é apresentada na figura 2. Em planilha de campo foram anotados dados referentes ao número da parcela, espécie, altura e a extensão do indivíduo interceptada pela linha.

Constituíram a amostragem todos os indivíduos de espécies arbustivas de altura acima de 50 cm. Espécies como *Cereus pernambucensis* e *Pilosocereus arrabidae* foram incluídas dada a sua importância em termos de biomassa para a FAAC em sucessão secundária e a liana *Paullinia weinmanniaefolia* foi incluída, pois foram encontrados indivíduos isolados na FAAC em sucessão secundária. Arbustos escandentes como *Capparis flexuosa* que continham Diâmetro Altura do Solo (DAS) individualizado também foram incluídos na amostragem. As bromélias *Aechmea nudicaulis* e *Neoregelia cruenta* foram registradas somente quanto sua presença ou ausência nas parcelas amostradas.

Para espécies encontradas na linha mais de uma vez foi usada a distância mínima de 50 cm entre os troncos de maior DAS para considera-las como dois indivíduos. A extensão do espaço vazio e o total da área amostrada resultaram no valor da porcentagem de cobertura vegetal.

As identificações botânicas das espécies encontradas foram, quando possível, realizadas durante o campo. No caso de dúvida na identificação, o material botânico foi coletado e identificado utilizando literatura especializada, com o auxílio de especialistas da UFRJ/NUPEM e comparação com exsiccatas

depositadas no herbário do Museu Nacional UFRJ. O sistema de classificação botânica adotado foi o APG III (APG III 2009) e as sinonímias confirmadas pela pesquisa no site do Missouri Botanical Garden (Tropicos 2013).

Os parâmetros fitossociológicos de cobertura linear relativa, frequência relativa e densidade relativa foram utilizados para calcular o Valor de Importância (VI) para cada espécie. Também foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H) para obtenção da diversidade na área.

Os cálculos dos parâmetros fitossociológicos foram realizados para cada espécie a partir das seguintes fórmulas (Brower *et al.*1997):

Índice Densidade Linear (IDL):

$IDL_i = n_i / L$; onde:

n_i – Número de indivíduos coletados da espécie i .

L – Somatório de todas das linhas amostradas na área.

Observação: para FAAC em sucessão secundária $L = 2700$ e para FAAC conservada $L = 900$

Densidade relativa (D_r):

$D_{ri} = IDL_i / \sum IDL$; onde:

$\sum IDL$: Somatório de IDL de todas as espécies

Cobertura Linear CR_i

$CL_i = l_i / L$; onde:

l_i – Soma de todas as copas interceptadas da espécie i .

L – Somatório de todas das linhas amostradas na área.

Cobertura relativa (CR):

$CR_i = CL_i / \sum CL$; onde :

$\sum CL$ – somatório de todas as copas de todas as espécies interceptadas.

Frequência Absoluta (F_i):

$F_i = p_i / \sum p$; onde:

p_i – Número de parcelas com a presença da espécie i .

Σp – Número total de parcelas.

Frequência (FR_i):

$FR_i = F_i / \Sigma F_n$; onde:

ΣF_n – somatório das frequências absolutas de todas as espécies

Valor de Importância (VI_i):

$VI_i = DR_i + CR_i + FR_i$

Valor de importância (VI %)

$VI = (DR_i + CR_i + FR_i) / 3$

Testes de associação de espécies

Para verificar o padrão de associação entre as espécies na FAAC em sucessão secundária foi realizado um teste de associação a partir da co-ocorrência entre as seis espécies de maior valor de importância (VI) encontradas na fitossociologia. A co-ocorrência definida neste estudo consiste da sobreposição da copa das plantas observada durante as medidas de cobertura vegetal ao longo do intercepto de linha. Foi testada a significância das associações interespecífica entre plantas dominantes por teste de chi-quadrado (Brower *et al.* 1997) contando o número de co-ocorrências de cada par de espécie.

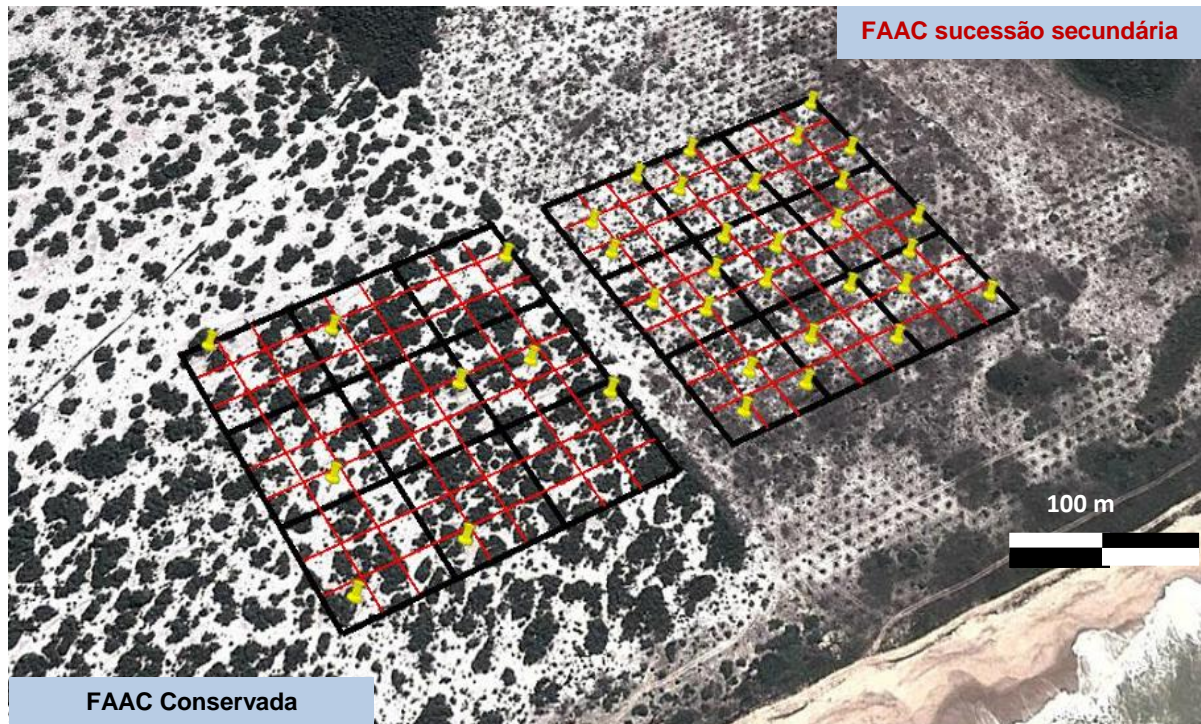


Figura 1. Parcelas 20 x 20m selecionadas por amostragem em estágio duplo de 6,48ha na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* da Fazenda Retiro adjacente ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. À esquerda, FAAC conservada e as nove parcelas sorteadas (destacadas em amarelo) e à direita, FAAC em sucessão secundária e as 27 parcelas sorteadas (destacadas em amarelo).

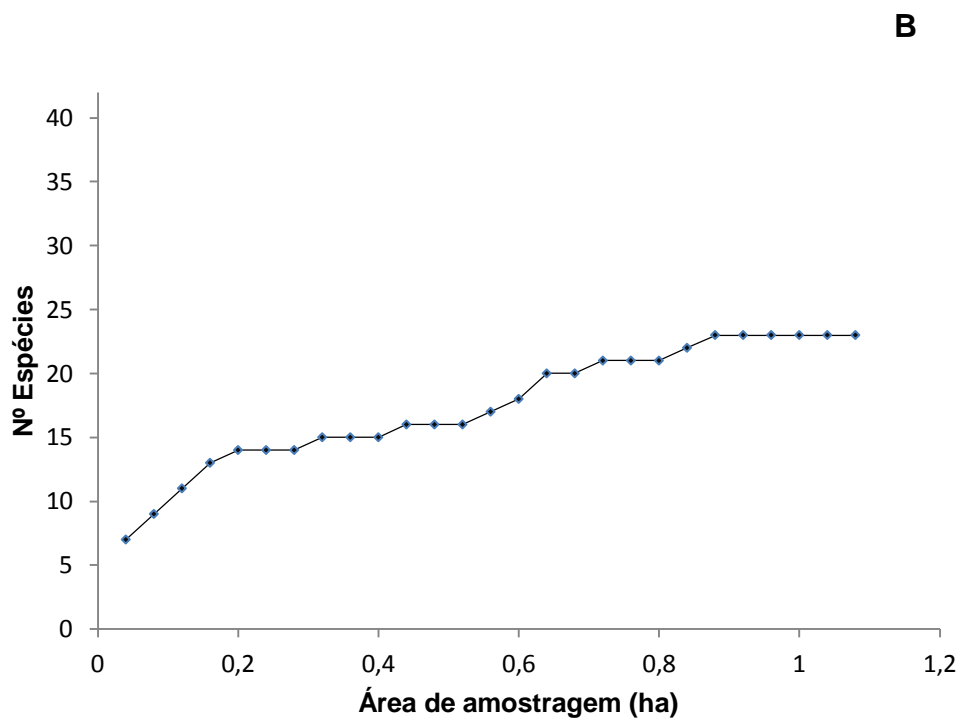
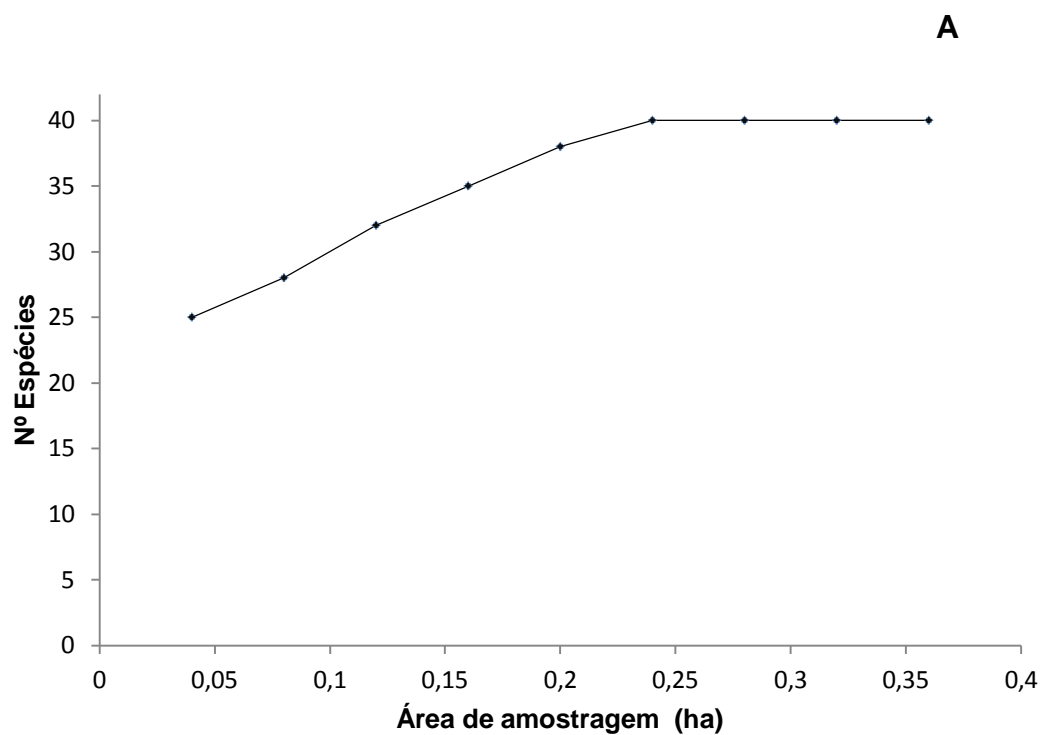


Figura 2. Relação entre o esforço amostral e o número de espécies encontrado na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* conservada (A) e em sucessão secundária (B).

Resultados

Para o trecho da FAAC conservada foi encontrado um total de 597 indivíduos de 39 espécies, com 65% de cobertura linear e 3,108 H' de diversidade e para o trecho em sucessão secundária foi encontrado um total de 376 indivíduos de 23 espécies diferentes, com 9% de cobertura linear e 2,158 H' de diversidade. A diferença na riqueza entre a FAAC em sucessão e a FAAC conservada torna-se mais evidente quando consideramos o total de linha amostrada em cada área 2700m e 900m, respectivamente. Por exemplo, em uma das parcelas da FAAC conservada (100m de linha amostrada) foi encontrada 24 espécies, uma riqueza maior que a encontrada em todas as parcelas amostradas na FAAC em sucessão secundária. Das 46 espécies que compõe a amostragem 23 (50%) foram exclusivas da FAAC conservada, 7 (15,2%) foram encontradas exclusivamente na FAAC em sucessão secundária e 16 (34,8%) espécies foram comuns as duas áreas (Tabela 1). Para a FAAC em sucessão secundária a quantidade de espécies comum à FAAC conservada representou 70% do total de espécies encontrada na área.

Tabela 1. Lista florística do estrato arbustivo encontrada na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em Carapebus, incluindo cactos e a palmeira *Allagoptera arenaria*. AC: Área da FAAC conservada; SS: Área da FAAC em sucessão secundária.

Família / Nome científico	A.C.	S.S.
Anacardiaceae		
<i>Anacardium occidentale</i> L.	x	
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi		x
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	x	
Annonaceae		
<i>Annona acutifolia</i> Saff. ex R. E. Fr.	x	
Arecaceae		
<i>Allagoptera arenaria</i> (Gomes) Kuntze	x	x
Bonnetiaceae		
<i>Bonnetia stricta</i> (Ness.) Ness. & Mart.	x	
Burseraceae		
<i>Protium icicariba</i> (DC.) Marchand	x	
Cactaceae		
<i>Cereus fernambucensis</i> Lem.	x	x
<i>Pilosocereus arrabidaei</i> (Lem) Byles & G.D. Rowley	x	x
Calophyllaceae		
<i>Kielmeyera membranacea</i> Casar.	x	x

Família / Nome científico	A.C.	S.S.
Capparaceae		
<i>Capparis flexuosa</i> (L.)L.	x	x
Celastraceae		
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	x	x
Clusiaceae		
<i>Clusia hilariana</i> Schlttdl.	x	
Ebenaceae		
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.		x
Erythroxylaceae		
<i>Erythroxylum ovalifolium</i> Peyr.	x	
<i>Erythroxylum subsessile</i> (Mart.) O.E.Schulz	x	
Euphorbiaceae		
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	x	
Fabaceae		
<i>Andira nitida</i> Mart ex Benth	x	x
<i>Inga maritima</i> Benth		x
<i>Senna australis</i> (Vell.) H. S. Irwin & Barneby	x	x
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) H. S. Irwin & Barneby	x	x
Lauraceae		
<i>Ocotea notata</i> (Ness. & Mart.) Mez	x	
Macgraviaceae		
<i>Norantea brasiliensis</i> Choisy		x
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	x	
Myrtaceae		
<i>Calypttranthes brasiliensis</i> (Spreng)	x	
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	x	
<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg	x	x
<i>Myrcia lundiana</i> Kiaerst	x	
<i>Myrcia ovata</i> Cambess.	x	
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N. Silveira	x	
Myrtaceae 1		x
Nyctaginaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	x	x
Ochnaceae		
<i>Ouratea cuspidata</i> Tiegh	x	x
Olacaceae		
<i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer	x	
Pentaphylacaceae		
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	x	x
Polygonaceae		
<i>Coccoloba confusa</i> R. A. Howard	x	
Primulaceae		

Família / Nome científico	A.C.	S.S.
<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC	x	
Rubiaceae		
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	x	x
Rutaceae		
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	x	
Sapindaceae		
<i>Allophylus puberulus</i> Radlk.	x	
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	x	
<i>Donanaea viscosa</i> Jacq.		x
<i>Paullinia weinmanniaefolia</i> Mart.	x	x
Sapotaceae		
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	x	
<i>Syderoxylum obtusifolium</i> (Humb. Roem. & Schult.) T.D. Penn.		x
Solanaceae		
<i>Solanum paniculatum</i> L.	x	x
Total: 46 espécies	39 espécies	23 espécies

As famílias de maior número de espécies na FAAC conservada foram Myrtaceae com 6 espécies, seguido de Sapindaceae e Fabaceae com 3 espécies. Anacardiaceae, Erythroxylaceae e Cactaceae apresentaram 2 espécies cada e as demais famílias apresentaram 1 espécie cada (Figura 3). Fabaceae apresentou a maior riqueza na FAAC em sucessão secundária com 4 espécies, seguida das famílias Cactaceae, Myrtaceae e Sapindaceae com 2 espécies e as demais famílias apresentando 1 espécie cada (Figura 4).

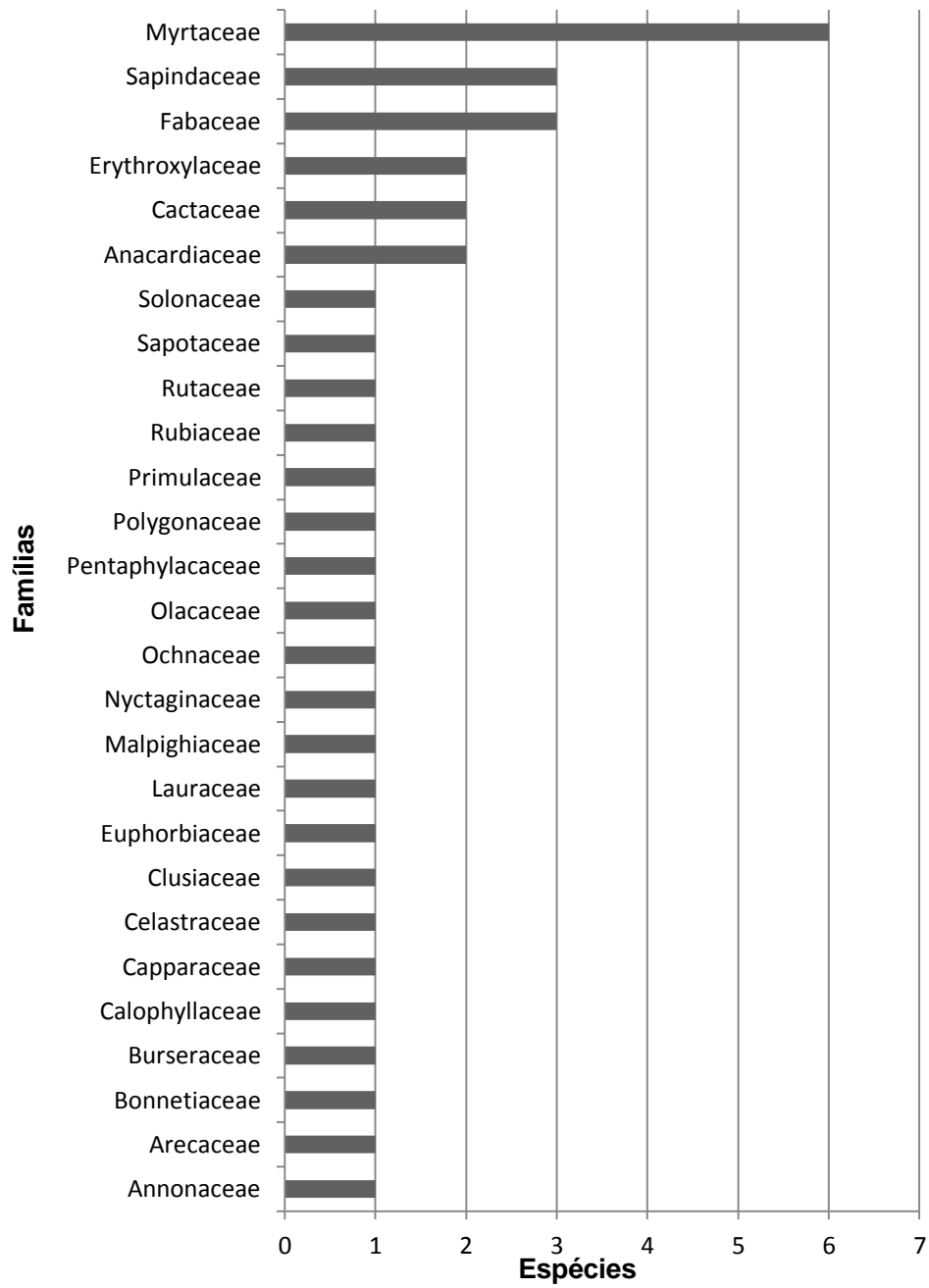


Figura 3. Riqueza das famílias botânicas na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* conservada.

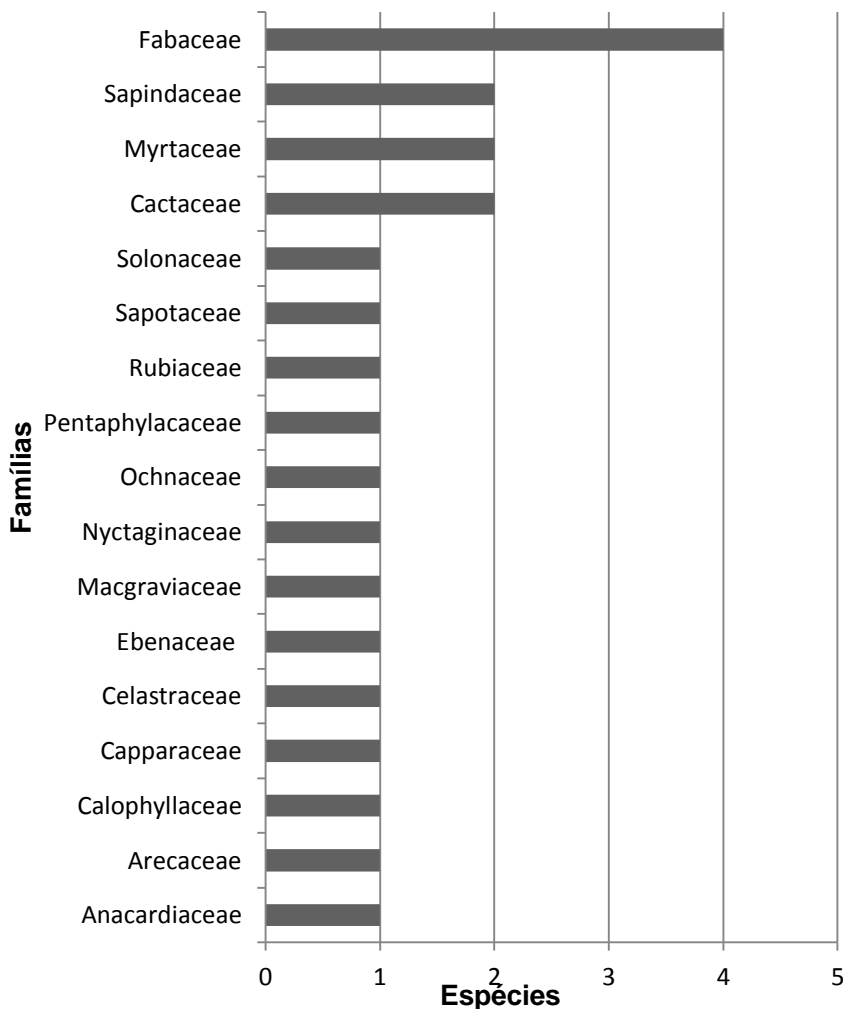


Figura 4. Riqueza das famílias botânicas na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em sucessão secundária.

A altura média das plantas amostradas na FAAC conservada foi $1,34\text{m} \pm 0,610$ e na FAAC em sucessão foi de $1,02\text{m} \pm 0,4$, quanto ao diâmetro as médias foram $5,94\text{cm} \pm 3,69$ e $4,77\text{cm} \pm 2,53$, respectivamente. Enquanto a FAAC conservada possui 51,7% do número de indivíduos com altura menor que 1,28m a FAAC em sucessão secundária possui 71% (Figura 5). Em relação ao diâmetro, a distribuição dos valores por classe de tamanho foi ainda mais diferente entre as áreas. Enquanto a FAAC conservada tem 22,6% dos seus indivíduos com diâmetro maior que 7,92cm a FAAC em sucessão possui apenas 8% com diâmetro maior que 7,92cm (Figura 6).

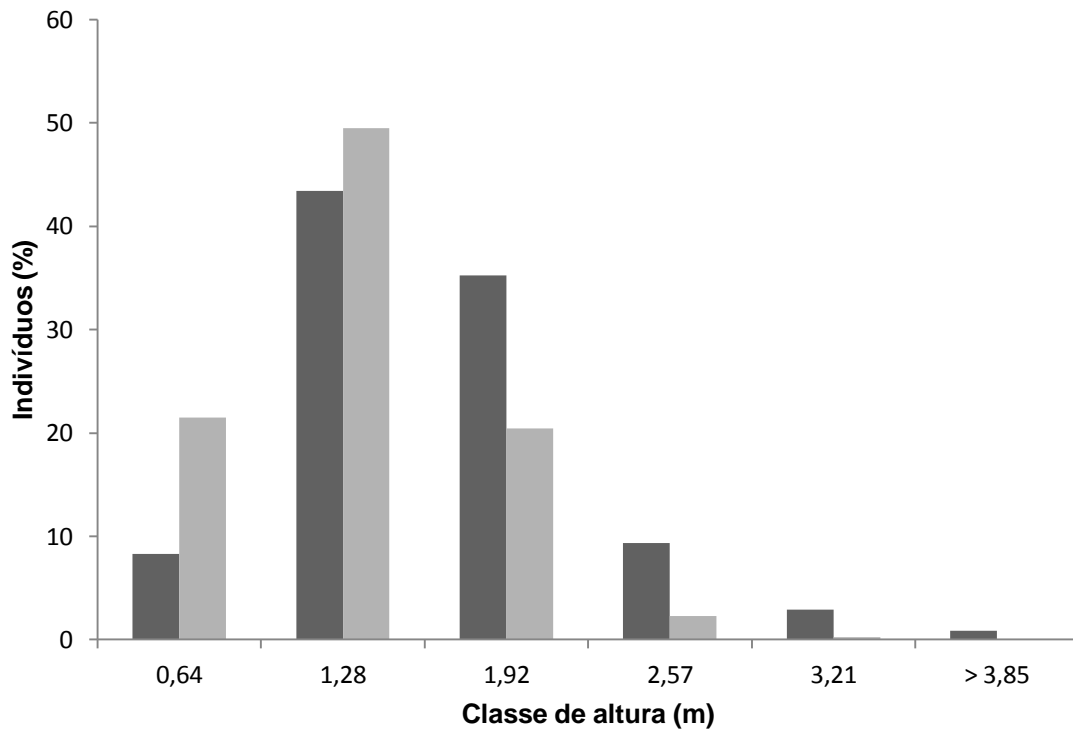


Figura 5 Percentual de indivíduos encontrados em diferentes classes de altura na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) conservada e em sucessão secundária. Cinza escuro - FAAC conservada; Cinza claro - FAAC em sucessão secundária.

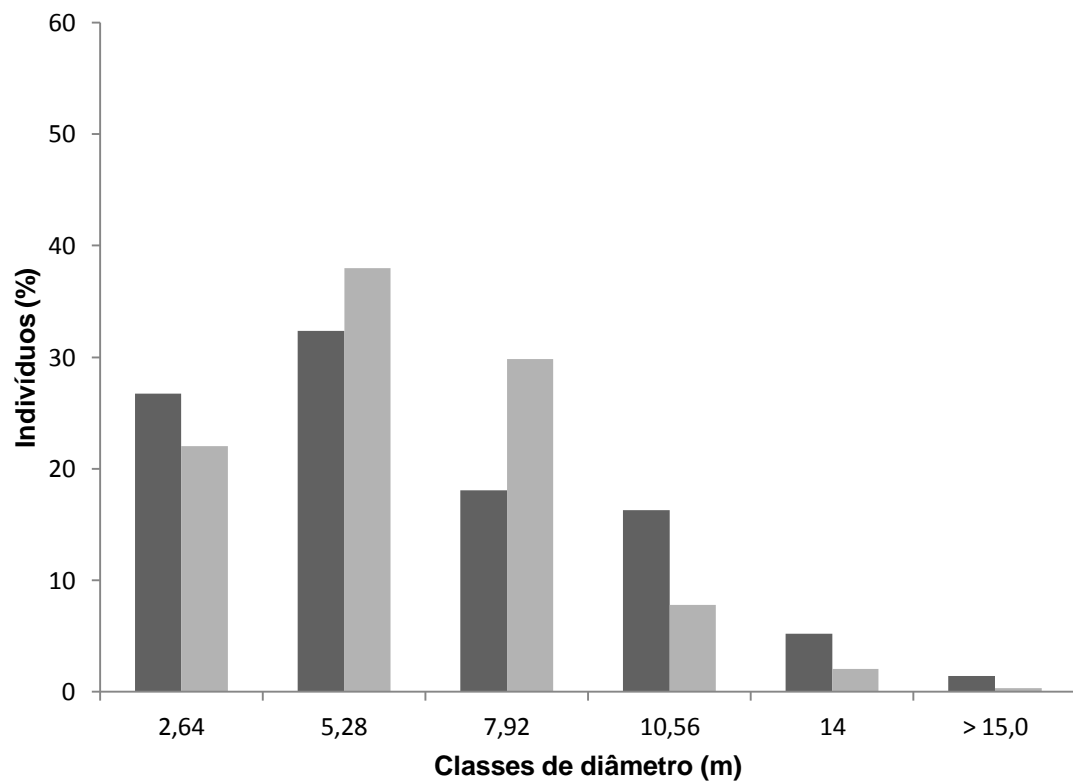


Figura 6. Percentual de indivíduos encontrados em diferentes classes de diâmetro na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) conservada e em sucessão secundária. Cinza escuro- FAAC conservada; Cinza claro FAAC em sucessão secundária.

Erythroxylum ovalifolium foi a espécie dominante na FAAC conservada seguido de *Myrcia lundiana*, *Allagoptera arenaria*, *Tocoyena bullata* e *Eugenia umbelliflora* (Tabela 2). Para o sítio da FAAC em sucessão secundária a espécie dominante foi *Guapira opposita*, seguido dos cactos *Cereus pernanbucensis*, *Pilosocereus arrabidae*, da liana *Paullinia weinmanniaefolia* e *Eugenia umbelliflora* (Tabela 3).

Na FAAC em estado natural 14 espécies concentraram 75% do VI (Tabela 2) enquanto apenas 5 espécies concentraram 75% do valor de VI na FAAC em sucessão secundária (Tabela 3), isto é, houve um aumento do grau de monodominância entre as duas áreas e, conseqüentemente, um reforço da estrutura oligárquica comumente observada em habitats sujeitos a condições ambientais estressantes como a restinga (Scarano 2002).

Tabela 2: Valor de importância e parâmetros da comunidade vegetal da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* conservada, em um trecho de 0,36 hectare da Fazenda Retiro, Carapebus, Rio de Janeiro. N = número de indivíduos; Freq. = frequência absoluta; Interc. = soma da cobertura vegetal interceptada pela linha (m); DLR = Densidade Linear relativa, FR = Frequência Relativa; CLR = Cobertura Linear Relativa; VI = Valor de Importância; VI% = em percentual de VI.

Espécie	N	Freq.	Interc.	DLR	FR	CLR	VI	VI%
<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	92	9	117	15,4	4,92	19,96	40,29	13,43
<i>Myrcia lundiana</i>	52	9	42	8,7	4,92	7,17	20,80	6,93
<i>Allagoptera arenaria</i>	48	9	38	8,0	4,92	6,52	19,48	6,49
<i>Tocoyena bullata</i>	38	8	38	6,4	4,37	6,51	17,24	5,75
<i>Eugenia umbelliflora</i>	36	8	36	6,0	4,37	6,14	16,55	5,52
<i>Chaetocarpus myrsinites</i>	24	7	46	4,0	3,83	7,80	15,65	5,22
<i>Maytenus obtusifolia</i>	33	7	29	5,5	3,83	5,03	14,38	4,79
<i>Paullinia weinmanniaefolia</i>	28	9	26	4,7	4,92	4,45	14,06	4,69
<i>Pilosocereus arrabidae</i>	29	9	16	4,9	4,92	2,72	12,50	4,17
<i>Guapira opposita</i>	25	9	19	4,2	4,92	3,19	12,29	4,10
<i>Heisteria perianthomega</i>	18	7	20	3,0	3,83	3,51	10,35	3,45
<i>Myrsine parvifolia</i>	19	8	12	3,2	4,37	2,12	9,67	3,22
<i>Capparis flexuosa</i>	17	7	17	2,8	3,83	2,87	9,55	3,18
<i>Byrsonima sericea</i>	14	7	17	2,3	3,83	2,85	9,02	3,01
<i>Calyptanthus brasiliensis</i>	18	6	11	3,0	3,28	1,89	8,19	2,73
<i>Erythroxylum subsessile</i>	13	6	13	2,2	3,28	2,17	7,63	2,54
<i>Protium icariba</i>	10	6	9,8	1,7	3,28	1,67	6,62	2,21
<i>Annona acutifolia</i>	11	4	13	1,8	2,19	2,30	6,33	2,11

<i>Tapirira guianensis</i>	7	6	10	1,2	3,28	1,71	6,16	2,05
<i>Anacardium occidentale</i>	11	5	5,6	1,8	2,73	0,96	5,53	1,84
<i>Ocotea notata</i>	6	5	3,1	1,0	2,73	0,53	4,27	1,42
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	5	3	9,4	0,8	1,64	1,61	4,09	1,36
<i>Manilkara subsericea</i>	5	4	5,4	0,8	2,19	0,92	3,95	1,32
<i>Myrcia ovata</i>	3	3	3,2	0,5	1,64	0,54	2,68	0,89
<i>Clusia hilariana</i>	3	2	4,7	0,5	1,09	0,81	2,41	0,80
<i>Senna pendula</i>	3	3	1,4	0,5	1,64	0,24	2,38	0,79
<i>Bonnetia stricta</i>	4	1	6,7	0,7	0,55	1,15	2,36	0,79
<i>Coccoloba confusa</i>	3	2	2,1	0,5	1,09	0,36	1,95	0,65
<i>Eugenia puniceifolia</i>	3	2	1,2	0,5	1,09	0,21	1,80	0,60
<i>Cereus fernambucensis</i>	2	2	1,8	0,3	1,09	0,31	1,74	0,58
<i>Senna australis</i>	2	2	1,5	0,3	1,09	0,26	1,69	0,56
<i>Allophylus puberulus</i>	2	1	2,4	0,3	0,55	0,41	1,29	0,43
<i>Solanum paniculatum</i>	3	1	1,3	0,5	0,55	0,22	1,27	0,42
<i>Neomitranthes obscura</i>	2	1	1,8	0,3	0,55	0,30	1,18	0,39
<i>Andira nitida</i>	2	1	1,1	0,3	0,55	0,19	1,07	0,36
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	2	1	0,9	0,3	0,55	0,15	1,03	0,34
<i>Cupania emarginata</i>	2	1	0,7	0,3	0,55	0,12	1,00	0,33
<i>Ouratea cuspidata</i>	1	1	0,3	0,2	0,55	0,06	0,77	0,26
<i>Kielmeyera membranacea</i>	1	1	0,3	0,2	0,55	0,05	0,77	0,26
Total: 39 espécies	597	183	584	100	100	100	300	100

Tabela 3. Valor de importância e parâmetros da comunidade vegetal da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em sucessão secundária, em um trecho de 1,08 hectare da Fazenda Retiro, Carapebús, Rio de Janeiro. N = número de indivíduos; Freq. = frequência absoluta; Interc. = soma da cobertura vegetal interceptada pela linha (m); DLR = Densidade Linear relativa, FR = Frequência Relativa; CLR = Cobertura Linear Relativa; VI = Valor de Importância; VI% = em percentual de VI.

Espécies	N	Freq.	Interc.	DLR	FR	CLR	VI	VI%
<i>Guapira opposita</i>	164	26	237,37	43,62	18,84	49,10	111,56	37,19
<i>Cereus fernambucensis</i>	37	16	48,71	9,57	11,59	10,28	31,45	10,48
<i>Pilosocereus arrabidaei</i>	31	15	27,86	8,24	10,87	6,14	25,25	8,42
<i>Paullinia weinmanniaefolia</i>	25	10	42,66	4,79	7,25	7,28	19,32	6,44
<i>Eugenia umbelliflora</i>	27	7	26,57	7,18	5,07	5,89	18,14	6,05
<i>Maytenus obtusifolia</i>	17	10	17,68	4,52	7,25	3,54	15,31	5,10
<i>Tocoyena bullata</i>	12	8	23,52	3,46	5,80	4,95	14,20	4,73
<i>Senna pendula</i>	11	9	9,89	2,93	6,52	1,98	11,43	3,81
<i>Donanaea viscosa</i>	18	4	7,52	4,79	2,90	1,57	9,25	3,08
<i>Solanum paniculatum</i>	6	6	5,4	1,60	4,35	1,14	7,08	2,36
<i>Allagoptera arenaria</i>	7	6	4	1,86	3,62	0,84	6,33	2,11
<i>Schinus terebinthifolia</i>	4	4	1,75	1,06	2,90	0,37	4,33	1,44
<i>Andira nitida</i>	4	3	2,8	1,06	2,17	0,59	3,83	1,28
<i>Ouratea cuspidata</i>	3	3	4	0,80	2,17	0,84	3,82	1,27
<i>Norantea brasiliensis</i>	2	2	7,12	0,53	1,45	1,50	3,48	1,16
<i>Inga maritima</i>	4	2	1,9	1,06	1,45	0,40	2,91	0,97
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	3	1	6,53	0,80	0,72	1,38	2,90	0,97

<i>Kielmeyera membranacea</i>	2	2	1,3	0,53	1,45	0,27	2,26	0,75
<i>Senna australis</i>	1	1	3,9	0,27	0,72	0,82	1,81	0,60
<i>Capparis flexuosa</i>	2	1	2,3	0,53	0,72	0,49	1,74	0,58
Myrtaceae 1	1	1	1,5	0,27	0,72	0,32	1,31	0,44
<i>Diospyros inconstans</i>	1	1	0,9	0,27	0,72	0,19	1,18	0,39
<i>Syderoxylum obtusifolium</i>	1	1	0,5	0,27	0,72	0,11	1,10	0,37
Total: 23 espécies	383	139	485,68	100	100	100	300	100

A espécie *Aechmea nudicaulis* foi encontrada em todas as parcelas da FAAC conservada, disposta tipicamente em torno das ilhas de vegetação como descrito para esta formação por Araujo *et al.* (2004), mas nenhum indivíduo foi encontrado na FAAC em sucessão secundária. Quanto a *Neoregelia cruenta*, a espécie foi registrada em 4 das 9 parcelas amostras para FAAC conservada mas nenhum indivíduo foi registrado na FAAC em sucessão secundária. *Clusia hilariana* apresentou baixo valor de importância (VI=0,8) na FAAC conservada e nenhum indivíduo foi amostrado no sítio em sucessão. Já a palmeira geófita *Allagoptera arenaria* apresentou o terceiro VI mais alto na FAAC em estado natural e baixa ocorrência na FAAC em sucessão secundária (VI= 2,1).

A associação interespecífica medida a partir da co-ocorrência na linha foi negativa e significativa ($p \leq 0,05$) somente para o par *Cereus fernambucensis* vs. *P. arrabidae* (Tabela 4). *Eugenia umbeliflora* vs. *Guapira opposita* e *Paullinia weinmanniaefolia* vs. *Pilosocereus arrabidae* apresentaram padrão associação negativa à 0,091 e 0,065 de significância, respectivamente. Os demais pares não apresentaram associações significativas.

Tabela 4: Valores do teste de Qui-Quadrado realizado com as associações interespecíficas com as seis espécies de maior VI. O sinal (-) ao lado dos valores de Qui indica que o padrão de associação é negativo. * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,1$.

Espécies	<i>G.opposita</i>	<i>C. fernambucensis</i>	<i>P. arrabidae</i>	<i>P. weinmanniaefolia</i>	<i>E. umbelliflora</i>	<i>M.obtusifolia</i>
<i>C. fernambucensis</i>	1,798					
<i>P. arrabidae</i>	1,472	3,927* (-)				
<i>P. weinmanniaefolia</i>	1,403	0,757	3,397** (-)			
<i>E. umbelliflora</i>	2,84** (-)	1,171	2,406	0,108		
<i>M.obtusifolia</i>	0,877	1,171	0,875	1,688	1,076	
<i>T.bullata</i>	0,278	0,731	0,227	0,446	0,029	0,892

Discussão

Deslow (1980) afirma que a riqueza em estágios iniciais de sucessão secundária está associada a natureza do distúrbio. Então, se o distúrbio antrópico que a FAAC sofreu for similar em tamanho e intensidade às condições históricas que originalmente estruturaram a comunidade ou as condições de fase clímax, seria esperado uma pequena variação na riqueza de espécies comparada a FAAC conservada. Em contraste, se o distúrbio antrópico for diferente do regime histórico de distúrbio que originalmente estruturou a FAAC, poucas espécies conseguiriam colonizar sítios abertos. O fato de mais da metade do total de espécies amostrada na fitossociologia não ter sido encontrada na FAAC em sucessão secundária (Tabela 1), demonstra que a remoção da cobertura vegetal para a monocultura de *Cocus nucifera* imprimiu um distúrbio de intensidade e tamanho maior que o proporcionado pela morte do indivíduo dominante na moita durante a sucessão cíclica.

A composição das espécies encontrada na FAAC em sucessão secundária e conservada apresenta diferenças marcantes quanto as espécies de maior VI (Tabela 2 e 3). O maior grau de oligarquia da FAAC em sucessão revela o efeito do impacto de alteração (Pascal & Polissier 1996) para a monocultura de *Cocus nucifera* que permitiu que poucas espécies colonizassem a área em sucessão após distúrbio, provavelmente, porque mudanças nas condições de temperatura, luminosidade e influência do mar tornaram o recrutamento de novos indivíduos ainda mais restritivo.

Merece destaque a monodominância de *Guapira opposita* na FAAC em sucessão secundária. Na FAAC conservada, a espécie apresentou densidade linear de 0,55 ind/linha e cobertura linear de 0,42 m/linha, já na FAAC em sucessão secundária os valores foram de 1,21 ind/linha e 1,75 m/linha, respectivamente. Alguns trabalhos em trechos de floresta na Mata Atlântica perturbados encontraram papel de destaque para *Guapira opposita*. Salimon & Negrelle (2001) classifica a espécie como oportunista de pequenas clareiras, apresentando densidade de 40 ind.ha⁻¹ num trecho de floresta ombrófila densa aluvial. Valores semelhantes foram encontrados por Mantovani *et al.* (2005) e Carvalho *et al.* (2006) que destacaram *G. opposita* como a espécie de maior valor de importância em floresta estacional semidecidual com histórico de distúrbio antrópico. Porém Sá (2002) demonstrou que *G. opposita* teve

reduzida densidade numa floresta de restinga em sucessão secundária (5 ind.ha⁻¹) quando comparado com floresta adjacente conservada. Esse trabalho também cita *Byrsonima sericea* como a espécie mais favorecida em ambientes perturbados de floresta de restinga, porém nenhum indivíduo foi encontrado na FAAC em sucessão secundária estudada.

Segundo Leite (1990) e Moraes (1996) a palmeira geófito *Allagoptera arenaria* não possui restrições de ocupar áreas abertas sujeitas as condições extremas de cobertura e escassez de água, mas apesar dos seus atributos como espécies pioneira foi encontrado somente 7 indivíduos da mesma (VI = 2,1) de um total de 376 indivíduos na FAAC em sucessão secundária. *Allagoptera arenaria* foi registrada como a espécie com VI maior que 50% na sucessão secundária da formação arbustiva de Palmae por Cirne *et al.* (2003) e Menezes & Araujo (2004). A baixa ocorrência desta espécie revela que mesmo possuindo atributos fisiológicos que permitem a colonização da areia nua, sítios alterados da FAAC podem apresentar outras espécies pioneiras em virtude do tipo de distúrbio ocorrido na área.

A bromélia *Aechmea nudicaulis* se reproduz predominantemente formando clones pela emissão de brotos a partir de rizomas (Sampaio 2002) o que pode ter limitado a colonização do sítio em sucessão secundária estudado. Embora a espécie possa se reproduzir sexuadamente, não existem informações sobre o potencial de dispersão dos seus frutos, mas altas temperatura, soterramento e fornecimento hídrico são fatores limitantes para a germinação dessa bromélia (Mantovani & Iglesias 2008).

A espécie *Erythroxylum ovalifolium* apresentou o maior valor de importância (VI) na área da FAAC conservada (Tabela 2) e nenhum indivíduo foi registrado na FAAC em sucessão secundária (Tabela 3). Essa espécie lenhosa de hábito arbustivo e arbóreo (Bieras & Sajo 2004) tem ampla ocorrência nas restingas do estado do Rio de Janeiro (Araujo 2000) (Braz & de Mattos 2010). *E. ovalifolium* apresenta um longo período de produção de sementes que possuem grande viabilidade (Braz & de Mattos 2010) , mas condições de temperatura elevada e estresse hídrico comprometem grandemente o sucesso da germinação (Braz 2008, Souza 2010). Em contraste, a espécie *Guapira opposita* apresenta pouca influência de condições

de estresse hídrico sobre a germinação (Braz 2008) o que justificaria o fato dela ter sido espécie dominante na FAAC em sucessão secundária.

Outras espécies que também possuem redução significativa da germinação em condições de elevada temperatura como *Maytenus obtusifolia* (Souza 2010) e *Ternstroemia brasiliensis* (Pires *et al.* 2009) e em condições de estresse hídrico como *Eugenia umbeliflora* (Braz 2008) foram encontradas na FAAC em sucessão secundária. Isso pode indicar que outros fatores, além dos atributos específicos da germinação de cada espécie, como a dispersão de sementes e as interações de facilitação, podem influenciar a probabilidade da espécie ser encontrada na FAAC em sucessão secundária.

Butaye *et al.* (2001) chama atenção que fatores como a abundância relativa das espécies, o número de sementes produzida pela vegetação do entorno (neste caso, a FAAC conservada), o tamanho do sítio em sucessão e proximidade da área fonte podem influenciar a chance de um propágulo alcançar um sítio aberto por distúrbio antrópico. Para *Clusia hilariana* é possível que a reduzida abundância relativa na FAAC conservada ($n=3$ e $VI=0,8$) tenha contribuído para ausência da espécie na FAAC em sucessão secundária.

Seguindo a hipótese de Callaway (2002) sobre interações e fatores abióticos, se as condições estressantes da FAAC foram intensificadas após distúrbio, espera-se que interações positivas entre outras espécies (que não as espécies-focais) sejam importantes guias da sucessão. Isso seria esperado dado que as espécies focais *C. hilariana* e *A. nudicaullis* são ausentes e *A. arenaria* tem pouca expressão na FAAC em sucessão secundária. No entanto, o teste de associação de espécies, medida por meio da sobreposição de copas, não corrobora esta hipótese, e para a grande maioria das espécies as frequências de associação observadas no sítio não diferem das frequências de associação esperadas por aleatoriedade. O padrão de interação foi significativo para *Cereus fernambucensis* vs. *Pilosocereus arrabidae* que se evitaram na FAAC em sucessão secundária.

A associação entre a espécie dominante *G. opposita* vs. *E. umbeliflora* tende a inibição (Tabela 4). Esses padrões de associação contrariam o predito sobre o papel da espécie dominante em sistemas onde os fatores abióticos são restritivos ao estabelecimento de novos indivíduos (Aguiar & Sala 1999). Mas Cirne *et al.*(2003) também encontraram padrões de associação negativa entre

os dominantes *Allagoptera arenaria*, *Andira legalis* e *Swartzia apetala* Raddi na formação a arbustiva de *Palmae* em regeneração natural da restinga de Saquarema.

Armas & Pugnaire (2005) ressaltam que as interações de facilitação que estruturam comunidades de semi-árido apresentam variações em relação as fases ontogênicas de cada espécie. Com isso, uma plântula do sub-bosque que é beneficiada pela interação com a espécie dominante da moita pode sofrer inibição em estágios posteriores do seu desenvolvimento. Sendo assim, o tamanho mínimo (de 50cm) para incluir a planta na amostragem adotada neste estudo pode ter dificultado a análise das interações em fases mais precoces do recrutamento, o que influenciou o padrão de associação observado.

Por outro lado, Pickett *et al.* (1987) resalta que muito do nível de distúrbio de uma área se deve ao histórico de uso do solo e que este fator influencia diretamente o curso da sucessão secundária. Nesse sentido, o incremento de nutrientes consequente da monocultura de *C.nucifera* poderia ter amenizado a deficiência nutricional característica do solo arenoso da restinga, diminuindo a necessidade de um efeito facilitador em proporcionar condições mais propícias ao recrutamento das plantas. Nesse caso, esperar-se-ia que outros processos ecológicos além das interações positivas, por exemplo, a dispersão de sementes, sejam importantes guias da sucessão secundária na FAAC, tendo influência direta na estrutura da vegetação regenerante.

Em linhas gerais, dois cenários podem ser delineados para entender a diferença entre as áreas da FAAC em sucessão secundária e FAAC conservada: (1) anacronismo e (2) quebra de equilíbrio dinâmico da sucessão cíclica.

No primeiro cenário, a diferença na fisionomia e composição de espécies que se observa entre as duas áreas é atribuída ao atual estágio sucessional do sítio em regeneração. Isso quer dizer que o tempo de 14 anos decorrido das atividades que perturbaram a FAAC não é suficiente para uma regeneração completa, mas que ao longo dos anos a FAAC sucessão secundária se tornará cada vez mais semelhante a FAAC conservada. Em trabalhos de cronosequência de regeneração pós-fogo, Araujo & Peixoto (1977) e Menezes

& Araujo (2004) observaram um aumento de espécies e da cobertura vegetal na vegetação aberta herbáceo-arbustiva em Jacarepaguá na Formação Arbustiva de Palme da Restinga da Marambaia, respectivamente, ao longo do tempo.

O segundo cenário considera que perturbações de origem natural ou antrópica podem fazer com que sistemas estáveis como a FAAC (Correia *et al.* 2010) saiam da sua trajetória original (Scarano & Esteves 2004), resultando na quebra do equilíbrio dinâmico da sucessão cíclica. Nesse sentido, os processos que condicionam a composição e estrutura das comunidades em cenários pós-distúrbio assumiriam outro arranjo (Grime 1998), fazendo com que a comunidade regenerante apresente padrões diferentes do observado na comunidade conservada. Nesse caso, a estrutura e composição da FAAC em sucessão secundária seria resultado de alterações na importância relativa das interações de facilitação e processos de dispersão que originalmente estruturaram esta comunidade.

Conclusões

- A FAAC possui espécies que colonizam com sucesso sítios em sucessão secundária mesmo na ausência das espécies focais *Allagoptera arenaria*, *Clusia hilariana*, *Aechmea nudicaulis*.

- A espécie *Guapira opposita* coloniza com sucesso sítio da FAAC alteradas por distúrbio antrópico

- O padrão de associação interespecífica da FAAC em sucessão secundária não foi significativo para a maioria das espécies sendo significativo e negativo para *C. fernambucensis* vs. *P. arrabidae*.

Capítulo II

Padrão espacial na sucessão secundária na Formação Arbustiva Aberta de *Clusia*

Introdução

A cobertura vegetal de comunidades de sistemas áridos e semiáridos comumente se apresenta esparsa ou estruturada em moitas. Numa interpretação ecossistêmica, este padrão é atribuído aos fatores abióticos como a baixa disponibilidade de água, que limita a produtividade primária líquida, fazendo com que tais comunidades tenham cobertura com menos de 60% de vegetação em relação ao solo (Aguiar & Sala 1997).

Considerando os fatores autóctones, o padrão das ilhas de vegetação é resultado das interações e propriedades intrínsecas das espécie que compõe a moita (Moro *et al* 1997, Armas & Pugnaire 2005, Estelle *et al* 2009, Franco & Nobel 1988 e 1989, Yarranton & Morrison 1974, Aguiar & Sala 1992, Soriano *et al.* 1994). Alguns trabalhos consideram que a riqueza do sub-bosque é determinada pela ação da espécie dominante, que influencia a liberação de nutrientes e a própria estrutura da moita (Garnier *et al.* 2004, 2008), através das interações de facilitação e competição (Armas & Pugnaire 2005, Dias 2005, Estelle *et al* 2009, Scarano 2009, Correia 2010).

Mas Aguiar & Sala (1999) ressaltam que fatores externos à moita também influenciam o desenvolvimento das ilhas de vegetação. Dado que em geral a espécie dominante se destaca na paisagem, a grande riqueza encontrada no seu sub-bosque é gerada porque tais plantas são alvos mais prováveis de receber e acumular sementes dispersas pelo vento, água e animais (Werner & Harbeck 1982, Foster & Gross 1999). Essa perspectiva probabilística da estruturação das moitas complementa as proposições mais determinísticas que dão ênfase na facilitação promovida pela espécie dominante (Armas & Pugnaire 2005). No entanto, o papel de fatores alóctones – como a influência da área fonte de sementes - sobre a riqueza das moitas em início de desenvolvimento tem sido negligenciado.

Essa discussão é especialmente relevante para certas fitofisionomias das restingas do norte-fluminense, onde as interações de facilitação são tidas como o processo que dirige a sucessão cíclica - sendo responsável pela

estrutura e dinâmica das comunidades vegetais (Correia 2010) - mas possui quase 80% das suas espécies com dispersão zoocórica (Pimentel 2002) mediada por aves, pequenos mamíferos e répteis.

Nesse sentido, este trabalho tem por objetivo investigar a influência de fatores alóctones sobre a comunidade regenerante da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) em sucessão secundária. Especificamente, a hipótese a ser testada é de que a riqueza, cobertura vegetal, densidade de manchas, e o banco de sementes da FAAC em sucessão secundária variam em função da distância da FAAC conservada e a distância da linha do mar.

Material e métodos

Para verificar a influência de fatores alóctones sobre a FAAC em sucessão secundária investigamos se a riqueza, cobertura vegetal e número de indivíduos de cada uma de suas parcelas variam em função da distância da FAAC conservada (área fonte de sementes) e da linha do mar. Os valores destes parâmetros foram obtidos pela fitossociologia no capítulo 1. Além disso, o banco de sementes de cada parcela da FAAC em sucessão secundária foi coletado para avaliar o efeito da distância da FAAC conservada sobre a quantidade e riqueza de sementes.

Parâmetros da Comunidade

Foi realizado uma ANOVA bifatorial com os valores riqueza, cobertura vegetal e número de indivíduos da FAAC em sucessão secundária (variáveis dependentes) em função da distância da FAAC conservada, da distância da linha do mar e da interação entre essas duas variáveis independentes. Os blocos selecionados pela amostragem em estágio duplo receberam números e foram usados para formar as faixas de distâncias (Figura 1).

Para avaliar o efeito da proximidade da parcela com a FAAC conservada a distância 1 foi constituída pelos blocos 1, 4 e 7; a distância 2 formada pelos blocos 2, 5 e 8; a distância 3 constituída dos blocos 3,6 e 9 (Figura 1). Quanto ao efeito da linha do mar na FAAC em sucessão secundária distância 1 foi constituída pelos blocos 7, 8 e 9; a distância 2 formada pelos blocos 4, 5 e 6; a distância 3 constituída pelos blocos 1, 2 e 3. Dado que cada bloco possui três parcelas, cada faixa de distância foi constituída de nove parcelas.

O efeito da proximidade com o mar também foi avaliada com relação aos parâmetros fitossociológicos da FAAC conservada. Dado a não-homocedasticidade dos valores riqueza, cobertura vegetal e número de indivíduos da FAAC conservada foi utilizado um Kruskal-Wallis ANOVA para essa análise com a distância 1 constituída dos blocos 7, 8 e 9; a distância 2 formada pelos blocos 4, 5 e 6; a distância 3 constituída dos blocos 1, 2 e 3. Dado que cada bloco contém uma parcela, cada faixa de distância foi constituída de 3 parcelas.

Banco de sementes

O banco de sementes do solo é um sistema dinâmico com entradas e saídas que variam substancialmente no espaço e no tempo, com as sementes que caem no solo definindo as entradas e a germinação, predação ou destruição física as vias de saída (Pugnaire & Lázaro 2000). Para a FAAC Rodin & de Mattos (2001) sugerem que a composição do banco de sementes da FAAC está bem relacionado à eventos de dispersão, isto é, a comunidade possuiria um banco de sementes bem representativo da chuva de sementes. A partir dessas considerações as sementes acumuladas no solo e na serrapilheira da FAAC em sucessão secundária foram usadas como indicador da entrada de sementes da FAAC conservada (fonte alóctone).

Em novembro de 2012, foi realizada coleta de solo para avaliação do banco de sementes nas 27 parcelas da FAAC em sucessão secundária para avaliar o efeito da proximidade da FAAC conservada e da linha do mar sobre o aporte de sementes que chegam ao sítio em regeneração. Do centro de cada parcela, 10 discos de 30 cm de diâmetro foram lançados aleatoriamente na parcela e o solo foi retirado até a profundidade de 5 cm. As 27 amostras de solo coletadas foram transportadas para o Laboratório de Biotecnologia Vegetal e foram peneiradas para remoção das sementes presentes na serrapilheira e na camada superficial do solo. Essas sementes foram separadas para posterior comparação com a carpoteca do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFRJ, Rio de Janeiro. Dada a não-homocedasticidade dos valores de riqueza e quantidade de sementes, foi utilizado um Kruskal-Wallis ANOVA para verificar se estes parâmetros variam em função da distância da linha do mar e da distância da FAAC conservada

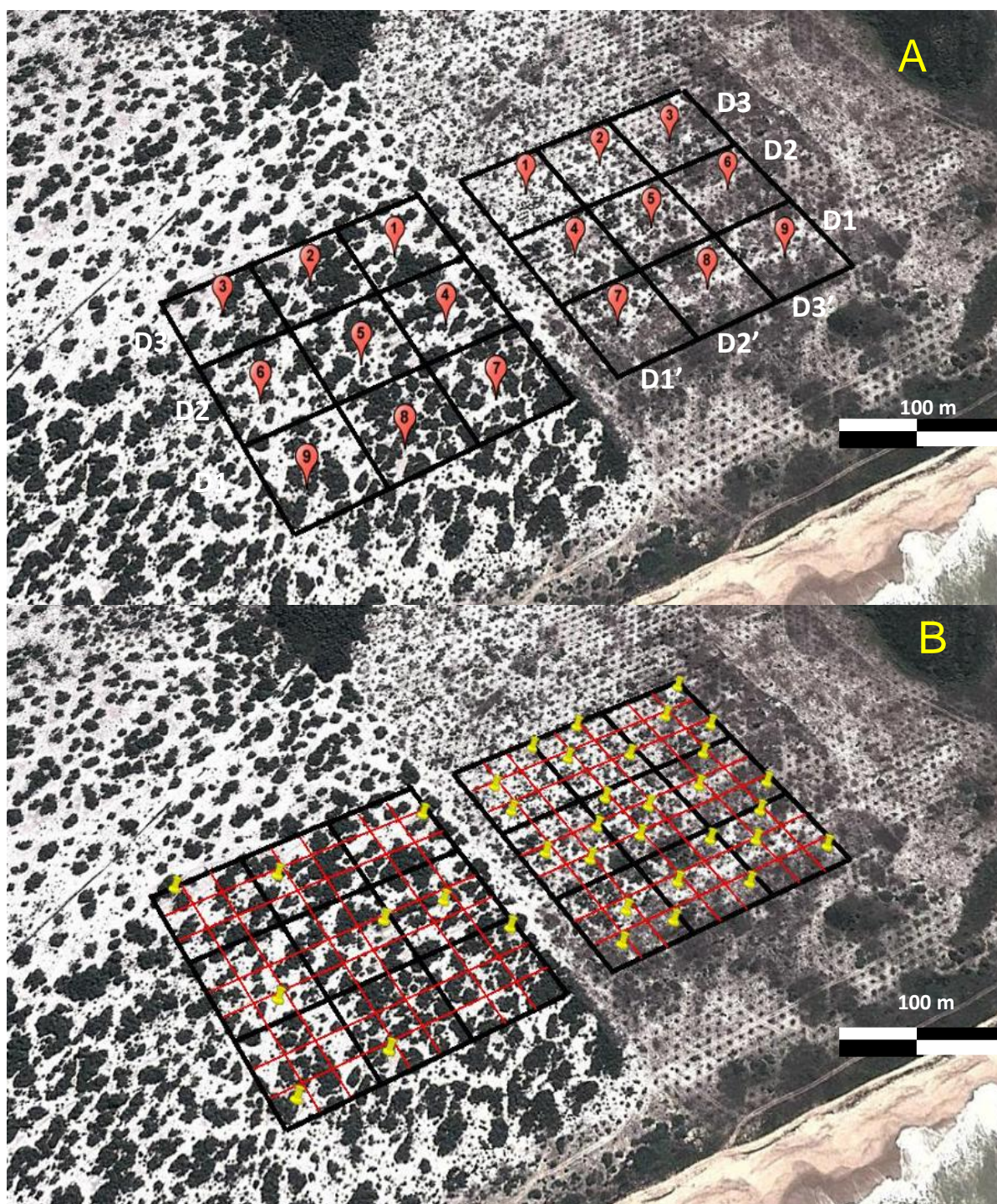


Figura 1. Amostragem em estágio duplo realizada na área de 8ha Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* (FAAC) da Fazenda Retiro adjacente ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. **A-** delimitação dos blocos que constituíram as faixas de distancia (variáveis independentes) das análises estatísticas. D1, D2 E D3 foram as distâncias da linha do mar; D1', D2' e D3' foram as distâncias da FAAC conservada. **B-** parcelas 20x20m selecionadas. À esquerda, FAAC conservada e as nove parcelas sorteadas (destacadas em amarelo) e à direita, FAAC em sucessão secundária e as 27 parcelas sorteadas (destacadas em amarelo).

Resultados

Para o trecho da FAAC em sucessão secundária a ANOVA bifatorial mostrou que a cobertura vegetal, riqueza e número de indivíduos variaram significativamente somente em relação a distância da linha do mar (Tabela 1 e Figura 2 à 4). As outras variáveis independentes, distância da FAAC conservada e a interação distância do mar vs. distância da FAAC conservada não influenciaram significativamente os parâmetros ($p \leq 0,05$).

Tabela 1. Testes de ANOVA Bifatorial e de Kruskal-Wallis ANOVA para os parâmetros examinados da FAAC conservada e FAAC em sucessão em relação aos efeitos da distância da FAAC conservada, distância da linha do mar e da interação entre essas duas variáveis. * $p \leq 0,05$ e ** $p < 0,01$.

Área	Parâmetros	Teste	Variáveis		
			Dist. FAAC conservada	Dist. linha do mar	FAAC conservada x mar
FAAC sucessão secundária	Cob. Vegetal	ANOVA Bifatorial	1,237; $p= 0,3136$	10,967; $p= 0,0007^{**}$	2,171; $p= 0,1135$
	Riqueza		0,159; $p= 0,8541$	3,545; $p= 0,0503^*$	0,636; $p= 0,6431$
	Nº de Indivíduos		0,117; $p=0,8894$	7,873; $p= 0,0034^{**}$	0,383; $p= 0,8174$
FAAC conservada	Cob. Vegetal	Kruskal-Wallis ANOVA	3,822; $p= 0,1479$
	Riqueza		0,579; $p= 0,7484$
	Nº de Indivíduos		5,535; $p= 0,0628$

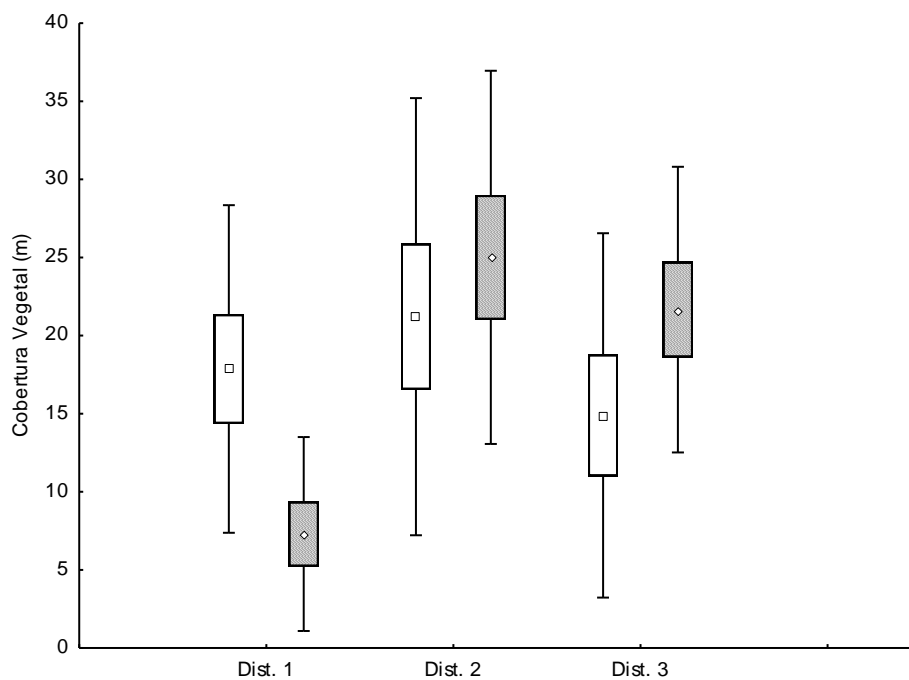


Figura 2. ANOVA bifatorial da cobertura vegetal em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar. Plots em branco (distância da FAAC conservada); plots hachurados (distância da linha do mar). As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam o desvio padrão. A relação foi significativa somente para distância da linha do mar. $F= 10,97$ $gl=2$; $N=9$; $p= 0,000768$.

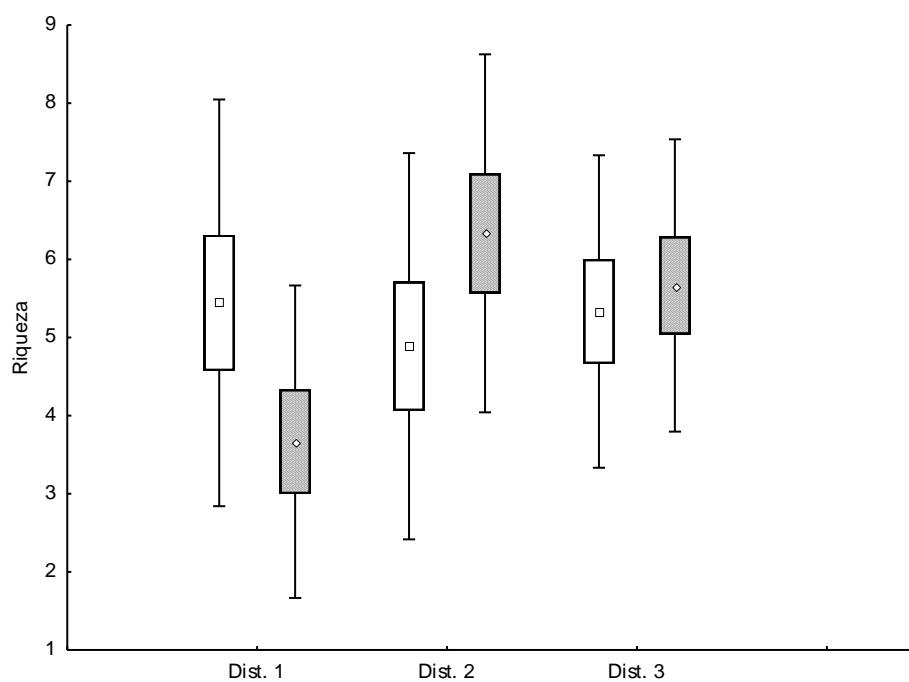


Figura 3 ANOVA bifatorial da riqueza da FAAC em sucessão em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar. Plots em branco (distância da FAAC conservada); plots hachurados (distância da linha do mar). As caixas

representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão. A relação foi significativa somente para distância da linha do mar. $F=3,545$ $gl=2$; $N=9$; $p= 0,05032$.

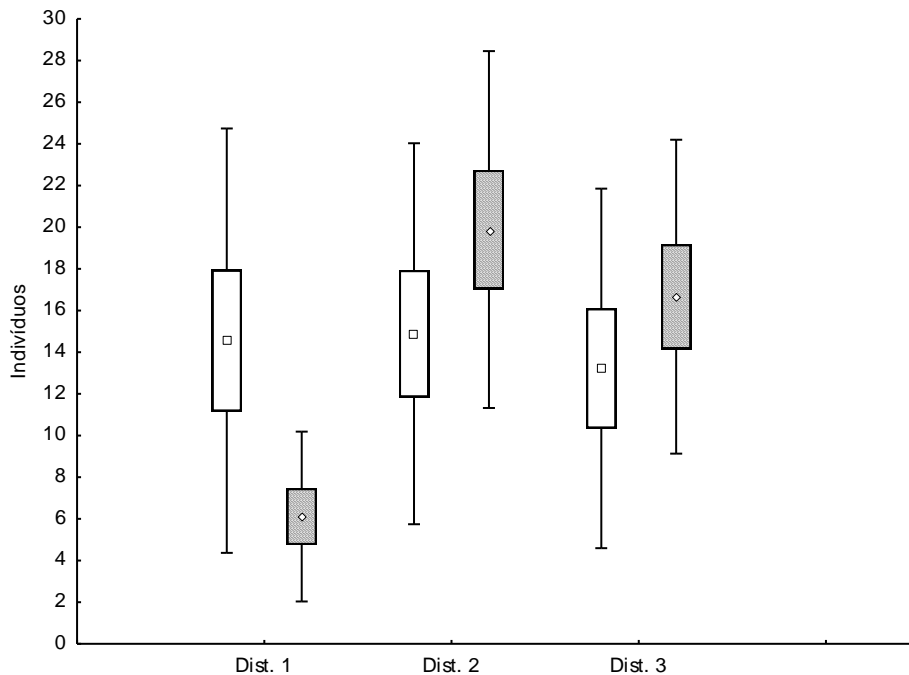


Figura 4. ANOVA bifatorial do nº de indivíduos em função das distâncias da FAAC conservada e da linha do mar. Plots em branco (distância da FAAC conservada); plots hachurados (distância da linha do mar). As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão. A relação foi significativa somente para distância da linha do mar. $F = 7,83$; $gl=2$; $N=9$; $p= 0,0349$.

Para o trecho da FAAC conservada o teste de Kruskal-Wallis ANOVA não encontrou variação significativa para riqueza e cobertura vegetal, mas revela uma tendência para o número de indivíduos em relação a distância do mar. As figuras 5 a 7 apresentam a média e desvio padrão da riqueza, cobertura vegetal e número de indivíduos em relação a distância da linha da praia.

Em relação ao banco de sementes, a distância da FAAC conservada e da linha do mar parecem não influenciar a riqueza e o número de sementes do banco de sementes do solo como visto na (Tabela 2). A figura 8 e 9 apresentam a média e desvio padrão da riqueza e número de sementes em relação da FAAC conservada e da linha da praia.

Tabela 2. Teste de Kruskal-Wallis ANOVA para a riqueza e número de sementes do banco de sementes do solo da FAAC em sucessão secundária em relação aos efeitos da distância da FAAC conservada e da distância da linha do mar. * $p \leq 0,05$ e ** $p < 0,01$.

Área	Parâmetros	Teste	Variáveis	
			Dist. FAAC conservada	Dist. linha do mar
FAAC sucessão secundária	Riqueza de sementes	Kruskal-Wallis ANOVA	1,388192 $p = 0,4995$	2,878401 $p = 0,2371$
	Nº de semente		3,172411 $p = 0,204$	5,850224 $p = 0,054$

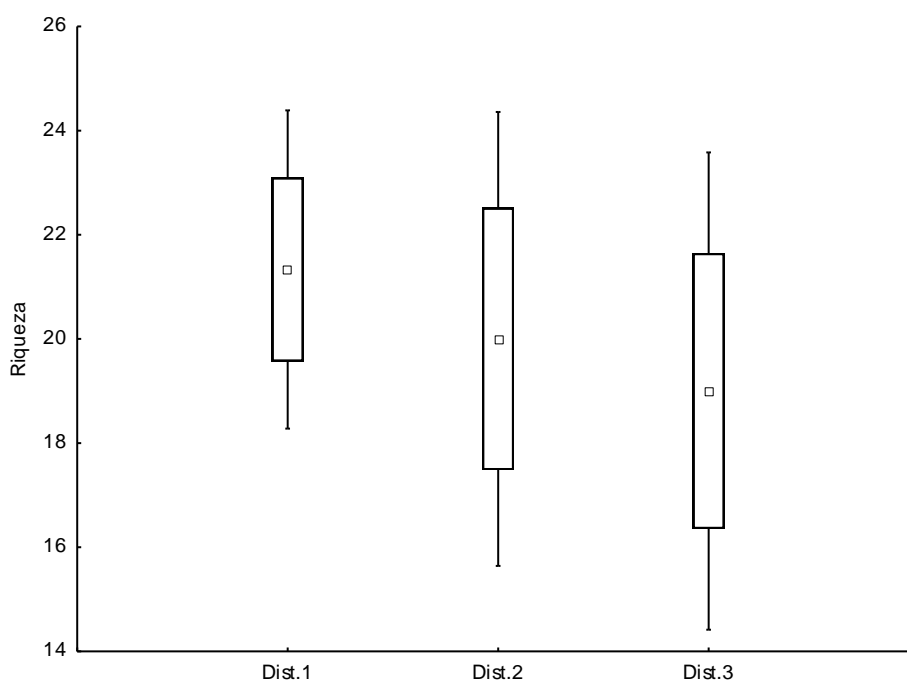


Figura 5. Valores médios da riqueza da FAAC conservada em relação a distância da linha da praia. As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão.

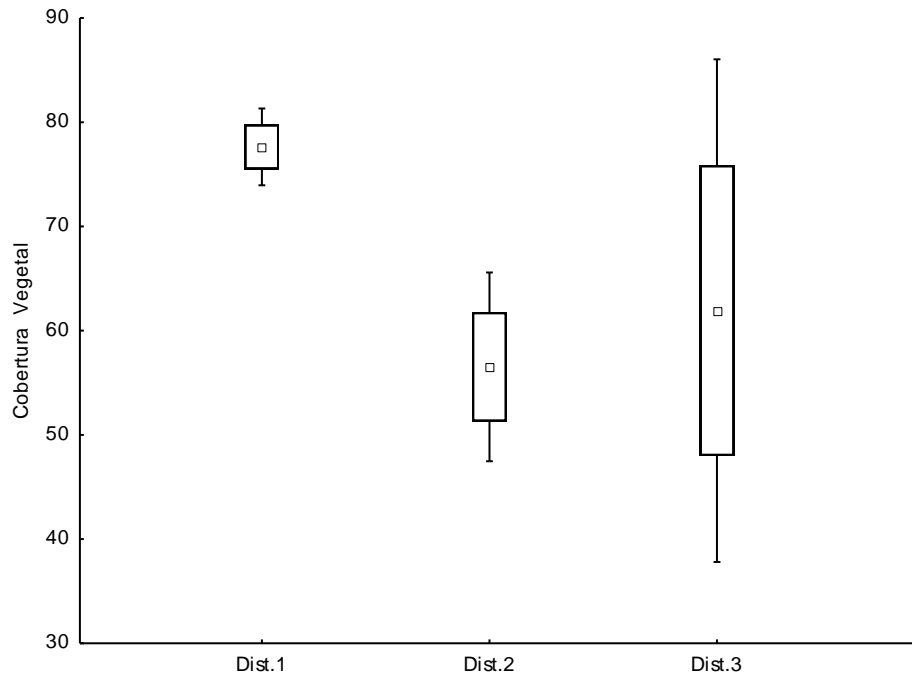


Figura 6. Valores médios da cobertura vegetal da FAAC conservada em relação a distância da linha da praia. As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão.

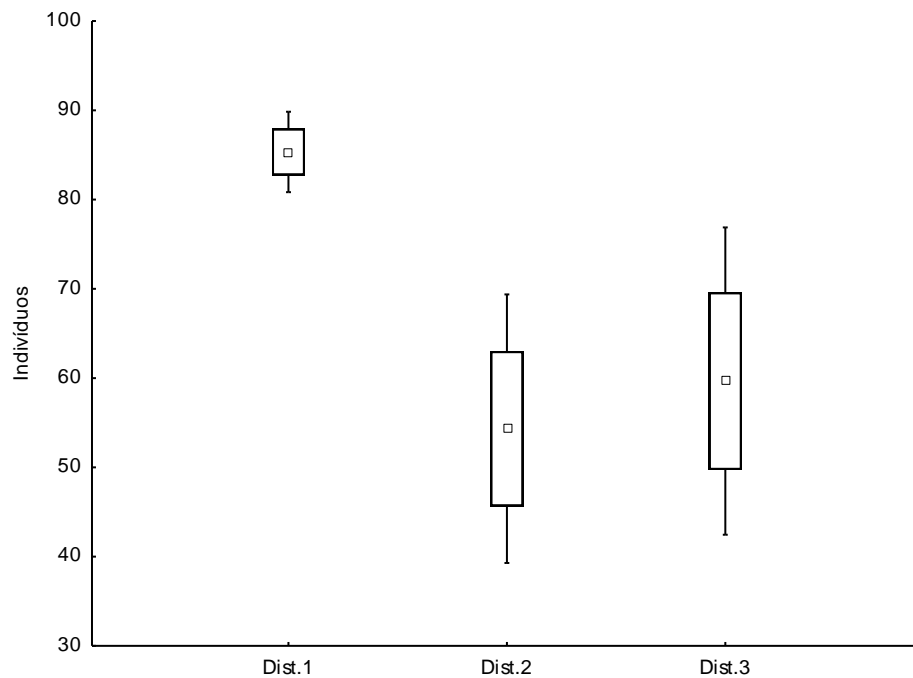


Figura 7. Valores médios do número de indivíduos da FAAC conservada em relação a distância da linha da praia. As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão.

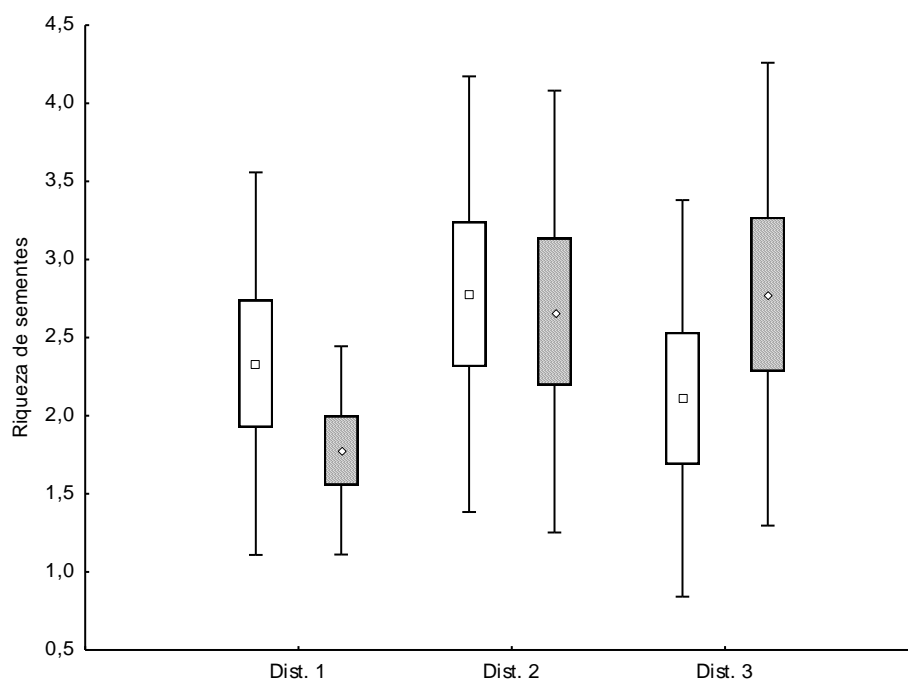


Figura 8. Valores médios da riqueza de sementes da FAAC em sucessão secundária em relação a distância da FAAC conservada e da linha da praia. Plots em branco (distância da FAAC conservada); plots hachurados (distância da linha do mar). As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão.

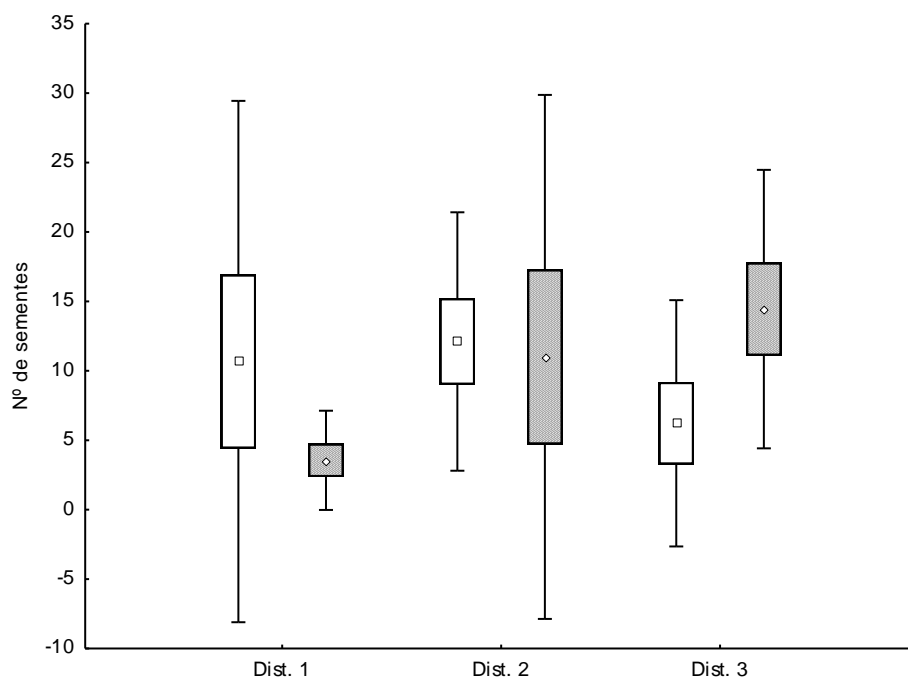


Figura 9. Valores médios do nº de sementes da FAAC em sucessão secundária em relação a distância da FAAC conservada e da linha da praia. Plots em branco (distância da FAAC conservada); plots hachurados (distância da linha do mar). As caixas representam os valores médios \pm o erro padrão, as linhas representam \pm o desvio padrão.

Discussão

Os dados suportam que o padrão espacial da FAAC em sucessão secundária é influenciado diretamente pela distância do mar. É possível que o spray salino exerça um efeito mais proeminente em sítios de FAAC descaracterizadas e que o padrão espacial observado seja resultado de maiores taxas de extinção nas parcelas mais próximas à linha do mar em relação às parcelas mais distantes. Isso explicaria o aumento da riqueza, cobertura vegetal e nº de indivíduos nas parcelas da FAAC em sucessão secundária mais afastadas da linha do mar.

Não encontramos influência significativa destes parâmetros com a proximidade da FAAC conservada. Alguns trabalhos em sucessão secundária tem demonstrado que plantas lenhosas colonizam mais rapidamente sítios mais próximos da área fonte sementes (Cook *et al* 2005, Reisman-Berman *et al.* 2006). Outros defendem que o nível de resiliência de um sítio logo após distúrbio está relacionado com a proximidade da floresta madura (Pickett *et al.* 2001) e que o efeito dessa proximidade sobre o sítio em sucessão torna-se menor ao longo do tempo Myster & Pickett (1992 b), o que poderia ser o caso da FAAC investigada considerando os 14 anos da sucessão secundária.

Apesar de não termos encontrado efeito da área fonte de sementes sobre a FAAC em sucessão secundária existem indícios de que a dispersão de sementes não seja um fator limitante na escala adotada neste estudo. Primeiro porque a FAAC conservada do entorno foi considerada em bom estado de conservação quando comparado a outros levantamentos feitos nessa comunidade (Zaluar 1997, Pimentel 2002). Além disso, algumas espécies da FAAC como *Guapira opposita*, *Eugenia umbelliflora*, *Maytenus obtusifolia*, *Tocoyena bullata* e *Paullinia weinmanniaefolia* tem a capacidade de dispersar suas sementes entre as moitas que compõe o mosaico da vegetação desta comunidade (Braz 2008).

Sendo assim, o padrão espacial encontrado na FAAC em sucessão secundária poderia ser resultado da taxa diferencial de extinção determinada por características de cada microsítio, o que inviabiliza estabelecer uma relação com a distância da FAAC conservada. No presente estudo, várias parcelas não apresentaram espécies arbustivas típicas da comunidade ou mesmo gramíneas invasoras e oportunistas, sugerindo que alguns microsítios

da FAAC em sucessão secundária são muito desfavoráveis ao estabelecimento de novas plantas. Isso é corroborado por trabalhos que mostram que a heterogeneidade nos microsítios influencia a estrutura de comunidades vegetais na Restinga de Jurubatiba. Umbelino (2009) investigando o papel da topografia dos cordões arenosos sobre a Formação Arbustiva de *Ericaceae* encontrou um aumento da cobertura vegetal em função da proximidade com o lençol freático.

A influência da distância do mar sobre a cobertura, riqueza e número de indivíduos na FAAC em sucessão secundária reforça que os padrões de distribuição de plantas na regeneração desta comunidade são direcionados não somente por fatores autóctones, mas que fatores alóctones como o contexto espacial também influenciam o desenvolvimento das plantas, o que tem consequências diretas nos aspectos referentes ao determinismo e previsibilidade da sucessão na FAAC.

Vários trabalhos recentes tem demonstrado que fatores que tornam o curso da sucessão secundária determinística ou não-determinística são atribuídas não apenas aos fatores autóctones da comunidade regenerante, mas também estão associados a fatores alóctones ao sítio em sucessão. Kreyling *et al.* (2011) ressaltam que a sucessão determinística é esperada quando as condições bióticas e abióticas no início e ao longo da sucessão são homogêneas, mas que eventos climáticos extremos (p.e. verão com ausência de chuvas) podem adicionar elementos estocásticos ao curso da sucessão. Lebrija-Trejos *et al.* (2010) afirmam que áreas com clima homogêneo e baixo nível de fragmentação de habitats tendem a seguir cursos sucessionais mais convergentes e determinísticos. Outros relatam ainda que reestruturação das comunidades tropicais em paisagens impactadas está condicionada a presença de remanescentes florestais do entorno (Norden *et al.* 2009) e a presença de uma assembléia de dispersores que garantam altos níveis de dispersão de sementes (Murray *et al.* 2008).

Isso quer dizer que mesmo na FAAC onde as interações de facilitação tornam a dinâmica dessa comunidade convergente e determinística, em cenários de distúrbio antrópico, faz-se necessário considerar as características do entorno do sítio impactado a fim de chegar ao entendimento das causas responsáveis pelos padrões observados.

Conclusão

A influência da distância do mar sobre a cobertura, riqueza e número de indivíduos na FAAC em sucessão secundária evidencia que fatores alóctones são importantes na regeneração natural da comunidade, o que tem implicações diretas no manejo e nas práticas de restauração e recuperação da FAAC.

Considerações Finais

Os vários aspectos investigados da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* (FAAC) em sucessão secundária ao longo deste trabalho juntamente com o conhecimento já estabelecido para FAAC conservada permitem traçar panoramas e levantar questões a cerca da recuperação de áreas degradadas deste tipo de fisionomia.

Em relação ao arcabouço teórico da sucessão secundária, vários autores argumentam que implicações das induções determinísticas e não-determinísticas do curso da sucessão influenciam diretamente as práticas de recuperação, especialmente aquelas pautadas no conhecimento da dinâmica da comunidade vegetal, conhecidas como restauração ecológica (Young 2000, Young *et al.* 2001, Funk *et al.* 2008). Se a sucessão numa comunidade for eminentemente determinística, com uma via direcional de mudanças onde uma etapa depende estritamente da anterior, a recuperação de tal área seria alcançada com a ativação dos gatilhos ecológicos que iniciam cada etapa (Palmer *et al.* 1997). Por exemplo, em locais onde o estabelecimento da espécie A dependa estritamente da presença da espécie B, a recuperação da área com a presença da espécie A seria possível com a introdução da espécie B.

Conforme o modelo funcional da FAAC desenvolvido por Scarano *et al.* (2004) as moitas se desenvolveriam sobre a areia nua através da facilitação mediada por espécies focais, isto é, o modelo considera que processos autóctones são os principais responsáveis por dirigir o curso da sucessão cíclica, numa via determinística. Nesse caso, as espécies focais deveriam ser priorizadas nas estratégias de recuperação da FAAC, especialmente a espécie focal *Allagoptera arenaria* por ser pioneira.

Mas devemos considerar o fato do sítio da FAAC em sucessão secundária ter passado por um distúrbio que adicionou nutrientes ao solo arenoso da restinga e ao mesmo tempo intensificou a amplitude térmica e incidência luminosa as plantas que virem a se estabelecer na área. Nesse caso, a estrutura e composição da FAAC em sucessão secundária seria resultado de alterações na importância relativa das interações de facilitação e processos de dispersão que originalmente estruturaram esta comunidade.

Zamith (2007) investigando espécies mais adequadas para a restauração ecológica na restinga encontrou que *Erythroxylum ovalifolium* e *Byrsonima sericea* tem alta taxas de sobrevivência em áreas degradadas. Para o autor altos níveis de sobrevivência seriam o critério mais importante para elencar espécies em projetos de recuperação de restingas. O fato de *E. ovalifolium* ter sido a espécie de maior VI na FAAC conservada e nenhum indivíduo ter sido encontrado no sítio em sucessão secundária adjacente sugerem que a dispersão e germinação sejam as etapas mais restritivas para colonização das espécies na FAAC após distúrbio antrópico.

Esse trabalho reforça o papel dos estudos de sucessão secundária como importante etapa do desenvolvimento de práticas da restauração ecológica, visto que áreas em diferentes fases sucessionais podem revelar quais espécies são as mais adequadas para cada sere sucessional. No caso deste estudo, o fato de *Guapira opposita* ser a espécie de maior VI na FAAC em sucessão secundária indica que a mesma deveria ser investigada quanto aos seus atributos de sobrevivência em futuros projetos de recuperação de restinga. Cirne *et al.* (2003) encontrou para a restinga de Jacarepiá que a única espécie que colonizou a área oriunda de semente após queimada foi *G. opposita* e que todas as demais mantiveram seus indivíduos por rebrota. Isso reforça o pressuposto da restauração ecológica de que não basta repor espécies é preciso escolher aquelas que tenham a habilidade de se perpetuar no sítio degradado, garantindo assim o retorno dos processos ecológicos que estruturam as comunidades vegetais (Martins *et al.* 2009).

Por fim, é importante salientar que, a seleção das ações que visam a recuperação de uma área passa por considerar a disponibilidade de recursos e viabilidade de executar as ações propostas (Martins 2009). Nesse sentido, um maior número de estudos de sucessão secundária em restingas, pode garantir o entendimento dos diferentes processos envolvidos no fenômeno e da importância de eventos de contingência (Pickett *et al.* 2001) e de elementos não-determinísticos (Young *et al.* 2001) na restauração ecológica, aumentando a eficiência dos planos de recuperação, ao tornar seus objetivos compatíveis com as peculiaridades do sítio em questão.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, M.R.; Sala O.E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 14:273-277.
- Aguiar, M.R.; Sala O.E. 1997. Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. *Ecology*, 78 (1) 93-100
- Aguiar, M.R.; Sala O.E. 1992. Competition and facilitation in the recruitment of seedlings in the Patagonian steppe. *Functional Ecology*, 6:66-70.
- Araujo, D.S.D. & Peixoto, A.L. 1977. Renovação da comunidade vegetal de restinga após uma queimada. *Trabalhos do XXVI Congresso Nacional de Botânica*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.1-17.
- Araujo, D.S.D. 2000. Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro. Tese de doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Araujo, D.S.D.; Henriques, R.P.B. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In: Restingas: origem, estrutura e processos: Resumos expandidos*. Niterói, UFF, pp. 159–193.
- Araujo, D.S.D.; Pereira, M.C.A.; Pimentel, M.C.P. 2004. Flora e Estrutura de comunidades na Restinga de Jurubatiba: síntese dos conhecimentos com enfoque. *In: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A. Scarano, F.R. (org.). Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. RiMa, São Carlos, pp. 59-76.
- Araujo, D.S.D.; Scarano, F.R.; Kurtz, B.; Zaluar, H.L.T.; Montezuma, R.C.M.; Oliveira, R.C. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In: Esteves, F.A. (ed.). Ecologia das Lagoas Costeiras*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 37-62.

- Araujo D.S.D. 1992. Vegetation types of sandy coastal plains of tropical Brazil: a first approximation. *In*: Seeliger, U. (org.). **Coastal plant communities of Latin America**. New York Academic Press, pp. 337-347.
- Armas C.; Pugnaire F. 2005. Plant interactions govern dynamics in a semi-arid plant community. *Journal of Ecology*, 93:978-989.
- Bieras, A.C. & Sajo, M.G. 2004. Ontogenia foliar de três espécies de *Erythroxylum* P. Browne (Erythroxylaceae) ocorrentes no Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 27(1): 71-77.
- Braz, M.I.G. 2008. A chuva de sementes e os atributos germinativos de espécies lenhosas da Formação aberta de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Tese de doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Braz, M.I.G. & de Mattos, E.D. Seed Dispersal Phenology and Germination Characteristics of a Drought-Prone Vegetation in Southeastern Brazil. *Biotropica* 42 (3): 327-335.
- Brower, J.E.; Zar, J.H.; von Ende, C.N. 1997. **Field and Laboratory Methods for General Ecology 4^oed.** WCB McGraw-Hill.
- Butaye, J.; Jacquemyn, H.; Hermy, M. 2001. Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. *Ecography* 24: 369–380.
- Callaway R.M.; Brooker, R.W. Choler, P.; Kikvidze, Z.; Lortie, C.J.; Michalet, M.; Paolini, L.; Pugnaire F.I.; Newingham, B.; Aschehoug, E.T.; Armas, C.; Kikodze, D.; Cook, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417:844-848.
- Carvalho, D.A. & Oliveira-Filho, A.T. 1993. Avaliação da recomposição da cobertura vegetal de dunas de rejeito de mineração, em Mataracá/PB. *Acta Botanica Brasilica*, 7(2): 107-117.

- Carvalho, F.A.; Marcelo, J.; Braga, A.; Gomes, J.M.L.; Souza, J.S.; Nascimento, M.T. 2006. Comunidade arbórea de uma floresta de baixada aluvial no município de Campos dos Goytacazes, RJ. *Cerne, Larvas*, 12(2): 157-166.
- Carvalhes, M.A & Mantovani, W. 1998. Florística de mata sobre restinga na Juréia, Iguape, SP. *In: Anais do IV simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Águas de Lindoia, ACIESP, São Paulo, v.2 pp. 37-48.
- Cavalin, P.O & de Mattos, E.A. 2007. Spatio-temporal variation of photosynthetic pigments in CAM tree *Clusia hilariana* Schlechtendal. associated with dry spells during rainy season in south-eastern Brazil. *Trees Structure and Function*, 21: 671-675.
- Cerqueira, R. 2000. Biogeografia das restingas. *In* Esteves, F.A.; Lacerda, L.D. (eds). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, pp. 65-75.
- Cirne, P.; Scarano, F.R. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legaJis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in southeastern Brazil. *Journal of Ecology*, 89: 351-357.
- Cirne, P.; Zaluar, H.T.L.; Scarano F.R. 2003. Plant diversity interspecific associations and postfire resprouting on a sandy spit in a Brazilian coastal plain. *Ecotropica*, 9: 33-38.
- Chave, J.; Muller-Landau, H.C.; Levin S.A. 2002. Comparing classic community models: theoretical consequences for patterns of diversity. *American Naturalist*, 159:1-23.
- Chazdon, R.L.; Letcher, S.G.; van Breugel, M.; Matíbez-Ramos, M.; Bongers, F.; Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forest following major disturbance. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.*, 362:273-289.
- Clements, F.E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, Washington.

- Cook, W.M.; Lane, K.T.; Foster, B.L.; Holt, R.D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5:619-623.
- Cook, W.M.; Yao, J.; Foster, B.L.; Holt, R.D.; Patrick, B. 2005. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology*, 86(5):1267-1279.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119-1144
- Correia, C.M.B; Dias A.T.C; Scarano, F.B. 2010. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 33: 607-613.
- Deslow J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. 1980. *Oecologia*, 46:18-21.
- Dias, A.T.C; Zaluar, H.L.T.; Ganade, G.; Scarano, F.R. 2005 Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain *Journal of Tropical Ecology*, 21:343–347.
- Dias, A.T.C. & Scarano, F.R. 2007. *Clusia* as nurse plant. In: Lüttge, U. (ed). **Clusia – a woody neotropical genus with remarkable plasticity and diversity**, Springer, Heidelberg. pp. 55-72.
- Dias, A.T.C. 2008. O papel das espécies da restinga aberta arbustiva de *Clusia* no funcionamento do ecossistema. Tese de Doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Estelle, F.; Lortie, Christopher J.; Richard, M. 2009. Spatial patterns of association at local and regional scales in coastal sand dune communities. *Journal of Vegetation Science*, 20:916-925.

- Foster, B. L. & K. L. Gross. 1999. Temporal and spatial patterns of woody plant establishment in Michigan old fields. *American Midland Naturalist*, 142: 229–243.
- Foster, B.L. & Tilman, D. 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the cronossequence approach. *Plant Ecology*, 146: 1-10.
- Felfili, J.M.; Roitman, I.; Medeiros, M.M.; Sanchez, M. Procedimentos e métodos de amostragem de vegetação. *In*: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Neto, J.A.M. 2011. **Fitossologia no Brasil – métodos e estudos de caso**. UFV, Viçosa, MG Vol 1, pp.86-120.
- Franco, A.C. & Nobel. P.S. 1989. Effects of a nurse plant on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology* 77: 870-886.
- Franco, A.C. Nobel P.S. 1988 Interactions between seedlings of *Agave deserti* and the nurse plant *Hilaria rigida*. *Ecology*, 69(6): 1731-1740.
- Funk J. L.; Cleland, E.E.; Suding, K.N.; Zavaleta, E.S. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in ecology & evolution*, 13 (12): 695-703.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Billes, G.; Navas, M.L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D.; Bellmann, A.; Neill, C.; Toussaint, J.P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85: 2630-2637.
- Gilbert, B.; M.J.Lechowicz. 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperature forest understory. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. USA 101:7651-7656.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26.
- Gomez-Pompa, A.; Whitmor, T.C.; Hadley, M. 1991. Rain Forest Regeneration and Management. *Man and Biosphere Series* 6. UNESCO, Parthenon Publishing Group, Paris.

- Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and scaranofounder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902-910.
- Hendrix, S.D.; Brown, V.K.; Gange, A.G. 1988. Effects of insect herbivory on early plant succession: comparison of an English site and an American site. *Biological Journal of the Linnean Society*, 35:205-216.
- Henriques, R.P.B.; Araujo, D.S.D.; Hay, J.D. 1986. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica*, 9: 173–189.
- Holt, R.D.; Robinson, G.R.; Gaines, M.S. 1995. Vegetation dynamics in a experimentally fragmented landscape. *Ecology*, 76(5): 1610-1624.
- Hubbell S.P. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. 1979. *Science*, 203:1299-1309.
- Hubbell S.P. 2001. **The unified neutral theory of Biodiversity and biogeography**. Princeton University Press Princeton and Oxford, pp.3-45.
- Johnson, E.A. & Miyanishi, K. 2008. Testing the assumption of chronosequences in succession. *Ecology Letters*, 11:419-431.
- Kersten, R.A. & Galvão, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Neto, J.A.M. **Fitossologia no Brasil – métodos e estudos de caso**. UFV, Viçosa, MG Vol 1, pp. 156-173.
- Kreyling J.; Jentsch, A.; Beierkuhnlein, C. 2011. Stochastic trajectories of succession initiated by extreme climatic events. *Ecology Letters*, 14:758-764.
- Lebrija-Trejos, E.; Meave, J.A.; Poorter, L.; García, E.A.P.; Bongers, F. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12:267-275.

- Leite, C. O. 1990. Biologia de reprodução de *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze (*Diplothemium maritimum* Mart.) *Palmae*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6): 1943-1967
- Lortie, C.J.; Brooker, R.W.; Choler, P.; Kikvidze, Z.; Michalet, R.; Pugnaire, F.I.; Callaway R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos*, 102: 433-438.
- Mantovani, M.; Ruschel, A.R.; Puchalski, A.; Silva, J.Z.; Reis, M.S.; Nodari, R.O. 2005 Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da floresta ombrófila densa. *Scientia Forestalis*, 67:14-26.
- Mantovani, A. & Iglesias, R.R. 2008. Factors limiting seed germination of terrestrial bromeliads in the Sandy coastal plains (Restinga) of Maricá, Rio de Janeiro, Brazil. *Rodriguésia* 59(1): 135-150.
- Mantuano, D.G. 2003. Distribuição espacial e ecofisiologia do sub-bosque das moitas da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em resposta a diminuição da cobertura da espécie-focal *Clusia hilariana* no PARNA da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de Mestrado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Martin, L.; Dominguez, J.M.L.; Suguio, K.; Flexor, J.M. 1997. Geologia do Quaternário costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo. Brasília. CPRM - Serviço Geológico do Brasil.
- Martins, S.V. 2009. **Recuperação de áreas degradadas – ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Aprenda Fácil, Viçosa, Minas Gerais.
- Martins, R.P.; Coutinho, F.A. 2004. O fantasma da teoria. *In*: Coelho, A.S.; Loyola, A.D.; Souza, M.B.; Souza, M.B.G. (org.). **Ecologia teórica – desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil**. O Lutador, Belo Horizonte, pp.15-26.

- Menezes, L. F.T.; Araujo, D.S.D. 2004. Regeneração e riqueza da formação arbustiva de *Palmae* em uma cronosequência pós-fogo na Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(4):771-780.
- Miranda, R.U.; Barroso, D.G.; Marinho, C.S.; Carvalho, D.A. 1997. Estudo sobre a vegetação em dunas de rejeito de mineração no litoral norte do Estado da Paraíba. *Revista Árvore*, 21 (3): 345-351.
- Moraes, M. 1996. *Allagoptera* (Palmea). *Flora Neotropica Monographs*, 73: 1-34.
- Moro, M.J; Pugnaire, F.I.; Haase, P.; Puigdefábregas, J. 1997. Mechanisms of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. *Ecography*, 20:175-184.
- (a) Myster, R.W. & Pickett, S.T.A. 1992. Dynamics of associations between plants in old fields during 31 years of succession. *Journal of Ecology*, 80:291-302.
- (b) Myster, R. W. & Pickett, S.T.A. 1992. Effects of palatability and dispersal mode on spatial patterns of trees in old-fields. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 119:145-151.
- Munhoz, C.B. & Araújo, G.M. 2011. Metodologia de amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Neto, J.A.M. **Fitossologia no Brasil – métodos e estudos de caso**. UFV, Viçosa, MG Vol 1, pp.213-230.
- Murray, K.G.; Willet-Murray, K.; Robert, J.; Horjus, K.; Haber, W.A.; Zuckowski, W. 2008. The roles of disperser behavior and physical habitat structure in regeneration of post-agricultural fields. In: **Post-agricultural Succession in the Neotropics**. Springer, New York, NY, pp. 192-215.
- Norden, R.L. Chazdon, A. Chao, Y.H. Jiang, B. Vilchez-Alvarado. 2009. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*, 12: 385–394.

- Pascal, J.P.; Polissier, R. 1996. Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in south-west India. *Journal of Tropical Ecology*, 12: 191-210.
- Palmer, M.A.; Ambrose, R.F.; Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4):291-300.
- Pimentel, M. 2002. Variação espacial na estrutura de comunidades da Formação Aberta Arbustiva de Clusia no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Tese de Doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Pickett, S.T.A.; Kolasa, J.; Jones C.G. 2007. **Ecological understanding: the nature of theory and the theory of nature**. 2ed. Academic Press, San Diego, pp. 33-58.
- Pickett S.T.A.; Collins, S.L.; Armesto, J.J. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review*, 53(3): 335-371.
- Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Bartha, S. 2001 Implications from the buell-small succession study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science*. 4:41-52.
- Pillar, V.D. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica*, 22: 37-48.
- Pires, A.L.; Cardoso, V.J.M.; Joly, C.F.; Rodrigues, R.R. 2009. Germinação de *Ternstroemia brasiliensis* Cambess. (Pentaphylacaceae) de Floresta de Restinga. *Acta Botanica Brasilica*, 23(1): 57-66.
- Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.W.; Silman, M.R.; Nunez, P.V.; Neill, D.A.; Cerón, C.E.; Palacios, W.A.; Aulestia, M. 2001. Dominance and distribution of tree species in upper amazonian terra firme forests. *Ecology*, 82(8):2101-2117.
- Plano de Manejo do Parque Nacional Restinga de Jurubatiba – Encarte 4 Planejamento, pp. 45 e 46.

- Pugnaire, F.I. & Lázaro, R. 2000. Seed bank and understory species composition in a semi-arid environment: the effect of shrub age and rainfall. *Annals of Botany*, 86: 807-813.
- Reisman-Berman, O.; Kadmon, R.; Shachak, M. 2006. Spatio-temporal scales of dispersion limitation in the recolonization of a semi-arid Mediterranean old-field. *Ecography* 29:418-426.
- Rizzini, C.T. 1979. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo, HUCITEC/EDUSP.
- Rodin, P. & de Mattos, E.A. 2001. Variação espacial do banco de sementes no PARNA da restinga de Jurubatiba (PNRJ). *Trabalhos do LII Congresso Nacional de Botânica*, seção IV: 151. Sociedade Botânica do Brasil.
- Sá, C.F.C. 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquerema, Estado do Rio de Janeiro: II – Estrato arbustivo. *Rodriguesia*, 53(82):5-23.
- Salimon, C.I. & Negrelle, R.R.B. 2001. Natural regeneration in a quaternary coastal plain in southern Brazilian Atlantic Rain Forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 155-163.
- Sampaio, M.C.; Perissé, L.E.; Oliveira, G.A.; Rios, R.I. 2002. The contrasting clonal architecture of two bromeliads from sandy coastal plains in Brazil. *Flora*, 197: 443–451.
- Scarano, F.R.; Duarte, H.M.; Ribeiro K.T.; Rodrigues, P.J.F.P.; Barcellos E.M.B.; Franco A.C.; Brulfert, J.; Deléens, E.; Lüttge U. 2001. 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*, 136:345-364.
- Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rain forest. *Annals of Botany*, 90: 517–524.

- Scarano, F.R.; Dias A.T.C. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. *In*: Coelho, A.S.; Loyola, A.D.; Souza, M.B.; Souza, M.B.G. (org.). **Ecologia teórica – desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil**. O Lutador, Belo Horizonte, pp.15-26. 2004
- Scarano, F.R.; Cirne, P.; Nascimento, M.T.; Sampaio, M.C.; Villela, D.M.; Zaluar, L.T. 2004. Ecologia vegetal: integrando ecossistemas, comunidades, populações e organismos. *In*: Scarano, F.B., Esteves, F.A.; Rocha, C.D.F. (eds). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba- Ecologia, História Natural e Conservação**. RiMa, São Carlos, pp. 77-97.
- Scarano, F. R. & Esteves, F.A. 2004. Pesquisas ecológicas de longa duração na Restinga de Jurubatiba.: hipótese central, estratégia de pesquisa e perspectivas. *In*: Scarano, F.B., Esteves, F.A.; Rocha, C.D.F. (eds). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba- Ecologia, História Natural e Conservação**. RiMa, São Carlos, pp.15-22.
- Scarano, F.R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1201–1208.
- Scarano, F.C. & Martinelli, G. 2010. Brazilian list of threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. *Natureza & Conservação*, 8(1):13-10.
- SOS Mata Atlântica: <http://www.sosma.org.br/> acessado em 04.10.2013
- Soriano, A.; Sala, O.E.; Perelman, S.B. 1994. Patch structure and dynamics in a Patagonian arid steppe. *Vegetatio*, 111:127-135.
- Souza, A.C. 2010. Germinação de sementes de espécies da Formação Arbustiva Aberta na Restinga de Massambaba. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Botânica. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 239-250.
- Tilman, D. 1990. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* 58: 3-15.
- Tilman, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structure habitats. *Ecology*, 75:2-16.
- Tropicos, botanical information system at the Missouri Botanical Garden - www.tropicos.org. acesso em maio de 2013.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Yli-Halla, Markku. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western amazonian forests. *Science*, 299:241-244.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, A.; Danjoy, W.; Rodriguez, Z. 1995. Dissecting amazonian biodiversity. *Science*, 269: 63-66.
- Umbelino, L.F. Fitossociologia e variabilidade espacial e temporal da superfície freática de solos de uma formação vegetal de restinga, Carapebus, RJ. Tese de Doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Veloso, H.P.; Filho, L.C.O.; Vaz, A.M.S.F.; Lima, M.P.M.; Marquete, R.; Brazão, J.E.M. 1991. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, IBGE, Rio de Janeiro pp.10-38.
- Yarranton, G.A. & Morrison R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62:417-428.
- Yuong, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. Biological Conservation. Essex V. 92 p.73-83.
- Young, T.P.; Chase, J.M.; Huddleston, R.T. 2001. Community succession and assembly- comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration*, 19(1):5-18

- Werner, P. A. & A. L. Harbeck. 1982. The pattern of tree seedling establishment relative to staghorn sumac cover in Michigan old-fields. *American Midland Naturalist*, 108: 124–132.
- Zaluar, H.L.T. 1997. Espécies focais e a formação de moitas na restinga aberta de *Clusia*, Carapebus, RJ. Dissertação de Mestrado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Zaluar, H.L.T. 2002. Dinâmica de vegetação em restingas abertas fluminenses: uma aproximação através da interação entre plantas. Tese de Doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Zamith, L.R. 2007. Restauração da vegetação de restinga: da prática a teoria. Tese de Doutorado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

