



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE BIOCÊNCIAS

PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA, ECOLOGIA E ZOOLOGIA

Leonardo Henrique Teixeira Pinto

**Dunas Costeiras de Jenipabu:**

**Status de Conservação e Diretrizes para Restauração da Vegetação**

Natal

2012

Dunas Costeiras de Jenipabu:

Status de Conservação e Diretrizes para Restauração da Vegetação

Leonardo Henrique Teixeira Pinto

Dissertação Apresentada à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte em cumprimento às exigências para obtenção do Grau de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Gislene Ganade

Natal/ RN

2012

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN/ Biblioteca Setorial do Centro de Biociências

Pinto, Leonardo Henrique Teixeira.

Dunas Costeiras de Jenipabu: status de conservação e diretrizes para restauração da vegetação / Leonardo Henrique Teixeira Pinto. – Natal, RN, 2012.

104 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Gislene Ganade.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Pós-Graduação em Ecologia.

1. Vegetação das Dunas – Dissertação. 2. Soterramento de plantas – Dissertação. 3. Geoprocessamento – Dissertação. I. Ganade, Gislene. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 551.311.3

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE BIOCÊNCIAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA, ECOLOGIA E ZOOLOGIA

A Dissertação

elaborada por Leonardo Henrique Teixeira Pinto

e aprovada por todos os membros da Banca examinadora foi aceita pelo Curso de Pós-Graduação em Ecologia e homologada pelos membros da banca, como requisito à obtenção do título de:

MESTRE EM ECOLOGIA

Data \_\_\_\_\_

BANCA EXAMINADORA

---

Dra. Gislene Ganade - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

(Presidente / Orientadora)

---

Dr. Eduardo Venticinque – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

(Examinador Interno)

---

Dra. Julieta Benítez-Malvido – Universidad Nacional Autonoma de Mexico

(Examinador Externo)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força concedida ao longo de toda a minha caminhada e, também, nessa importante etapa de qualificação profissional e pessoal. À minha orientadora, professora Dra. Gislene Ganade (Gis) e, também, à Marina Fonseca pelas preciosas instruções no decorrer desse trabalho, apoio e paciência durante este período, bem como ao colega Ecólogo Luiz Vicente Burle Maciel (Vicente) cujo auxílio forneceu uma nova perspectiva para o primeiro capítulo desta dissertação de mestrado.

Gostaria de agradecer profundamente a minha família (minha mãe Sueli, minhas irmãs e minha sobrinha) pelo apoio fundamental durante todo este tempo que estive estudando aqui na UFRN. Afinal, estou há 10 anos longe delas.

Agradeço especialmente à Raquel que sempre foi meu alicerce. Obrigado pela força, incentivo e amor incondicional expressados durante os oito anos em que estamos juntos. A ti ofereço todos os meus sonetos.

Agradeço ainda aos colegas Felipe, Gustavo, Guilherme e Rodrigo do Laboratório de Ecologia da Restauração por todo o auxílio prestado durante as etapas de coleta e análise dos dados. Também agradeço às turmas de Ecologia da Restauração (2010/2011) pela força e grande ajuda na montagem dos experimentos na APA Jenipabu (APAJ). Principalmente, na semana em que fui atropelado um dia antes da montagem de um dos experimentos e fracturei meu ombro esquerdo, além de fissura em algumas costelas.

Finalmente, quero agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, sem a qual ainda estaria tentando conciliar (com muito esforço físico e pouca produção intelectual) o trabalho noturno com as atividades do mestrado. Bem como, ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do RN (IDEMA), em especial, à equipe do Núcleo de Unidades de Conservação (NUC) por todo apoio e prestatividade nas demandas surgidas no decorrer deste trabalho.

A todos que participaram comigo e me incentivaram durante mais essa etapa de minha vida, muito obrigado!

**DEDICATÓRIA**

*Aos mestres, com toda minha admiração e respeito.*

***Sobre as Dunas***

*De cima das dunas...*

*Eu pude ver o céu, pude ver o mar  
E, perdido em pensamentos,  
Enfim, pude novo horizonte contemplar.*

*Ali eu entendi...*

*Que todos os ciclos vão passar  
Ali vi plantas a morrer, outras a brotar  
Pois, vão passar esses momentos  
Como o vento a soprar.*

*E, das sementes que joguei,  
Só algumas vão germinar  
Pois na vida é mesmo lei  
Tudo tende a mudar  
Qual em um experimento  
As hipóteses confirmar.*

*Sobre as dunas eu lembrei  
O que aprendi n'outro lugar  
E, se até aqui cheguei,  
Devo aos mestres o patamar  
Que souberam conhecimentos  
Transmitir, multiplicar...*

*Das belas dunas levarei  
Mais que um título a ostentar  
Mais que algo pra dizer  
Mais do que a visão do mar  
Pois, ao conviver com tal silêncio,  
Enfim, pude me restaurar.*

Conteúdo.....	Página
<b>1- REFERENCIAL TEÓRICO</b>	
Introdução geral.....	01
Referências.....	12
<b>2 – USO DE UM SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS PARA MONITORAMENTO EM LARGA ESCALA DAS DINÂMICAS DA VEGETAÇÃO EM UM ECOSSISTEMA DE DUNAS COSTEIRAS</b>	
.....	25
Resumo .....	26
Introdução.....	27
Materiais e métodos.....	30
Resultados.....	34
Discussão .....	41
Agradecimentos.....	46
Referências.....	47



3 – RESTORATION OF COASTAL SAND DUNE VEGETATION DEGRADATED  
BY BUGGIES IN BRAZIL

.....	57
Abstract.....	58
Introduction.....	59
Material and Methods.....	63
Results.....	65
Discussion.....	68
Implications for Practice.....	72
Acknowledgments.....	73
References.....	74
Tables and Figures.....	82

## **INTRODUÇÃO GERAL**

### **Restauração da Vegetação de Dunas**

As dunas costeiras são ecossistemas de grande valor estético e cênico, que desempenham funções ambientais extremamente importantes (Nordstrom *et al.* 2002). De acordo com Zuo e colaboradores (2008), as dunas podem ser móveis, semi-fixas ou fixas e o fator que mais influencia nessa estabilidade é a vegetação. Já Diniz Filho (1999) vai além e faz referência ao uso de características de relevo e topografia para a diferenciação dos sistemas de dunas fixas e móveis. Onde as dunas fixas atingiriam cotas topográficas de até 120 metros e as dunas móveis entre 20 e 40 metros. Sabe-se que fatores como alta salinidade e ventos constantes atenuam a ocorrência de vegetação, que acaba por causar maior movimentação de areia, fazendo com que as dunas frontais sejam móveis ou semi-fixas (Falkenberg, 1999). E também que em dunas fixas, as areias se tornam mais compactas, apresentando uma granulação mais fina e um teor maior de argila o que possibilita uma melhor fixação da vegetação (Zanella, 2008). É importante dizer que a complexidade morfológica comporta a caracterização de diferentes sub-habitats no sentido mar-terra, os quais favorecem a diversidade da vegetação, constituindo-se num sistema único com condições ambientais diversas, onde se desenvolve uma vegetação típica e uma fauna com alguns casos de endemismo (Bracellos, 2010).

Com ocorrência em quase todo o globo terrestre (Greipsson, 2002; Rozé & Lemauviel, 2004; Bach, 2001; Franks, 2003; Grunewald & Schubert, 2007; Exeler *et al.* 2009), esses ecossistemas são capazes de proteger áreas adjacentes, sejam essas urbanas ou naturais, das marés altas, ventos intensos e invasão de areia, funcionando também

como uma barreira natural contra a penetração de água salgada no lençol freático (Clark, 1999).

Dunas são ecossistemas frágeis por sofrerem com frequência condições naturais de estresse como ação de ventos, movimentação de areia, alta salinidade e limitada disponibilidade de macronutrientes (Greipsson, 2002; Randall & Scott, 1997). Esse bioma se encontra entre os mais degradados do Brasil devido à pressão imobiliária e o trânsito de carros turísticos que destroem a vegetação que fixa as Dunas. Dada a grande importância desse tipo de ambiente e seu crescente nível de degradação, torna-se urgente a reversão desse quadro através do desenvolvimento de programas de restauração ecológica.

A maioria dos trabalhos na área de restauração de ambientes dunares (Nordstrom *et al.*, 2002; Rozé & Lemauviel, 2004; Li *et al.*, 2004; MMA, 2007) usam replantio de espécies de plantas herbáceas nativas com poucas referências ao uso de espécies lenhosas. Contudo, Dias *et al.* (2005) mostraram que a arquitetura do dossel e a estrutura formada por espécies lenhosas pré-estabelecidas pode influenciar positivamente as dinâmicas das manchas de vegetação em dunas, atuando como *plantas-enfermeiras* sobre a taxa de germinação e o estabelecimento de plantas colonizadoras. Adicionalmente, na maior parte dos casos não é necessário utilizar tratamentos de fertilização, principalmente porque a lixiviação de nutrientes é rápida em substratos arenosos. A aplicação de materiais de origem vegetal como palha, mantas de fibras vegetais, troncos ou galhos podem ser usadas para frear o soterramento das sementes por massas de areia carregadas pelo vento e sua degradação oferece um aporte lento de nutrientes (Li *et al.*, 2004). Esta medida pode ser imprescindível para promover o desenvolvimento de espécies mais suscetíveis ao soterramento.

## **Restauração de Ecossistemas e Processos de Facilitação**

Programas de restauração de ambientes degradados têm como prioridade reconstruir ecossistemas que se assemelham ao ecossistema original em fisionomia, composição de espécies e funcionamento (Bradshaw, 1990). Para que esses objetivos sejam alcançados, vários processos estruturadores de comunidades precisam ser mais bem compreendidos e manipulados tornando, assim, o programa de restauração mais eficiente. Durante a sucessão vegetal e no decorrer da dinâmica de equilíbrio das comunidades maduras, dois processos são atualmente reconhecidos como importantes estruturadores da distribuição espacial e frequência relativa de espécies em comunidades vegetais, a competição e a facilitação. Nos processos competitivos os primeiros colonizadores inibem o estabelecimento de espécies que colonizam posteriormente a área através do uso e redução de recursos disponíveis, como água, luz e nutrientes. No processo de facilitação, a vegetação inicialmente estabelecida pode melhorar o estabelecimento de colonizadores tardios por manter condições de solo e/ou um micro-clima mais adequado para germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas. A compreensão da maneira de atuação de tais processos na comunidade vegetal pode possibilitar o uso adequado de combinações de espécies que favoreçam o estabelecimento de espécies alvo e o retorno rápido da cobertura vegetal durante programas de restauração de ecossistemas degradados.

Processos de facilitação tem sido mais freqüentemente estudados e registrados desde os primórdios dos anos 90 (Brooker *et al.* 2008), já estudos sobre competição entre plantas dominaram por varias décadas a literatura científica relacionada à estrutura de comunidades (Tilman, 1984). Bertness & Callaway (1994) sugerem que facilitação seria um processo mais freqüente em ambientes com alto nível de estresse ambiental

como regiões desérticas, árticas ou de alta salinidade enquanto que, em ambientes méxicos e ricos em nutrientes, processos de competição ocorreriam com maior frequência (Wilson, 1999). Realmente, a maior parte dos trabalhos que revelam processos de facilitação estruturando comunidades foram realizados em ambientes xéricos (Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Bonet 2004; Brooker *et al.* 2008) dentre eles, se encontram alguns trabalhos clássicos que revelam os efeitos positivos de plantas enfermeiras em regiões desérticas (Went, 1942). No entanto, alguns casos de facilitação foram registrados em ambientes méxicos, durante a sucessão secundária de florestas tropicais da Amazônia (Ganade & Brown 2002; Ganade, 2007) bem como em florestas úmidas de Araucária (Zanini & Ganade, 2005; Zanini *et al.* 2006; Ganade *et al.* 2008). Isso ocorre porque, segundo a *Hipótese do Gradiente de Estresse - SGH* (Bertness & Hacker, 1994), um aumento nos níveis locais de estresse abiótico e/ou biótico, mesmo em ambientes méxicos, poderia fazer com que interações negativas entre espécies (competição) se tornassem relações positivas (facilitação) (Callaway *et al.* 2002; Hunter & Aarssen 1988). Desta forma, espera-se que a facilitação seja um processo importante durante a restauração de dunas já que esse ambiente se encontra em condições ambientais extremamente estressantes.

Apesar de alguma informação sobre a flora de ambientes dunares já ter sido levantada (Freire, 1990) existe pouca informação disponível sobre espécies importantes para a restauração. Adicionalmente, estudos sobre processos de facilitação entre plantas em ambientes de dunas são bastante representativos, apesar de não esclarecerem qual grupo de plantas poderia ser aplicado com maior sucesso na restauração dos ecossistemas dunares (Kellman & Kading, 1992; Shumway, 2000; Joy & Young, 2002; Franks, 2003; Martínez, 2003; Rudgers & Maron, 2003; Martínez & García-Franco, 2004; Armas & Pugnaire, 2009; Cushman *et al.* 2010). Existe ainda, outra abordagem

cuja metodologia é baseada na análise da associação espacial entre plantas que poderiam ser utilizadas para a identificação de possíveis espécies facilitadoras em comunidades de duna (Miriti, 2001; Dungan *et al.* 2002; Perry *et al.* 2002; Siles *et al.* 2008). Associações espaciais positivas entre espécies (espécies que ocorrem mais freqüentemente juntas do que o esperado pelo acaso) são tipicamente interpretadas como facilitação, enquanto que padrões de segregação espacial (espécies que ocorrem dissociadas mais freqüentemente do que o esperado pelo acaso) indicam competição por um recurso limitante ou alelopatia (Inderjit & Callaway, 2003; Perry *et al.* 2002). Deve-se, no entanto, ressaltar que se as espécies possuem requisitos nutricionais semelhantes estas podem co-ocorrer sem que haja efeito direto de uma sobre o estabelecimento da outra, da mesma forma, o fato das espécies ocorrerem dissociadas pode ser resultado do uso de recursos distintos que também ocorrem dissociados no ambiente (Myster & Pickett 1992; Miriti 2007). Nesse contexto é comum a realização de experimentos posteriores de introdução de sementes e plântulas na presença ou ausência de facilitadores para confirmar se o processo de facilitação está realmente ocorrendo (Ganade & Brown, 2002; Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Ganade 2007; Ganade *et al.* 2008).

### **Processos de Desertificação e Ambientes Costeiros**

A desertificação é um problema ambiental crítico que afeta a subsistência de milhões de pessoas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Até o momento, estudos indicam que essa problemática, geralmente, advém do uso de técnicas inadequadas para manejo do solo, resultando em um processo de degradação que se revela no desgaste dos solos, dos recursos hídricos, da vegetação, da biodiversidade e, por conseguinte, da própria qualidade de vida, sobretudo nas regiões áridas e semi-

áridas da Terra (Verón *et. al.* 2006). Portanto, na grande maioria das situações, a degradação da terra é uma conseqüência indesejada de seu uso indevido. Ela vem do desconhecimento das conseqüências negativas, da inevitabilidade de sua ocorrência e/ou do sacrifício do futuro em face às necessidades mais prementes do presente (Le Houérou, 2002). Segundo Fischlin *et al.* 2007, em função das iminentes mudanças climáticas globais, tal fenômeno seria criticamente potencializado, notadamente em áreas mediterrâneas.

A degradação do solo pode ser definida como um processo que reduz a capacidade atual ou potencial do solo para produzir bens ou serviços. O solo é considerado degradado se os processos naturais e antropogênicos atuantes diminuíssem a quantidade e qualidade da produção de biomassa, encarecendo os custos com a recuperação (Snakin *et. al.* 1996). A degradação das condições do solo é um processo significativo, por ser dificilmente reversível, visto que os processos de formação, além da regeneração, ocorrem de forma predominantemente lenta (Sombroek & Sene, 1993).

No Brasil, a grande maioria das terras susceptíveis à desertificação encontra-se nas regiões semi-áridas e sub-úmidas secas do Nordeste (PAN, 2004). O Plano Nacional de Combate à Desertificação (PNCD) estima que cerca de 181.000 km<sup>2</sup> (20% da área semi-árida do Nordeste) encontra-se em processo de desertificação (Brasil, 1993; 2004), problema que é agravado por fatores climáticos, como as secas sucessivas, comuns na região Nordeste e, principalmente, em função das pressões antrópicas sobre um ecossistema tipicamente frágil (Accioly, 2000).

Por ser um processo dinâmico, é difícil determinar uma causa para a desertificação das terras, tendo em vista que ela geralmente resulta de um emaranhado de causas e efeitos que se entrelaçam, formando um quadro complexo (Sampaio &

Sampaio, 2002). O uso e o manejo inadequado dos solos são apontados como as principais causas de origem antrópica relacionadas com a desertificação. No Nordeste semi-árido, várias formas de uso podem acarretar diferentes processos que resultam em degradação. O extrativismo vegetal e mineral, bem como o sobrepastoreio das pastagens nativas ou cultivadas, e o uso agrícola por culturas que expõem os solos aos agentes erosivos são as principais causas dos processos de desertificação que atingem a região. Quanto à intensidade, o fenômeno encontra-se concentrado em pontos específicos do bioma Caatinga, como um todo, resulta de um conjunto de procedimentos exploratórios ecologicamente incorretos e sua gravidade se expressa por meio da degradação conjunta de ativos ambientais, como solo, biodiversidade e recursos hídricos (CNRBC, 2004). Contudo, apesar de sua maior ocorrência em áreas longe da costa, recentemente têm sido registrados processos de desertificação com maior frequência em áreas costeiras, sobretudo nas regiões mediterrâneas (Kéfi *et al.* 2007; Reynolds *et al.* 2007; Pueyo *et al.* 2009) e na China (Hua & Qiang, 2001). No Brasil, tal fenômeno, assim como outros fenômenos de degradação decorrentes da ocupação humana, foi reportado para áreas litorâneas, principalmente, para os estados com maior índice de concentração populacional (Neves & Muehes, 2008); onde se pode citar a Paraíba (Cunha *et al.* 2003; Zeppelini *et al.* 2009) na região nordeste e o Rio de Janeiro (Zamith & Scarano, 2006) na região sudeste.

As áreas susceptíveis à Desertificação no Rio grande do Norte atingem 95% do total dos municípios, em variados graus de intensidade (MMA, 2005). A região do Seridó, considerada como muito grave, apresenta 24,3% do território em processo de desertificação. No Seridó Potiguar, cuja população é de 244 mil habitantes, o processo de desertificação vem atingindo proporções alarmantes, pois a área afetada é de 2.341 Km<sup>2</sup>, em virtude das atividades humanas que exploram os recursos naturais de forma



desordenada. As atividades que mais degradam os recursos naturais da região são a extração de lenha e argila que são usadas pelas cerâmicas na fabricação de telhas, a fabricação da cal nas caieiras, o carvão nas carvoarias, o sobrepastoreio (super população de animais em áreas muito restritas), além da mineração que está presente em alguns municípios. Essas as atividades juntas provocam um imenso desequilíbrio ambiental na região que vem afetando tanto à biodiversidade local quanto à população residente (PAN, 2004; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Já na região litorânea, as áreas de dunas aparecem como as mais susceptíveis aos processos de desertificação em função dos estresses ambientais enfrentados, de sua reconhecida fragilidade e, também, em função das pressões antrópicas crescentes para utilização em atividades turísticas e imobiliárias. Tais fatores, por sua vez, têm contribuído para a transição cada vez mais rápida de uma zona costeira com dunas fixas (onde a vegetação desempenha importante papel estrutural na estabilização dos movimentos das massas de areia) para ambientes com dunas móveis, onde quase não ocorrem manchas de vegetação e a possibilidade de recuperação da biomassa vegetal é quase nula, em função dos efeitos adversos dos ventos fortes e constante movimentação de areia que causam o chamado efeito de soterramento sobre as sementes e plantas que colonizam tais áreas (Liu *et. al.* 2006; Ren *et. al.* 2002; Chen & Maun, 1999; Maun, 1996).

Na região costeira do Rio Grande do Norte, dunas de areia ocorrem como uma forma de acumulação, que compreende vários campos de dunas resultantes da areia carregada pelo vento, cuja formação não ocorreu em um período, mas que se originou a partir da transferência de areia formando sucessivos acúmulos de areia durante períodos distintos (Trindade, 1991). Nas dunas de Jenipabu, localizadas na costa leste, a areia

deslocada pelo trânsito carros de turismo têm acelerado o aterramento dos ecossistemas que estão por trás das dunas. Qualquer plano de manejo, portanto, depende da manutenção do livre fluxo de areia e da manutenção da vegetação que fixa as dunas, que em muitos casos é frágil e suscetível à ação humana (Torres *et al.* 2009). Assim, as dunas podem ser consideradas como parte de um mosaico de ecossistemas e, portanto, a proteção das áreas em questão requer, necessariamente, uma gestão integrada de todos esses ecossistemas, especialmente na manutenção dos mecanismos ecológicos associados com a atual alta biodiversidade, como a conectividade e a heterogeneidade (IDEMA, 2002).

Há uma necessidade premente de desenvolver ferramentas para monitorar e prevenir processos de degradação, e também de métodos para avaliar a confiabilidade das ferramentas disponíveis no momento. Contudo, mais importante do que identificar e monitorar a ocorrência de processos de desertificação é o entendimento e análise dos fatores que desencadeiam sua ocorrência, bem como o reconhecimento dos sinais de alerta anteriores ao início de tais mudanças, que podem ser consideradas catastróficas (Scheffer *et al.* 2009; Maestre & Escudero, 2009), afim de que as atitudes de manejo adequado dos solos e vegetação sejam adotadas em tempo hábil para a manutenção da qualidade ambiental. Segundo Gutiérrez & Squeo (2004), quando se perde a cobertura arbustiva (por corte, queima, pastoreio ou trânsito de veículos), a exposição do solo desnudo promove a formação de uma crosta superficial decorrente do impacto direto das gotas de chuva, o que reduz a infiltração da água e aumenta o escoamento. Isto, por sua vez, diminui as possibilidades de estabelecimento da cobertura vegetal, tornando os solos descobertos muito susceptíveis à erosão hídrica e eólica, causando uma remoção líquida de nutrientes das áreas degradadas e dificultando sua restauração. Já Maestre (2009), entende que a chegada e estabelecimento de plantas arbustivas podem contribuir

para a reversão de processos de desertificação, desde que sejam adotados métodos adequados para identificação das propriedades ecossistêmicas e para a restauração ecológica desses ambientes.

Kéfi *et. al.* (2007) apresentaram um modelo de análise da paisagem que denota uma mudança abrupta generalizada convergindo para a desertificação acima de um determinado limite de aridez. Este limiar é uma função da pressão de corte da vegetação. Esse trabalho encontrou semelhanças entre as mudanças na distribuição de tamanho das manchas de vegetação tanto no modelo em análise quanto em dados empíricos advindos de paisagens áridas do Mediterrâneo sujeitas a várias intensidades de exploração. Os autores interpretaram essas mudanças como um desvio de uma distribuição *power-law* normal (PL) para uma distribuição *power-law* truncada (TPL), a partir da comparação entre o modelo proposto e os dados analisados. Esta questão foi abordada por Maestre & Escudero (2009) com base em uma análise de outro conjunto de dados, bem como em outros trabalhos posteriores (Kéfi *et. al.* 2010; Lin *et. al.* 2010; Pueyo, 2011).

No entanto, de acordo com Rodrigues (2000), não existe até hoje, no Brasil e no mundo, uma metodologia de consenso sobre qual a melhor forma de diagnosticar se uma área está ou não sofrendo processos de desertificação ou em qual grau ela se encontra. Esta dificuldade reside, basicamente, na escolha dos indicadores. Poucas são as variáveis que podem ser consideradas boas indicadoras, isto é, com representatividade, disponibilidade e confiabilidade espacial e temporal, além de facilidade de acesso. A caracterização completa da desertificação necessita de uma série temporal de dados. Uma análise atual da situação não pode dar a medida da variação no tempo. Qualquer análise com base neste quadro tem de trazer implícito um

quadro de referência, em geral, uma suposição do que seria a situação passada. Segundo Sampaio & Sampaio (2004), a ausência de séries temporais confiáveis é um dos problemas do estudo da desertificação no Nordeste, particularmente em relação a dados ambientais.

Nesse sentido, podemos encontrar nas técnicas de sensoriamento remoto e na criação de sistemas de informações geográficas uma ferramenta de análise essencial para o registro do uso da terra ao longo do tempo, pois permitem avaliar as mudanças na paisagem. Um estudo interdisciplinar se faz necessário para caracterizar alvos na superfície com a técnica de detecção por satélites devido à complexidade da análise dos diversos fatores ambientais que interagem simultaneamente, no entanto, um dos mais importantes desses fatores é a cobertura vegetal, para o qual foram criados vários índices de vegetação, além de métricas úteis para identificar padrões de distribuição e tamanhos de manchas de vegetação e solo exposto, que podem ser utilizados a fim de testar a validade dos modelos desenvolvidos por Kéfi *et. al.* (2007) para ecossistemas de dunas costeiras, como os que encontramos na Área de Proteção Ambiental Jenipabu (APAJ) e no Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN) - Rio Grande do Norte, Brasil.

O presente trabalho pretende compreender a dinâmica espaço-temporal das manchas de vegetação nas dunas da Área de Proteção Ambiental Jenipabu (APAJ) e do Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN), bem como desenvolver modelos de restauração da vegetação de dunas costeiras degradadas, de maneira a prevenir processos de degradação que podem tornar-se irreversíveis.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accioly, L. J. O. Degradação do solo e desertificação no Nordeste do Brasil. *Boletim informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa-MG, v. 25, n. 1, p.23-25, 2000.
- Armas, C. & Pugnaire, F. I. (2009). Ontogenetics shifts in interactions of two dominant shrub species in a semi-arid coastal sand dune system. *Journal of Vegetation Science*, 20: 535 – 546.
- Balvanera, P.; Pfister, A. B.; Buchmann, N.; He, J. S.; Nakashizuka, T.; Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146-1156.
- Barcelos, N. D. E. & Paupitz, J. 1992. *Caracterização da região do Seridó – RN*. In: Projeto PNUD/FAO/IBAMA/BRA/87/007, Plano de manejo florestal para a região do Seridó do Rio Grande do Norte.
- Bertness, M. & Callaway, R. M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9 : 191 – 193.
- Bertness M.D. & Hacker S.D. 1994. Physical stress and positive associations among marsh plants. *American Naturalist* 144: 363–372.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56: 213 – 233.

- Bracellos, L. Plano de manejo das dunas costeiras dos balneários de Atlântida Sul e Mariápolis no município de Osório/RS. 2010.
- Bradshaw, A. D. 1990. *The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems*. In: Jordam, W. R.; Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (Ed.). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. P.342.
- Braga, R. 2001. *Plantas do Nordeste: especialmente do Ceará*. Mossoró: Fundação Guimarães Duque/Fundação Vingt-Un Rosado. Editora Universitária UFRN, p.376.
- Brasil, 1993. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. *Desertificação: caracterização e impactos; Projeto BRA 93/036 – Elaboração de uma estratégia e do Plano Nacional de Combate à Desertificação*. Brasília, [1993?]. 8p.
- Brasil, 2004. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera sa Caatinga. *Cenários para o bioma caatinga*. Recife: SECTMA, 2004.
- Brooker, R. W.; Maestre, F. T.; Callaway, R. M.; Lortie, C. L.; Cavieres, L. A.; Kunstler, G.; Liancourt, P.; Tielbörger, K.; Travis, J. M. J.; Anthelme, F., Armas, C.; Coll, L.; Corcket, E.; Delzon, S.; Forey, E.; Kikvidze, Z.; Olofsson, J.; Pugnaire, F.; Quiroz, C. L.; Saccone, P.; Schiffers, K.; Seifan, M.; Touzard, B. & Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology* **96**: 18 – 34.
- Callaway, R. M.; Brooker, R. W.; Choler, F.; Kikvidze, Z.; Lortie, C. J.; Michalet, R., 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
- Clark, R.G. & D. Shutler. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks. *Ecology*, n. 80, p. 272-287, 1999.
- CPTEC (2007) Plataforma de Coleta de Dados. <http://satellite.cptec.inpe.br/PCD>. Cons. 09/06/2008.
- Chapin III, S.F.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Taylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mac, M.C. & Diaz, S. 2000. *Nature* 405: 234-242.
- Chaves, E. M. F. 2004. *Florística e potencialidades econômicas da vegetação de carrasco no município de Cocal, Piauí, Brasil*. 120f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina.
- Cunha, L. O.; Fontes, M. A. L.; Oliveira, A. D. & Oliveira-Filho, A. T. (2003). Análise Multivariada da Vegetação como Ferramenta para Avaliar a Reabilitação de Dunas Litorâneas Mineradas em Mataraca, Paraíba, Brasil. *Sociedade de Investigações Florestais*, v. 27, n. 04, pp. 503 – 515.
- Cushman, J. H., Waller, J. C. & Hoak, D. R. (2010). Shrubs as ecosystem engineers in a coastal dune: influences on plant populations, communities and ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 21: 821 – 831.
- Dias, A.T.C.; Zaluar, H.L.T.; Ganade, G. & Scarano, F.R. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology**, n. 21, p. 343–347, 2005.

- Diniz Filho, J. B. 1999. *Recursos hídricos subterrâneos no médio e baixo curso da bacia hidrográfica do rio Ceará Mirim/RN*. 357f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- Dungan J. L.; Perry J. N.; Dale M. R. T.; Legendre, P.; Citron-Pousty, S.; Fortin, M. J.; Jakomulska A.; Miriti, M. & Rosenberg, M. S. 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* **25**: 626- 640.
- Ehrlich, P. & Ehrlich, A. 1981. *Extinction, the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Victor Gollancz Ltd., London.
- Elton, C.S. 1958. The reasons for conservation. In: Elton, C.S. (ed.), *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman & Hall, New York, pp. 143-153.
- Falkenberg, DB. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula*, 28: 1-30.
- Fonseca, C.R. & Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* **89**: 118-125.
- Flores, J. & Jurado, E. (2003) Are nurse-protége interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, **14**, 911-916.
- Franks, S. J. (2003). Competitive and facilitative interactions within and between two species of coastal dune perennials. *Canadian Journal of Botany*, 81: 330 – 337.
- Ganade, G. 2007. *Processes affecting succession in old-fields of Brazilian Amazonia*. In: Kramer, V. A. & Hobbs, R. J. (Ed.). *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*. Nova York: Island Press, p. 75-91.



- Ganade, G. & Brown, V.K. 2002. Succession in old pastures of Central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. *Ecology* 83: 743-754.
- Ganade, G.; Zanini, L & Hübel, I. 2008. Facilitation versus competition in neotropical old-fields: a case study after *Pinus taeda* cultivation in Brazil. Pag. 221-230 in R.W. Myster, Post-Agricultural Succession in the Neotropics. Springer-Verlag, New York.
- Gomez-Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J. M.; Hodar, J. A.; Castro, J. & Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta- analysis of the use shrubs as nurse plants. *The Ecological Society of America* **14(4)**:1128 -1138.
- Greipsson, S. Coastal Dunes. In: Perow M. R. & Davy A. Handbook of Restoration Ecology: Restoration in Practice, vol.2. Cambridge University Press. 2002.
- Gutiérrez, J.R. & Squeo, F.A. (2004) Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas*, **13**, 1–14.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C. et al. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* **286**: 1123-1127.
- Houle G. (1997). No evidence for interspecific interactions between plants in the first stage of succession on coastal dunes in subarctic Quebec, Canada. *Canadian Journal of Botany* 75: 902 – 915.
- Hua, B. & Quiang, L. (2001). Desertification and Re-Afforestation of the Coastal Land in Changjiang County, Hainan Island. *Chinese Journal of Geochemistry*, vol. 20, n. 04, pp. 374 – 382.

Hunter, A. F. & Aarssen, L. W. 1988. Plants helping plants. *Bioscience* **38**: 34–40.

IDEMA (2002) Perfil do Estado do Rio Grande do Norte: Aspectos Físicos. Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. [www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf](http://www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf). Consulta em 03/10/2011.

INDERJIT & CALLAWAY, C.M. 2003. Experimental designs for study of allelopathy. *Plant and Soil*, 256: 1-11.

Jones, C.G. & Lawton, J.H. 1994. *Linking species and ecosystems*. Chapman & Hall, New York.

Joy, D. A. & Young, D. R. (2002). Promotion of mid-successional seedling recruitment and establishment by *Juniperus virginiana* in coastal dune environment. *Plant Ecology*, 160: 125 – 135.

Kéfi, S.; Rietkerk, M.; Alados, L. C.; Pueyo, Y; Papanastasis, V. P.; ElAich, A. & de Ruiten, P. C. (2007). Spatial patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, vol 449 n. 13, p. 213 – 217.

Kéfi, S.; Alados, C.L.; Chaves, R.C.G.; Pueyo, Y. & Rietkerk, M. (2010). Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes? Comment. *Ecology*, 91:3739–3742.

Kellman, M. & Kading, M. (1992). Facilitation of tree seedling establishment in a sand dune succession. *Journal of Vegetation Science*, 3: 679 – 688.

- Li, X.; Xiao, H.; Zhang, J. ; Long, X. W. Long-Term Ecosystem Effects of Sand-Binding Vegetation in the Tengger Desert, Northern China. *Restoration Ecology*, v. 12, n. 3, p. 376–390, 2004.
- Lin Y, Han G, Zhao M, Chang SX (2010) Spatial vegetation patterns as early signs of desertification: a case study of a desert steppe in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecol*, 25:1519 – 1527.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J.P.; Hector, A.; Hooper, D.U.; Huston, M.A.; Raffaelli, D.; Schmid, B.; Tilman, D. & Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*. 294: 804-808.
- Maestre, F. T. & Escudero, A. (2009). Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes? *Ecology* 90 (7), pp. 1729 – 1735.
- Maestre, F. T.; Matthew A. Bowker, M. A.; Mari'a D. Puche, M. D.; Hinojosa, M. B.; Martínez, I.; García-Palacios, P.; Castillo, A. P.; Soliveres, S.; Luzuriaga, A. L.; Sánchez, A. M.; Carreira, J. A.; Gallardo, A. & Escudero, A. (2009). Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 12: 930 – 941.
- Martínez, M. L. (2003). Facilitation of seedling establishment by an endemic shrub in tropical coastal sand dunes. *Plant Ecology*, 168: 333 – 345.
- Martínez, M. L. & García-Franco, J. G. (2004). Plant-Plant interactions in coastal dunes. Pages 205 – 220 in M. L. Martínez & N. P. Psuty, editors. *Coastal dunes: ecology and conservation*. Springer-Verlag, Berlin.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miriti, M. 2007. Twenty years of changes in spatial associations and community structure among desert perennials. *Ecology* **88**: 1177-1190.
- Miriti, M.; Wright, S.J & Howe, H. 2001. The effects of neighbors on the demography of a dominant desert shrub (*Ambrosia dumosa*). *Ecological Monographs* 71: 491-509.
- Ministério do Meio Ambiente, 2004. Convenção das Nações Unidas de combate à desertificação nos países afetados por seca grave e/ou desertificação, particularmente na África. Brasília, [199-].
- Secretaria de Recursos Hídricos. *Desertificação: III Conferência das partes da Convenção das Nações Unidas*. Brasília: [199-].
- Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca. Brasília, 2004. *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília, 2004.
- Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos, 2005. **Panorama da desertificação no estado do Rio Grande do Norte**. Natal/RN, 78 p.
- Ministério de Medio Ambiente, Gobierno de España. Manual de Restauración de Dunas Costeras. Ministerio de Medio Ambiente: Cantabria. 2007. 251 p.

- 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.
- Naeem, S.; Thompson, L.J.; Lawler, S.P.; Lawton, J.H. & Woodfin, R.M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* **368**: 734-737.
- Naeem, S.; Lindsey, J.T.; Lawlers, S.P.; Lawton, J.H. & Woodfin, R.M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **347**: 249-262.
- Neves, C. & Muehe, D. (2008). Vulnerabilidade, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. *Parcerias Estratégicas*, 27: 217 – 297.
- Nordstrom, K.F.; Jackson, N.L.; Bruno, M.S.; de Butts, H.A. Municipal initiatives for managing dunes in coastal residential areas: a case study of Avalon, New Jersey, USA. *Geomorphology*, n. 47, p. 137–152, 2002.
- Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca: PAN-BRASIL (2004). Brasília: Ministério do Meio Ambiente / Secretaria de Recursos Hídricos, 2004, 220 p.
- Perry, J.N. 1998. Measures of Spatial Pattern for Counts. *Ecology* 79: 1008-1017.
- Perry, J.N., Winder, L., Holland J.M. & Alston, RD. 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. *Ecology Letters* 2:106-113.
- Perry, J.N., Liebhold, A.M., Rosenberg, M.S., Dungan, J., Miriti, M., Jakomulska A.

- and Citron-Pousty, S. 2002. Illustrations and guidelines for selecting statistical methods for quantifying spatial pattern in ecological data. *Ecography* 25: 578-600.
- Perry, J.N. & Dixon, P.M. 2002. A new method to measure spatial association for ecological count data. *Ecoscience* 9: 133-141.
- Pueyo, Y; Alados, C. L.; Ávila, B. G.; Kéfi, S.; Maestro, M. & Rietkerk, M. (2009). Comparing Direct Abiotic Amelioration and Facilitation as Tools for Restoration of Semiarid Grasslands. *Restoration Ecology*, vol. 16, n. 06, pp. 908 – 916.
- Pueyo, S. (2011). Desertification and power laws. *Landscape Ecology*, 26: 305 – 309.
- Prado, D. E. 2003. As *Caatingas da América do Sul*. In: Leal, I. R. ; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. 2003. (Org.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife. p.3 – 73.
- Randall, R.E. & Scott, G.A.M. Communities of sand and shingle beaches. In: van der Maarel, E. (ed.) *Dry coastal ecosystems. General aspects*, p. 263-274,1997.
- Reynolds, J. F.; Smith, D. M. S.; Lambin, E. F.; Turner II, B. L.; Mortimore, M.; Batterbury, S. P. J.; Downing, T. E.; Dowlatabadi, H.; Fernández, R. J.; Herrick, J. E.; Huber-Sannwald, E.; Jiang, H.; Leemans, R.; Lynam, T.; Maestre, F. T.; Ayarza, M. & Walker, B. (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, v. 316, pp. 847 – 851.
- Rodrigues, M.I.V. & Viana, M.O.L. An environmental management tool for the State of Ceará, Brazil: the desertification propensity index (DPI), Resumos, Congresso Brasileiro de Meio Ambiente, Fortaleza, 2000.

- Rozé, F.; Lemauviel, F. Sand Dune Restoration in North Brittany, France: A 10-Year Monitoring Study. *Restoration Ecology*, v. 12, n. 1, pp. 29-35, 2004.
- Rudgers, J. A. & Maron, J. L. (2003). Facilitation between coastal dune shrubs: a non-nitrogen fixing shrub facilitates establishment of a nitrogen-fixer. *Oikos*, 102: 75 – 83.
- Sampaio, E.V.S.B.; Sampaio, Y.; Vital, T.; Araújo, M.S.B.; Sampaio, G.R. *Desertificação no Brasil. Recife, Editora Universitária*, 202p. 2003.
- Scheffer, M.; Bascompte, J.; Brock, W. A.; Brovkin, V.; Carpenter, S. R.; Dakos, V.; Held, H.; van Nes, E. H.; Rietkerk, M. & Sugihara, G. (2009). Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, vol. 461, pp. 53 – 59.
- Siles, G., Rey, P. J., Alcántara, J. M. & Ramirez, J. M. 2008. Assessing the long-term contribution of nurse plants to restoration of Mediterranean forest through Markovian models. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1790 -1798.
- Shumway, S. W. (2000). Facilitative effects of a sand dune shrub on species growing beneath the shrub canopy. *Oecologia*, 124: 138 – 148.
- Tilman, D. 1984. Plant dominance along an experimental nutrient gradient. *Ecology* **63**: 1445 – 1453.
- Tilman, D. & Downing, J.A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* **367**: 363-365.
- Tilman, D.; Wedin, D. & Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* **379**: 718-720.

- Torres, D. F.; Oliveira E. S.; Alves, R. R. N.; Vasconcellos, A. Etnobotânica e Etnoecologia em Unidades de conservação: Uso da biodiversidade na APA-Genipabu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Interciência*, v.34, n.9, p.623-629, 2009.
- Trindade, A. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de um trecho da floresta arenícola costeira do parque estadual das dunas – Natal – RN. Recife:1991. 128 p.
- Went, F. W. 1942. The dependence of certain annual plants on shrubs in southern California deserts. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **69**: 100 – 114.
- Wilson, S. D. 1999. Plant interactions during secondary succession. In: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, New York. P.611-632.
- Zanella NRZ. 2008. Análise da recomposição da cobertura vegetal em uma duna semi-fixa dez anos após a aplicação de técnicas de recuperação. Florianópolis.
- Zanini, L. & Ganade, G. 2005. Restoration of *Araucaria* forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. *Restor. Ecol.* **13**: 507 – 514.
- Zanini, L.; Ganade, G. & Hübel, I. 2006. Facilitation and competition influence succession in a subtropical old field. *Plant Ecology* **185**: 179 – 190.
- Zamith, L. R. & Scarano, F. R. (2006). Restoration of a Restinga Sandy Coastal Plain in Brazil: Survival and Growth of Planted Woody Species. *Restoration Ecology*, vol. 14, n. 01, pp. 87 – 94.



Zeppelini, D.; Bellini, B.C.; Creão-Duarte, A. J. & Hernández, M. I. M. (2009).

Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 18: 1161 – 1170.

Zuo, X.; Zhao, H.; Zhao, X.; Guo, Y.; Li, Y.; Luo, Y. Plant distribution at the mobile dune scale and its relevance to soil properties and topographic features. *Environmental Geology*, n. 54, p. 1111-1120, 2008.

Zuo, X., Zhao, X., Zhao, H., Zhang, T., Guo, Y., Li, Y., Huang, Y. Spatial heterogeneity of soil properties and vegetation–soil relationships following vegetation restoration of mobile dunes in Horqin Sandy Land, Northern China. *Plant and Soil*. v. 318, n. 1-2, p. 153-167, 2008.

**USO DE UM SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS PARA  
MONITORAMENTO EM LARGA ESCALA DA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO  
EM UM ECOSISTEMA DE DUNAS COSTEIRAS**

LEONARDO PINTO<sup>1</sup> & GISLENE GANADE<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Leonardo Henrique Teixeira Pinto*

*Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.*

<sup>1</sup> *endereço eletrônico: leohtp@hotmail.com*

<sup>2</sup> *Gislene Maria da Silva Ganade*

*Laboratório de Ecologia da Restauração, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Av. Senador salgado Filho s/n, CEP 59090-000, Natal, Brasil.*

<sup>2</sup> *endereço eletrônico: gganade@hotmail.com*

## RESUMO

Este trabalho apresenta uma discussão sobre monitoramento da vegetação e uma análise temporal dos padrões de distribuição da cobertura vegetal dos ecossistemas de dunas costeiras na APA Jenipabu (APAJ - RN) em comparação com as dinâmicas da vegetação encontrada no Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN). Inicialmente, pensávamos encontrar uma diminuição no tamanho das manchas de vegetação de topo de duna e na distribuição da cobertura ao longo do tempo na APAJ, devido à grande pressão para uso urbano e atividades turísticas, que são citados como as principais causas de perdas de cobertura vegetal, biodiversidade e comprometimento dos serviços dos ecossistemas realizados por esses ambientes. Imagens do sensor *Image* © 2012 *GeoEye* do período de 2001 a 2011, foram usadas para calcular a área das manchas de vegetação definidas por sorteio. Um arquivo vetor (*shapefile*) foi criado para cada mancha de vegetação sorteada para cada um destes anos (2001, 2004, 2009, 2010 e 2011) e o grau de mudança foi verificado pelo cálculo de área da vegetação, utilizando-se o arquivo vetor. Todas as análises foram feitas com o software ArcGIS 9.3. Dados de pluviosidade em uma série temporal foram correlacionados estatisticamente com os valores de tamanho das manchas de vegetação. As análises estatísticas mostraram que existe uma forte influência do tipo de uso do solo sobre as dinâmicas da vegetação, onde a presença de buggies foi responsável pelo padrão de retração apresentado pelas manchas de vegetação da APAJ, ao longo da série temporal. Os resultados indicaram ainda que, a cobertura vegetal em ecossistemas de dunas costeiras responde mais fortemente ao número de dias sem chuva durante a estação seca do que para o volume de chuva acumulado. Esse trabalho mostra a importância de um monitoramento contínuo e da realização de um programa de restauração ecológica de campo para a manutenção da cobertura vegetal e da funcionalidade dos ecossistemas de dunas costeiras.

**Palavras-chave:** Buggys, geoprocessamento, séries temporais, vegetação de duna.

## INTRODUÇÃO

As dunas costeiras são ecossistemas de grande valor paisagístico e estético, que desempenham funções ambientais muito importantes (Nordstrom *et al.* 2002). São ainda ecossistemas frágeis por condições naturais, porque na maioria das vezes, estão sujeitas a eventos estressantes, tais como ventos fortes, movimentos de areia, alta salinidade e disponibilidade limitada de macronutrientes (Greipsson, 2002; Randall & Scott, 1997). Aliados a essas condições naturais, muitas vezes severas, encontram-se os diversos usos aos quais as áreas costeiras estão submetidas, principalmente para fins imobiliários e turísticos (Nordstrom, 2000; Rozé & Lemauviel, 2004). De maneira que, os impactos antrópicos impostos a esses ambientes, juntamente com as condições abióticas adversas, podem desencadear eventos de degradação em níveis que, por vezes, comprometem a capacidade de regeneração da vegetação.

Sabe-se que, em áreas áridas e semi-áridas ao redor do globo, a ocorrência constante de eventos de degradação pode culminar no comprometimento permanente da qualidade solos e da cobertura vegetal dessas regiões, resultando em um processo de desertificação que pode ser irreversível (Sombroek & Sene, 1993; Snakin *et al.* 1996; Verón *et al.* 2006; Fischlin *et al.* 2007). Tais eventos têm sido recentemente observados para ambientes de dunas costeiras (Espejel *et al.* 2004; Wang *et al.* 2009). Daí a necessidade premente do desenvolvimento de programas de monitoramento costeiro que incorporem largas escalas espaço-temporais e busquem compreender as dinâmicas e os padrões de distribuição da vegetação, bem como elucidar os fatores que possam influenciar tais padrões. Na última década, métodos como a análise das dinâmicas de distribuição das manchas de vegetação (Kéfi *et al.* 2007; Sole, 2007; White *et al.* 2008; Maestre & Escudero, 2009; Kéfi & Maestre, 2010; Pueyo, 2011) e diversos índices e

medidas (Rubio & Bochet, 1998; Tanser & Palmer, 2004; Verón *et al.* 2006; Ibañez *et al.* 2007; Santini *et al.* 2010) têm sido adotados na tentativa de identificar agentes de degradação e elucidar suas possíveis implicações e, também, de restaurar essas áreas degradadas (Pueyo, 2009). No entanto, ainda existem lacunas a serem preenchidas para que tais ferramentas sejam aplicadas com maior eficácia no monitoramento de áreas degradadas, dentre estas se destacam a ausência de séries temporais de dados ambientais mais precisas (Rodrigues, 2000; Sampaio & Sampaio, 2002). Na tentativa de monitorar e compreender as dinâmicas da vegetação por períodos longos, o uso de dados e técnicas de geoprocessamento e sistemas de informações geográficas aparecem como uma ferramenta prática e confiável. Dentre essas, ressalta-se as imagens de satélite que são muito indicadas, por sua facilidade de obtenção e diversas aplicações.

Lillesand & Kiefer (1994) afirmam que, atualmente, as técnicas de geoprocessamento são o método mais eficaz para a obtenção de dados na tentativa de avaliar o uso e a cobertura do solo. O método em questão é ainda mais fundamental quando se pretende realizar uma análise multitemporal das dinâmicas de uso e ocupação do solo, bem como dos padrões de distribuição da vegetação. Tanser & Palmer (1999) por sua vez, enfatizam a necessidade de uso de medidas sensíveis para avaliar as mudanças temporais da paisagem, como os índices de heterogeneidade espacial, sobretudo quando se realiza o monitoramento de áreas áridas e/ou semi-áridas. Desse modo, podemos entender que as informações obtidas a partir do geoprocessamento, são essenciais para o registro dos padrões de uso da terra ao longo do tempo, pois nos permitem avaliar as mudanças na paisagem.

Entretanto, para uma avaliação adequada das dinâmicas de uso e cobertura do solo, um estudo interdisciplinar se faz necessário para a caracterização de alvos na

superfície terrestre com a técnica de detecção por satélites, devido à complexidade da análise dos diversos fatores ambientais que interagem simultaneamente. Sabe-se, no entanto, que um dos mais importantes dentre esses fatores é a cobertura vegetal, para a qual foram criados vários índices de vegetação, além de métricas úteis para identificar padrões de distribuição e tamanhos de manchas de vegetação e solo exposto. Quanto aos índices de vegetação, estudos indicam que possuem grande utilidade quando se pretende realizar uma análise temporal do ambiente (Gurgel *et al.* 2003; Weiss *et al.* 2004; Prasad *et al.* 2007). No entanto, o uso desses índices seria mais indicado para monitoramento de extensas áreas de cobertura vegetal, uma vez que ainda possuem limitações decorrentes de sua estrita ligação com parâmetros biofísicos da vegetação (Pozoni, 2007; Goward *et al.* 1985; Tucker *et al.* 1985; Townshend and Justice, 1986; Peters & Eve, 1995), bem como por suas respostas muito associadas à cobertura de nuvens, variações climáticas e disponibilidade de água no ambiente que, muitas vezes, podem refletir padrões macroregionais (Li *et al.* 2004; Anyamba & Tucker, 2005; Barbosa *et al.* 2006; Sivakumar, 2007) apresentando resultados com baixa acurácia quando se pretende fazer uma análise mais pontual das dinâmicas em uma área restrita, como a expansão e retração de manchas de vegetação com pequena extensão.

Nesse sentido, o presente trabalho possui uma abordagem métrica da paisagem de dunas, fazendo uma análise da distribuição e tamanho das manchas de vegetação. Portanto, este estudo visa avaliar o grau de degradação dos ecossistemas de dunas costeiras da APA Jenipabu (APAJ) localizada entre os municípios de Natal e Extremoz, RN, Brasil em comparação com o Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN) em função dos tipos e intensidade de uso do solo de tais áreas, onde na APAJ temos uma pressão excessiva para uso turístico (tráfego de buggys), inexistente no PEDN. Para tanto, foi realizada uma avaliação da dinâmica de distribuição da vegetação através da

análise de imagens de satélite em uma escala temporal do período compreendido entre os anos de 2001 e 2011.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### *ÁREA DE ESTUDO*

A Área de Proteção Ambiental Jenipabu (APAJ - Figura 1) está localizada no Estado do Rio Grande do Norte, entre os municípios de Natal e Extremoz ( $5^{\circ}40'40''\text{S}$  e  $35^{\circ}12'56''\text{W}$ ), apresenta uma superfície total de 1881 ha, e foi instituída pelo Decreto Estadual n.º12620 de 17/05/95. É composta de vários ecossistemas e a sua criação tem como objetivo ordenar o uso, proteger e preservar os ecossistemas litorâneos de Mata Atlântica, manguezal, lagoas, dunas, rios e demais recursos hídricos (Torres *et al.* 2009).

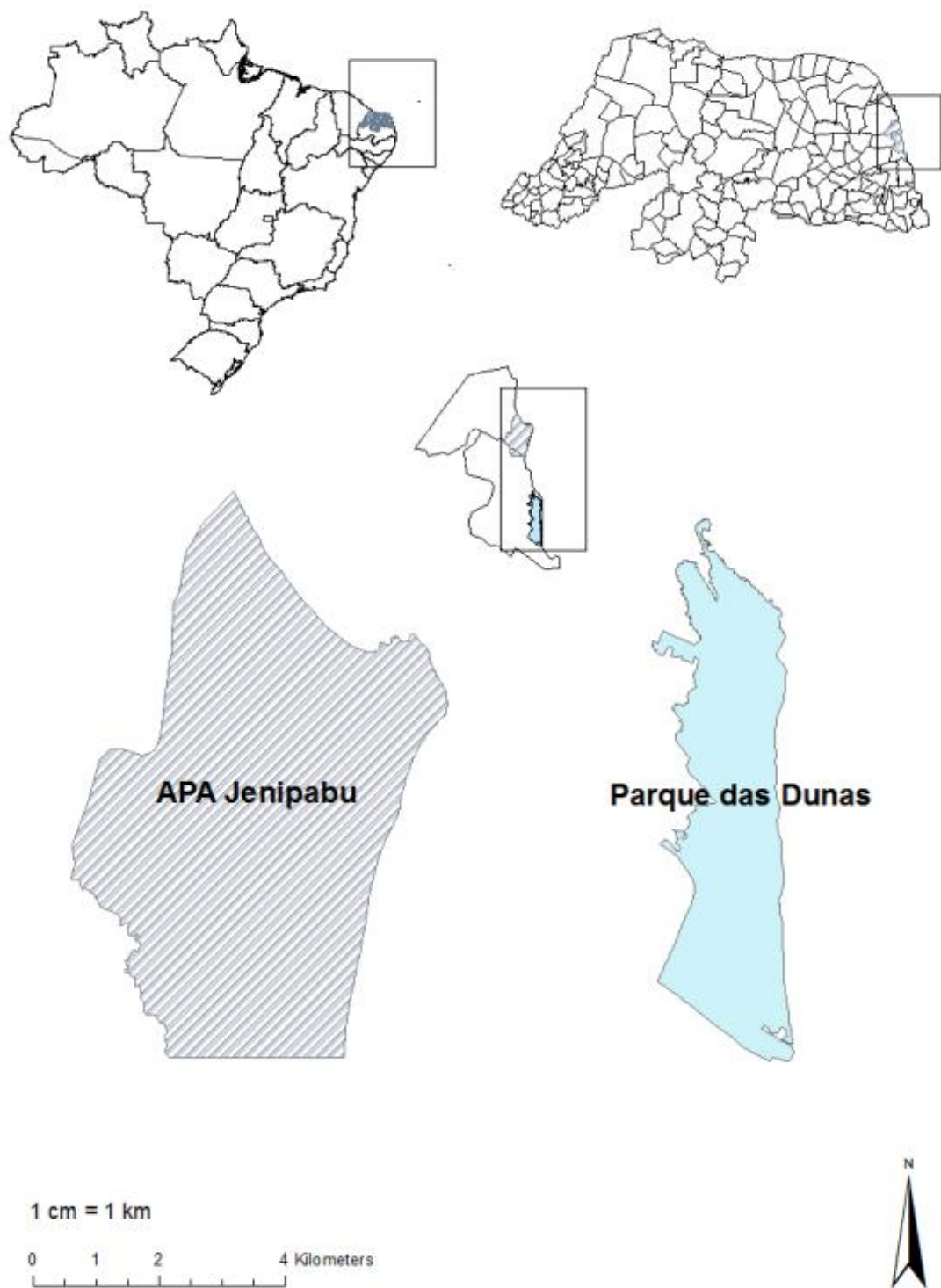
A classificação climática para a região, segundo Köppen (1948) é do tipo  $\text{As}'$ , caracterizado por um clima tropical chuvoso com verão seco e estação chuvosa se adiantando para o outono, com uma média pluviométrica variando entre 800 e 1200 mm anuais (CPTEC, 2007). No Estado do Rio Grande do Norte, o domínio da Mata Atlântica abrange as formações vegetais de floresta ombrófila denso-rala, manguezal, restinga, tabuleiro litorâneo e as matas ciliares. Esse ecossistema, que antes ocupava toda a costa litorânea, de Touros - Maxaranguape à Baía Formosa, está hoje restrito a pequenos fragmentos devido à ocupação acelerada dessa região (IDEMA, 2002).

Segundo Trindade (1991) as dunas costeiras do Rio Grande do Norte, incluindo aquelas encontradas em Jenipabu, ocorrem como forma de acumulação, compreendendo

diversos campos dunares resultantes da areia transportada pelo vento, cuja formação não ocorreu em um só período, mas originou-se do remanejamento em conjunto formando sucessivos acúmulos de areia durante períodos distintos. Estas podem ser móveis ou fixas, em função da presença ou ausência de vegetação (Zuo *et al.* 2008), assim como de suas cotas topográficas que podem atingir cerca de 120 metros, quando fixas; e de 20 a 40 metros, quando móveis (Diniz Filho, 1999). A Área de Proteção Ambiental Jenipabu (APAJ), por sua vez, apresenta regiões de ocorrência de dunas fixas, assim como de dunas móveis (Figura 1).

O Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN), por sua vez, é a primeira Unidade de Conservação Ambiental criada no estado do Rio Grande do Norte, pelo Decreto Estadual de nº 7237 de 22/11/1977, possuindo uma área total de 1172 há e dunas que podem atingir uma altitude de até 120 m (IDEMA, 2001).

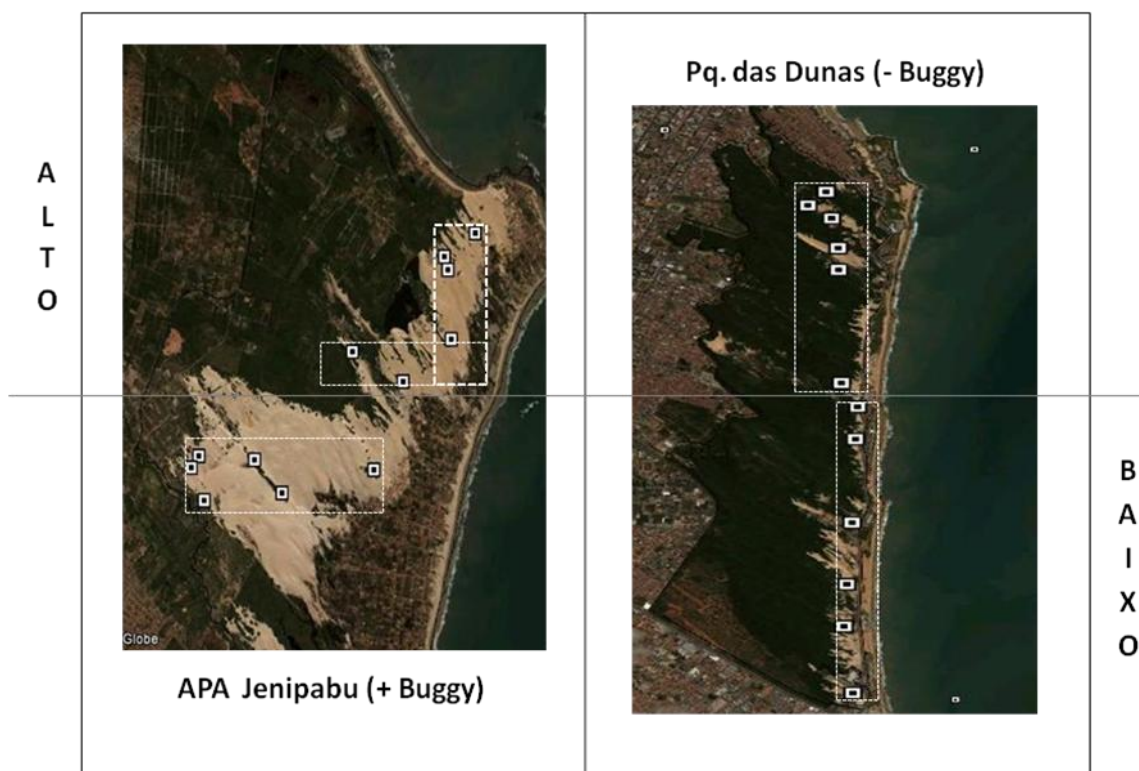




**Figura 1:** Mapa de localização das Unidades de Conservação em estudo - Área de Proteção Ambiental Jenipabu (APAJ) e Parque Estadual das Dunas de Natal (PEDN), no estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

## ANÁLISE TEMPORAL DAS DINÂMICAS DA VEGETAÇÃO

Para este estudo, foram adquiridas gratuitamente, por meio do *software Google Earth*, imagens de satélite de alta resolução espacial do sensor *Image* © 2012 *GeoEye* correspondentes ao período de análise (2001 a 2011), com composição colorida pré-definida (RGB). Todas as imagens utilizadas correspondem à órbita 214 e ao ponto 64 de imageamento por satélites e foram escolhidas com base na sua cobertura de nuvens e disponibilidade para realizar uma análise temporal por um período de dez anos. As datas de passagem do satélite correspondem aos meses de dezembro de 2001 e 2004, abril e julho de 2009, maio e junho de 2010; e agosto e janeiro de 2011 para o Parque das Dunas e para a APA Jenipabu, respectivamente.



**Figura 2:** Delineamento do método de análise das dinâmicas da vegetação nas áreas altas e baixas das dunas da APA Jenipabu e do Parque das Dunas, presença (+) e ausência (-) de tráfego de buggys.

Para o monitoramento temporal das dinâmicas das manchas de vegetação foi adotado o método amostral descrito na Figura 2. Onde, foram delimitadas parcelas de, aproximadamente, 150000 m<sup>2</sup> para duas localidades dos ambientes de dunas em estudo (alta & baixa), tanto para APA Jenipabu (presença de buggys) como para o Parque das Dunas (ausência de buggys). Posteriormente, foram criados (no *software Arc Gis 9.3*) 50 pontos aleatórios dentro do polígono, com uma distância de 20 m entre cada um. Por fim, foram sorteados seis pontos dentre os 50 pré-existentes e a mancha de vegetação mais próxima de cada um foi adotada para realização das análises. A partir daí, foi realizada a técnica de georreferenciamento por pontos coletados e utilizada a técnica de vetorização (criando polígonos no entorno de cada mancha sorteada; em uma escala espacial aproximada de 1: 5000) para posterior cálculo de área das manchas de vegetação.

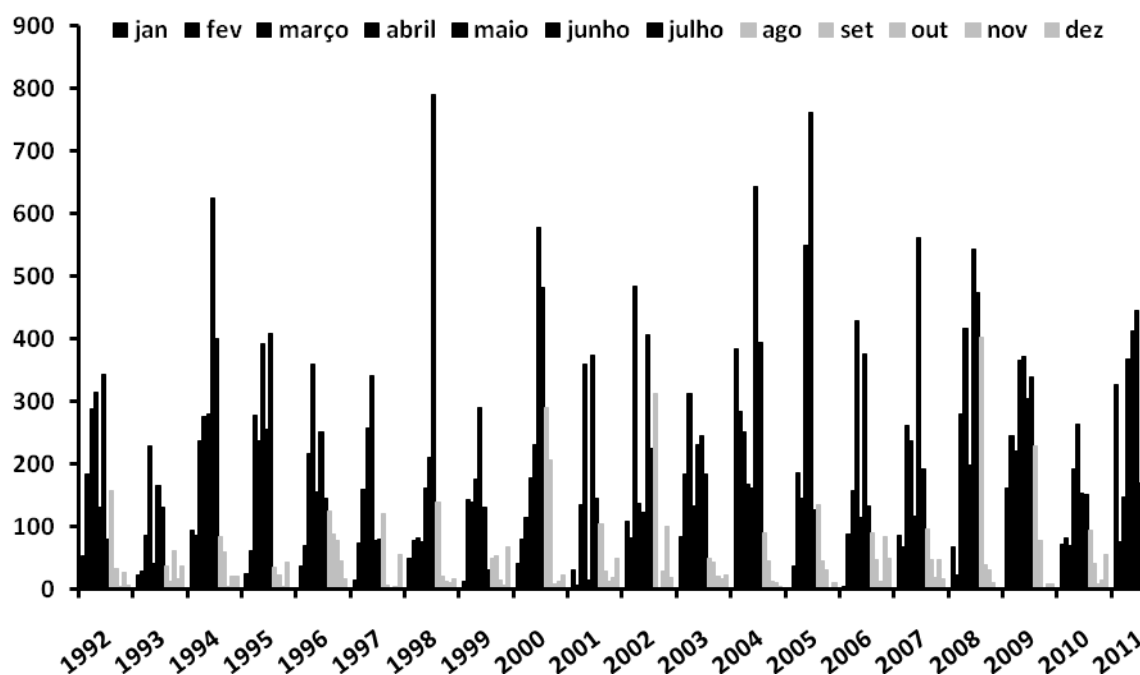
O software de SIG utilizado para a realização das análises e para a confecção dos mapas foi o ArcGIS 9.3 Desktop (ESRI, 2005).

## **RESULTADOS**

Durante o período de 10 anos estudado a pluviosidade apresentou uma sincronia clara entre meses de alta e baixa intensidade de chuvas (figura 3). A Figura 4 mostra a distribuição de frequência dos tamanhos de cada uma das manchas de vegetação analisadas durante a série temporal e a respectiva pluviosidade anual acumulada. Tal figura demonstra um padrão de retração das manchas nas áreas com presença de tráfego de buggys e expansão para as áreas onde não existe esse tipo de pressão para uso turístico. Nas Figuras 4A e 4B observamos uma diminuição vertiginosa no tamanho das

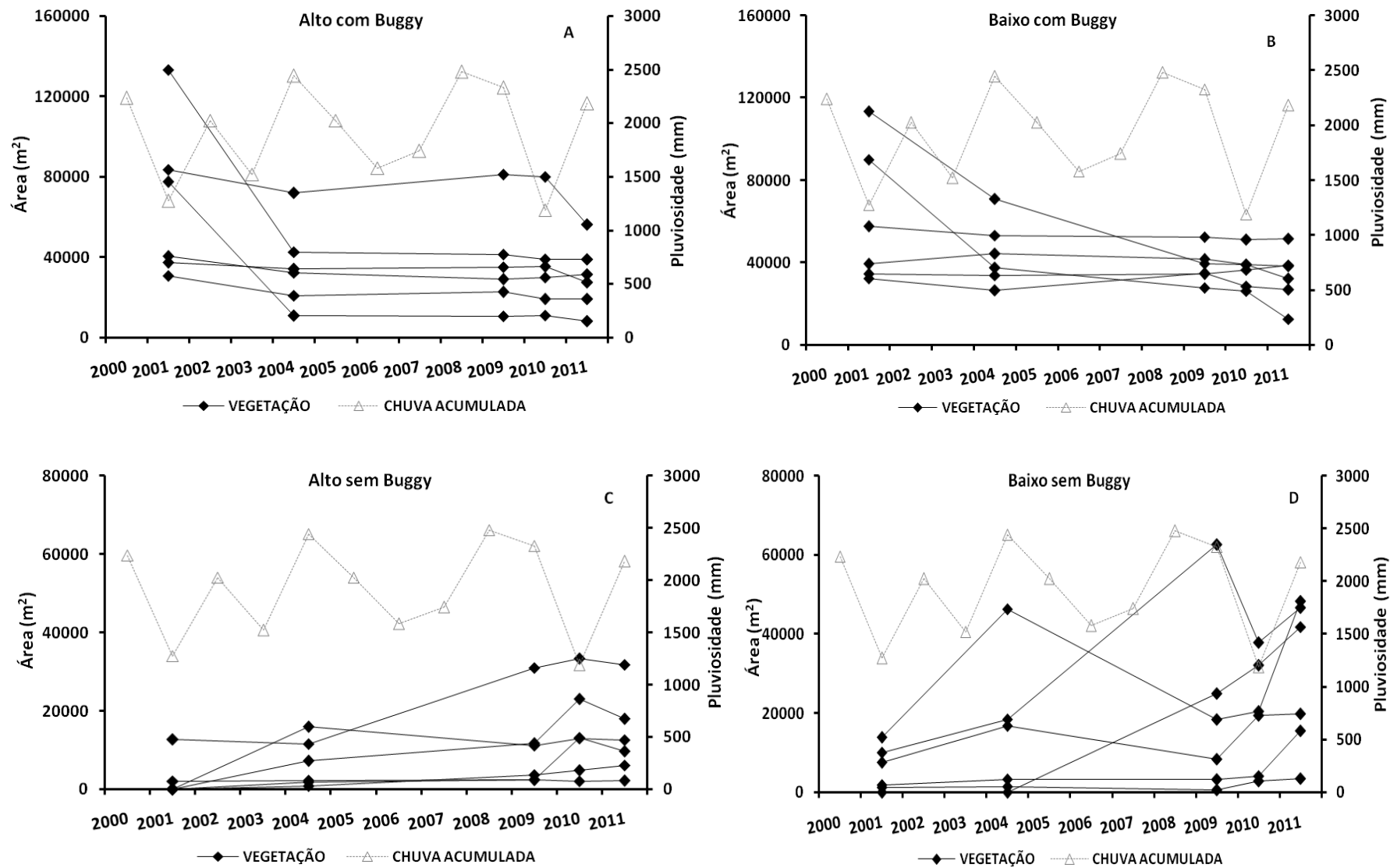
manchas de vegetação nos primeiros anos de análise (2001 - 2004) com uma tendência posterior para estabilização da curva de frequência. No entanto, ainda assim, pode-se perceber certa retração de algumas manchas de vegetação para os anos posteriores. Por outro lado, as Figuras 4C e 4D evidenciam um padrão de expansão da vegetação, que ocorre de forma menos acentuada em relação ao padrão de retração. Ademais, observando a Figura 4C, percebemos que houve uma retração no tamanho de algumas das manchas no período entre 2001 e 2004 que, no entanto, passou a ser de expansão a partir de 2009 para todas as manchas de vegetação analisadas naquela área, tendo se estabilizado ao final do período de análise. Da mesma forma, vemos essa dinâmica de diminuição da vegetação de um ano para o seguinte (2004 - 2009) na Figura 4D que, posteriormente, volta a apresentar uma expansão contínua, de modo que, no geral, observa-se a expansão da vegetação nas áreas sem ocorrência de tráfego de buggys.

A Tabela 1 apresenta um efeito bastante significativo da presença do tráfego de buggys ( $F(1:20) = 23.96$ ;  $p > 0.001$ ) sobre o tamanho das manchas de vegetação, e também uma interação significativa com o fator tempo ( $F(4:80) = 11.795$ ;  $p > 0.001$ ). Não houve efeito significativo da altitude sobre o tamanho das manchas de vegetação (Tabela 1). Os dados de análise da tabela 1 estão representados na Figura 5 que apresenta os valores médios de tamanho das manchas de vegetação monitoradas e nos mostra a intensidade do efeito da presença de buggys em interação com o tempo sobre tais medidas. Na presença de buggys há uma retração das manchas de vegetação mudando de  $< 60000 \text{ m}^2$  em 2001 para  $> 40000 \text{ m}^2$  em 2011. Já na área onde não há tráfego de veículos, as manchas de vegetação apresentam uma expansão média de cerca de  $10000 \text{ m}^2$ .



**Figura 3:** Série mensal acumulada de pluviosidade no período de 1992 a 2011 para a região metropolitana de Natal (Fonte: EMPARN). Barras escuras representam meses da estação chuvosa e barras claras representam meses da estação seca.

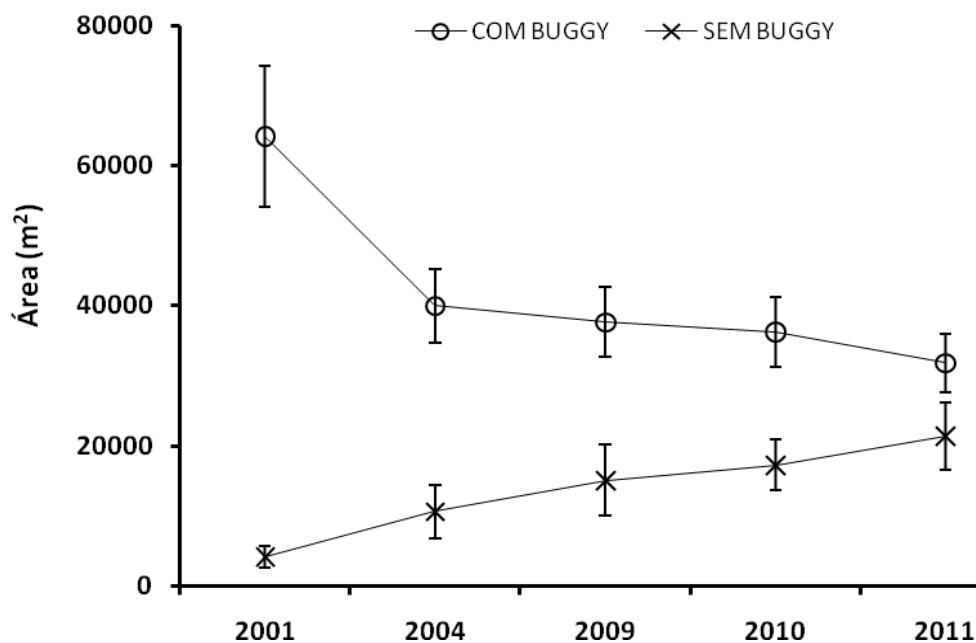
A análise de covariância dos valores médios de tamanho da vegetação com relação ao número de dias sem chuva durante a estação seca está representada na Figura 6. Os resultados evidenciam que a área das manchas tende a diminuir com o aumento do número de dias sem chuva na presença de buggys, no entanto na ausência desses veículos a vegetação tende a se expandir. A Tabela 2 nos mostra os valores de  $F$  e  $p$  para a interação entre presença/ausência de buggys com os dias sem chuva da estação seca ( $F(1:16) = 23.011; p > 0.001$ ).



**Figura 4:** Padrões de expansão e retração das manchas de vegetação de duna e pluviosidade anual acumulada em Jenipabu (com Buggy) e Parque das Dunas (sem Buggy) durante a série temporal considerada no estudo.

**Tabela 1:** Valores da ANOVA de medidas repetidas para o tamanho das manchas de vegetação monitoradas por uma série temporal de dez anos (2001 - 2011) na APAJ e Parque das Dunas (Análise referente aos dados da Figura 5).

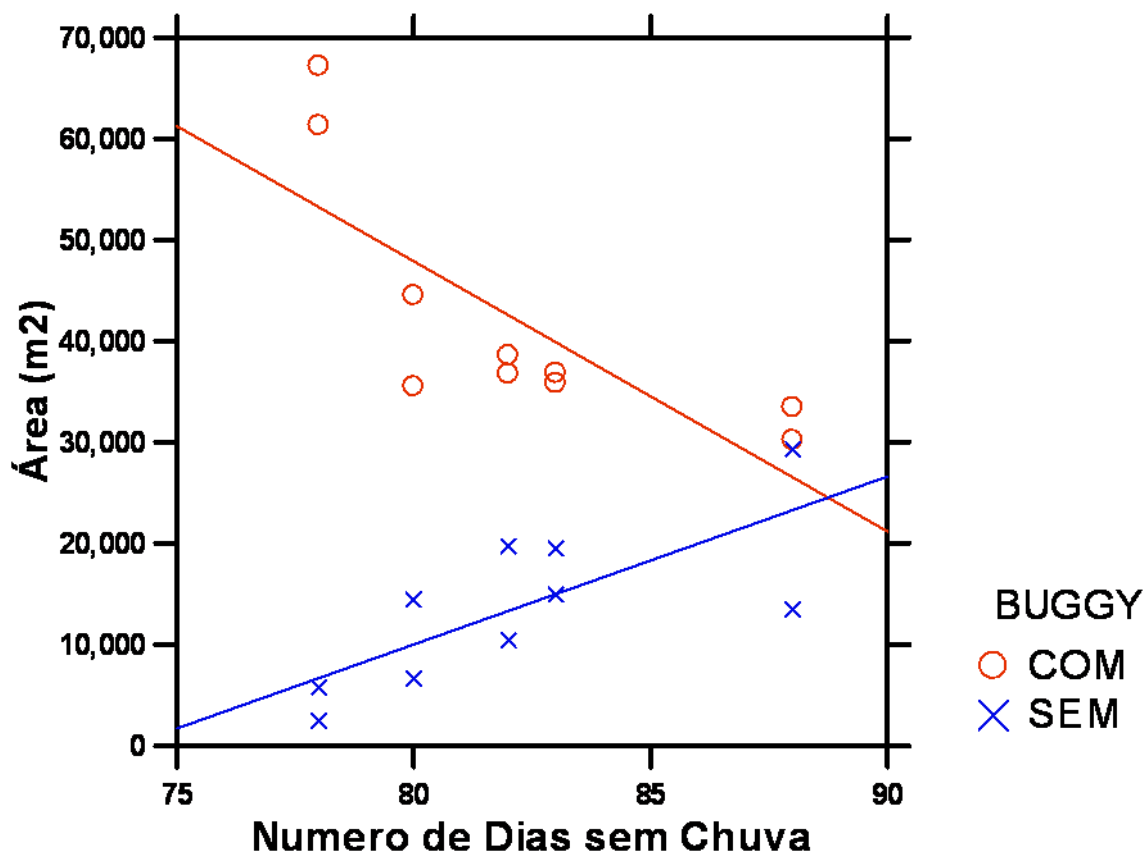
<i>Fonte da Variação</i>	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>P</i>
BUGGY (B)	1	2.41E+10	2.41E+10	23.96	0.000
ALTITUDE (A)	1	7.50E+08	7.50E+08	0.747	0.398
B x A	1	3.00E+08	3.00E+08	0.299	0.591
Erro	20	2.01E+10	1.00E+09		
TEMPO (T)	4	1.24E+09	3.10E+08	1.684	0.162
T x B	4	8.69E+09	2.17E+09	11.795	0.000
T x A	4	4.60E+08	1.15E+08	0.625	0.646
T x B x A	4	1.72E+08	42,866,306.77	0.233	0.919
Erro	80	1.47E+10	1.84E+08		



**Figura 5:** Valores médios ( $\pm 1$  erro padrão) do tamanho de manchas de vegetação ao longo do tempo em áreas com Buggy e sem Buggy (Análise de medidas repetidas na Tabela 1).

**Tabela 2:** Valores da ANCOVA para os tamanhos médios das manchas de vegetação em relação ao número de dias sem chuva durante a estação seca anterior e em relação à presença/ausência de buggies (análises relacionadas à Figura 6).

<i>Fonte da Variação</i>	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>P</i>
BUGGY	1	1.24E+09	1.24E+09	26.774	0.000
BUGGY x DIAS SEM CHUVA	1	1.07E+09	1.07E+09	23.011	0.000
LOCAL x DIAS SEM CHUVA	1	1.30E+08	1.30E+08	2.814	0.113
ERRO	16	7.40E+08	46,273,487.85		



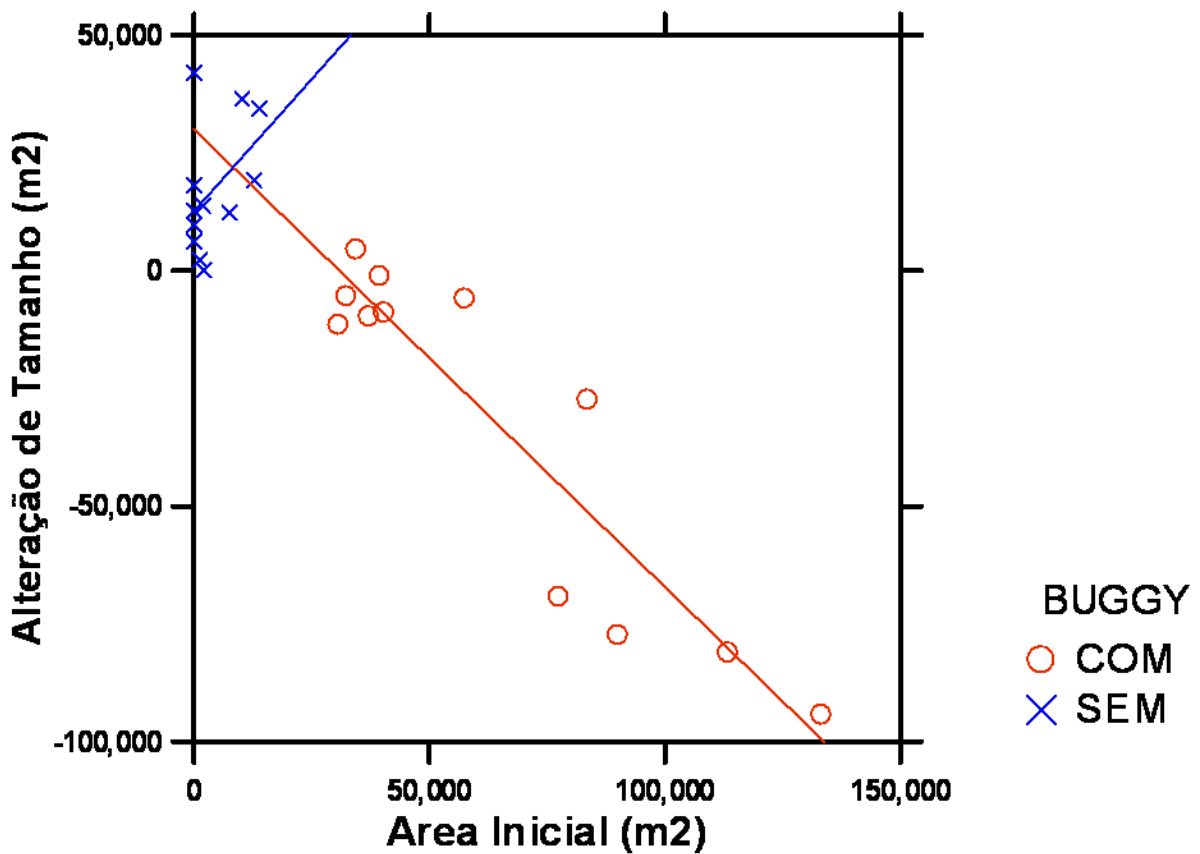
**Figura 6:** Valores médios de tamanho das manchas de vegetação, em áreas com ou sem buggies, em comparação com o número de dias sem chuva durante a estação seca do ano anterior para cada ano de análise.



A Figura 7 representa a análise de covariância para taxa de alteração no tamanho das manchas de vegetação em relação à área inicial da mancha nos locais com e sem buggys, durante toda a série temporal monitorada. Desse modo, para efeito de análise, são consideradas as diferenças de tamanho das manchas de vegetação de 2011 para 2001. O efeito significativo da interação entre tamanho inicial da mancha e a presença/ausência de buggys sobre a taxa de expansão e/ou retração das manchas de vegetação pode ser observado na Tabela 3. Os dados indicam que na presença de buggies manchas apresentaram uma grande redução em seu tamanho original sendo que na ausência de buggys essa redução não ocorreu.

**Tabela 3:** Análise de ANCOVA para a alteração entre os tamanhos das manchas de vegetação em um período de dez anos (Y), área inicialmente aferida para cada mancha de vegetação (covariante X) entre os locais com presença e ausência de buggies (Padrões apresentados na Figura 7).

<i>Fonte da Variação</i>	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>P</i>
BUGGY	1	5.70E+08	5.70E+08	3.081	0.094
BUGGY x AREA INICIAL	1	1.30E+10	1.30E+10	70.458	0.000
ERRO	21	3.88E+09	1.85E+08		



**Figura 7:** ANCOVA para a alteração no tamanho das manchas de vegetação durante a série temporal em análise (2001 - 2011) em comparação com a área inicial de cada mancha de vegetação em áreas com e sem buggies.

## DISCUSSÃO

Diversos estudos têm sido feitos para avaliar o status de conservação de ecossistemas (Tanser & Palmer, 2004; Jafari *et al.* 2008; Rodriguez *et al.* 2009; Scheffer *et al.* 2009; Donangelo *et al.* 2010; Kéfi *et al.* 2010). O monitoramento das dinâmicas da vegetação é muito útil quando se pretende realizar a gestão de um ambiente natural, na medida em que subsidiam a tomada de decisão (Dale & English, 1999). Os resultados apresentados nesse estudo ressaltam a necessidade de aplicação de uma análise contínua em uma série temporal mais longa para elucidar os padrões de

distribuição e mudanças na cobertura vegetal e, assim, desenvolver um indicador confiável na tentativa por impedir ou atenuar a ocorrência de eventos de degradação que possam culminar em efeitos adversos permanentes para as dunas costeiras de Jenipabu, bem como para o Parque das Dunas.

Espejel e colaboradores (2004) afirmam que os índices e bioindicadores (como podem ser entendidas as medidas de tamanho das manchas de vegetação) quando usados para monitoramento temporal, podem servir como forma de avaliação das modificações antrópicas e tendências de ocupação e uso do solo em ambientes naturais. Particularmente para esse estudo, a tendência observada foi de expansão da vegetação em escala temporal que se revelou sob forte influência do tipo de uso e ocupação do solo (nesse caso, ausência do tráfego de buggys), além de haver um efeito da interação entre o uso do solo e o período de chuvas sobre o desenvolvimento da vegetação. Essa informação denota a importância da realização do manejo adequado, quando se busca a conservação da flora de um determinado ecossistema. Tal fato é ainda mais importante para ambientes dunares, uma vez que apresentam condições severas ao desenvolvimento da vegetação, tais como alta salinidade, aridez e baixa disponibilidade de macronutrientes (Greipsson, 2002).

No entanto, mais importante do que identificar quais fatores têm influência mais marcante sobre a dinâmica de expansão da vegetação, é a compreensão de que nas dunas da APA Jenipabu a pressão pelo uso turístico constante, evidenciado pela presença praticamente irrestrita do tráfego de buggys, pareceu ser fundamental para o padrão de retração das manchas de vegetação observado ao longo do período de análise.

Schmidt & Karnieli (2000) utilizaram-se de uma série temporal de dados de sensoriamento remoto para analisar a dinâmica da vegetação de uma área semi-árida em

Israel. Correlacionando os valores de um índice calculado para análise dos padrões de cobertura vegetal com os dados pluviométricos de dois anos anteriores para a região, os autores encontraram uma dependência dos padrões de cobertura vegetal para com os valores de pluviosidade. No entanto, os efeitos sobre os dois tipos de vegetação local não são observados de forma imediata, havendo um padrão de respostas tardias às taxas pluviométricas. Já Lázaro e colaboradores (2001) afirmam que, para compreensão das dinâmicas da cobertura vegetal em áreas semi-áridas não apenas a vegetação deve ser analisada e considerada em larga escala espaço-temporal, como também os índices pluviométricos. Em uma longa série temporal de dados pluviométricos (1967-1997) de uma região mediterrânea da Espanha, esses autores mostraram um efeito modelador das taxas de pluviosidade sobre as dinâmicas de expansão e retração da vegetação, indicando que existe uma adaptação da vegetação para os períodos de chuva e escassez de água.

Particularmente para o presente estudo, não foi observado efeito modelador algum da pluviosidade sobre as dinâmicas da vegetação das dunas em questão, isto quando a pluviosidade era correlacionada sozinha com os valores de tamanho das manchas de vegetação. Em interação com a presença/ausência do tráfego de buggys, por sua vez, existe um efeito marcante da pluviosidade sobre as dinâmicas da vegetação. Tal padrão deixa claro que a disponibilidade de água, por si só, não pode garantir que haja expansão da vegetação e, assim, manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ambientes dunares. Para a conservação dos ecossistemas de dunas, parece ser mais importante controlar os tipos de uso e ocupação do solo, de modo que se possibilite o tempo necessário para desenvolvimento e expansão da vegetação. Holmgren & Scheffer (2001) chamam tal mecanismo de 'janela de oportunidade', onde uma condição climática favorável deve sempre ser utilizada para

possibilitar o desenvolvimento da vegetação, sobretudo em ambientes áridos e semi-áridos.

Em contrapartida, quando consideramos o número de dias sem chuva durante a estação seca, correlacionando-os com os valores de tamanho das manchas de vegetação, podemos compreender que a estação seca de cada ano é um momento crítico para a dinâmica da vegetação do ano seguinte, uma vez que essa estação coincide com o período de alta temporada turística, onde o tráfego de buggys torna-se mais intenso. Nesse sentido, a expansão da vegetação que poderia ser esperada em função da pluviosidade na estação chuvosa de cada ano parece ser freada pelo constante efeito de atropelamento da vegetação, ocasionado pela presença dos buggies. Estudos realizados mostram que os efeitos de atropelamento da vegetação podem ser bastante deletérios para a qualidade ambiental de ecossistemas (McDonnell, 1981; Charman & Pollard, 1995; Kutiel *et al.* 2001; Lemauiel & Rozé, 2003) e, assim, precisam ser mais bem monitorados e controlados, sobretudo em um ambiente de extrema importância ecológica e econômica como as dunas costeiras (Nordstrom *et al.* 2002).

Em seu trabalho com sensoriamento remoto e balanço de energia em áreas de agricultura, Bastiaanssen *et al.* 1998 enfatizaram, além da necessidade de monitoramento conjunto entre a cobertura vegetal e as variáveis microclimáticas, mas também preocuparam-se em esclarecer a importância de validação em campo dos dados coletados via sensoriamento remoto. E assim, apresentar resultados mais consistentes que abordem o maior número de fatores que, por ventura, influenciem nos resultados das análises. Este tipo de trabalho não se completa, portanto, apenas quando são consideradas largas escalas espaço-temporais, de modo que é necessário coletar dados em campo, além do citado monitoramento de variáveis abióticas e climáticas que

possam ser correlacionadas com os padrões apresentados pela dinâmica de distribuição da vegetação. Assim, as taxas temporais de expansão e retração das manchas de vegetação além de responderem significativamente ao efeito da interação entre buggys e pluviosidade, poderiam ser influenciadas por características particulares da vegetação em questão, bem como aos efeitos da declividade do local sobre a distribuição de água e nutrientes, o que não pode ser avaliado aqui.

Para nosso estudo, tal abordagem complementar seria de fundamental importância uma vez que, a dinâmica de expansão e retração da vegetação não nos permite saber com exatidão se nas áreas onde há presença de tráfego de buggys continuam a ocorrer o recrutamento de novos indivíduos, ou se ocorre unicamente o atropelamento e morte dos indivíduos estabelecidos sem sua posterior substituição por um colonizador, causando a interrupção do processo de sucessão ecológica. Nesse sentido, trabalhos que se proponham a averiguar as dinâmicas da cobertura vegetal nas dunas costeiras de Jenipabu a partir de então, devem possuir delineamento tal que inclua a validação em campo dos resultados apresentados pelas análises de sensoriamento remoto, de maneira a perfazer o maior número possível de variáveis explicativas para os padrões apresentados.

Dessa forma, pode-se concluir que o uso de imagens de satélite, especificamente para o monitoramento das dinâmicas da vegetação, é um instrumento útil para a análise ambiental dos ecossistemas de dunas costeiras; além de que, os valores obtidos para o tamanho das manchas de vegetação associados a fatores ambientais e relacionados com o clima podem oferecer uma interpretação mais completa acerca do comportamento da vegetação nos ambientes de dunas costeiras e, também, servir como um sinal preliminar que indique a tendência para ocorrência de eventos catastróficos de degradação

(Maestre & Escudero, 2009; Scheffer *et al.* 2009). Espera-se, assim, que os resultados aqui divulgados possam auxiliar no manejo e uso adequado da área de dunas da APA Jenipabu.

Contudo, para a realização da gestão e manejo adequado das Unidades de Conservação em questão, é necessário que estudos posteriores sejam realizados na tentativa por avaliar o efeito dos tipos de uso do solo sobre as dinâmicas da vegetação. Uma vez que, algumas incertezas nas análises realizadas aqui tal como, a grande diferença no tamanho das manchas de vegetação monitoradas para o PEDN e a APAJ em uma mesma imagem de satélite, nos impede de afirmar com exatidão se o efeito do tráfego de buggys está contribuindo para a diminuição da cobertura vegetal nas dunas costeiras de Jenipabu. Portanto, o efeito dessa atividade turística e econômica sobre a dinâmica da vegetação precisa ser mais bem avaliado, antes que se pretenda desenvolver qualquer Plano de Manejo para as dunas de Jenipabu.

## **AGRADECIMENTOS**

Esta pesquisa foi possível graças à bolsa concedida pelo Comitê Brasileiro de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES-DS). Os autores agradecem à equipe de trabalho do Laboratório de Ecologia da Restauração (LER-UFRN) ao qual estão vinculados e, também, à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado fornecida durante a realização desse trabalho e ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (IDEMA), que permitiu o desenvolvimento deste estudo na Área de Proteção Ambiental

Jenipabu (APAJ) e contribuiu com o fornecimento de dados pluviométricos e geográficos.

## REFERÊNCIAS

Allen, R. G.; Trezza, R.; Tasumi, M. **Surface energy balance algorithms for land - Advance training and users manual**, version 1.0, p. 98, 2002.

Amabile, RF, Garcia, J, Duarte, JB, Silva, JCS e Neto, ALF. **Superação de Dormência de Sementes de Feijão-Bravo-do-Ceará (*Canavalia brasiliensis*)**. Anais Esc. Agron. Vet., 25 (1): 69-76, 1995.

Anyamba, A.; Tucker, C. J. Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981–2003. **Journal of Arid Environments**, v. 63, p. 596-614, 2005.

Barbosa, H. A.; Hueti, A. R.; Baethgen, W. E. A. 20 – year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 67, p. 288-307, 2006.

Bastiaanssen, W. G. M.; Menenti, M.; Feddes, R. A.; Holtslag, A. A. M. 1998. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL) 2. Validation. **Journal of Hydrology**, n. 212-213, p. 213-229, 1998.

Charman, D. J. & Pollard, A. J. 1995. Long-term vegetation recovery after vehicle track abandonment on Dartmoor, SW England, UK. **Journal of Environmental Management**. 45, 73 – 85.



Clark, R.G., and D. Shutler. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks. **Ecology**, n. 80, p. 272-287,1999.

CPTEC (2007) Plataforma de Coleta de Dados. <http://satellite.cptec.inpe.br/PCD>. Cons. 09/06/2010.

CRUTSINGER, G. M.; SHARON Y. STRAUSS, S. Y. & RUDGERS, J. A. (2010). Genetic variation within a dominant shrub species determines plant species colonization in a coastal dune ecosystem. *Ecology*, 91(4), pp. 1237–1243.

Dale V, English M (1999) Tools to aid environmental decision making. Springer, Berlin Heidelberg New York.

Dias, A.T.C.; Zaluar, H.L.T.; Ganade, G.; Scarano, F.R. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology**, n. 21, p. 343–347, 2005.

DONANGELO, R.; FORT, H.; DAKOS, V.; SCHEFFER, M. & VAN NES, E. H. (2010). EARLY WARNINGS FOR CATASTROPHIC SHIFTS IN ECOSYSTEMS: COMPARISON BETWEEN SPATIAL AND TEMPORAL INDICATORS. *International Journal of Bifurcation and Chaos*, v. 20, n. 02, pp. 315 – 321.

DURIGAN, G. 2006. **Métodos para análise da vegetação arbórea**. In: CULLEN JÚNIOR, L.; PADUA, C. V.; RUDRAN, R (Orgs) Métodos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2ªed- Curitiba. Ed. Universidade federal do Paraná.

Eastman, J.R. 1995. Introduction to Remote Sensing and Image Processing. Idrisi for Windows User's Guide. Cap 3, Clark University, Worcester, 17p. 1995.

ESRI, 2005. **ARCGIS** versão 9.3. ESRI Software.

Espejel, I.; Ahumada, B.; Cruz, Y. & Heredia, A. (2004). Coastal Vegetation as Indicators for Conservation. Pages 297 – 318 in M. L. Martínez & N. P. Psuty, editors. *Coastal dunes: ecology and conservation*. Springer-Verlag, Berlin.

FAGGI, A. M. & DADON. J. (2010). VEGETATION CHANGES ASSOCIATED TO COASTAL TOURIST URBANIZATIONS. *MULTEQUINA*, 19: 53 – 76.

FONSECA, M. A. P. & COSTA, A. A. 2004. **A Racionalidade da Urbanização Turística em Áreas Deprimidas: O espaço produzido para o visitante.** MERCATOR, Revista de Geografia da UFC; Fortaleza, n. 6, p. 25-32.

Franks, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology*, 168: 1 – 11.

Goward, S.N., Tucker, C.J., Dye, D.G., 1985. NorthAmerican vegetation patterns observed with the NOAA-7 advanced very high resolution radiometer. *Vegetation* 64, 3–14.

Gurgel, H. C.; Ferreira, N. J.; Luiz, A. J. B. Estudo da variabilidade do NDVI sobre o Brasil utilizando-se a análise de agrupamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.1, p. 85-90, 2003.

Greipsson, S. **Coastal Dunes**. In: Perow MR & Davy A. **Handbook of Restoration Ecology: Restoration in Practice**, vol.2. Cambridge University Press. 2002.

- Hesp, PA. **Coastal Sand Dunes, Form and Function**. Coastal Dune Vegetation Network Technical Bulletin nº. 4. 2001.
- Holmgren, M. & Scheffer, M. (2001). El Niño as a Window of Opportunity for the Restoration of Degraded Arid Ecosystems. *Ecosystems*, 4: 151–159.
- Houle G. (1997). No evidence for interspecific interactions between plants in the first stage of succession on coastal dunes in subarctic Quebec, Canada. *Canadian Journal of Botany* 75: 902 – 915.
- Ibáñez, J; Valderrama, J. M., Puigdefábregas, J. (2008). Assessing desertification risk using system stability condition analysis. *Ecological Modeling*, 213, 180–190.
- IDEMA (2002). **Perfil do Estado do Rio Grande do Norte: Aspectos Físicos**. Instituto de Defesa do Meio Ambiente [www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf](http://www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf). Cons. 09/06/2010.
- IDEMA (2009). **Programa Estadual de Monitoramento e Fiscalização Ambiental Aéreos – PEMFAA / IDEMA**. Relatório de Sobrevoô: estuário Jundiáí - Potengi e APA Jenipabu. Executado em 17/06/2009.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 2010. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 02 de nov. 2010.
- Jafari, R.; Lewisa, M. M. & Ostendorf, B. (2008). An image-based diversity index for assessing land degradation in an arid environment in South Australia. *Journal of Arid Environments*, 72: 1282 – 1293.

- Kéfi, S.; Rietkerk, M.; Alados, L. C.; Pueyo, Y.; Papanastasis, V. P.; ElAich, A. & de Ruiter, P. C. (2007). Spatial patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, vol 449 n. 13, p. 213 – 217.
- Kéfi, S.; Alados, C.L.; Chaves, R.C.G.; Pueyo, Y. & Rietkerk, M. (2010). Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes? Comment. *Ecology*, 91:3739–3742.
- Kutiel, P.; Zhevelev, H. & Harrison, R. (1999). The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilized Coastal Dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean & Coastal Management*, 42: 1041 – 1060.
- Kutiel, P.; Eden, Z. & Zhevelev, H. (2001). The impact of motorcycle traffic on soil and vegetation of stabilized coastal dunes, Israel. *Journal of Coastal Conservation*, 7: 81 – 90.
- LEMAUVIEL, S. & ROZÉ, F. (2003). Response of Three Plant Communities to Trampling in a Sand Dune System in Brittany (France). *Environmental Management*, vol. 31, n. 02, pp. 227 – 235.
- Li, J.; Lewis, J.; Rowland, J.; Tappan, G.; Tieszen, L. L. Evolution of land performance in Senegal using multi-temporal NDVI and rainfall series. **Journal of Arid Environments**, v. 59, p. 463-480, 2004.
- Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W. (1994). *Remote Sensing and Image Interpretation* (3rd Edn). New York: John Wiley & Sons Inc. 750pp.
- Maestre, F. T. & Escudero, A. (2009). Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes? *Ecology* 90 (7), pp. 1729 – 1735.

- Markham, B. L.; Barker, J. L. Thematic Mapper band pass solar exoatmospherical irradiances. **International Journal of Remote Sensing**, v.8, n.3, p.517-523, 1987.
- MCDONNELL, M. J. (1981). TRAMPLING EFFECTS ON COASTAL DUNE VEGETATION IN THE PARKER RIVER NATIONAL WILDLIFE REFUGE, MASSACHUSETTS, USA. *Biological Conservation*, 21: 289 – 301.
- Meireles, M. **Estimativa da evapotranspiração real pelo emprego do algoritmo sebal e imagem Landsat 5 - TM na bacia do Acaraú – CE**. Fortaleza, CE. 2007. 88 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007.
- Moreno-Casasola, P. & Espejel, I. **Classification and ordination of coastal sand dune vegetation along the Gulf and Caribbean Sea of Mexico**. *Vegetatio* 66: 147-182, 1986.
- NORDSTROM, K. F.; LAMPE, R. & VANDEMARK, L. M. (2000). Reestablishing Naturally Functioning Dunes on Developed Coasts. *Environmental Management*, vol. 25, n. 01, pp. 37 – 51.
- Nordstrom, K.F.; Jackson, N.L.; Bruno, M.S. & de Butts, H.A. Municipal initiatives for managing dunes in coastal residential areas: a case study of Avalon, New Jersey, USA. **Geomorphology**, n. 47, p. 137–152, 2002.
- Peters, A J.; Eve, M. D. 1995. Satellite monitoring of desert plant community response to moisture availability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 37:273:287.

- Prasad, A. K.; Sarkar, S.; Singh, R. P.; Kafafos, M. Inter- annual variability of vegetation cover and rainfall over India. **Advances in Space Research**, v. 39, p. 79-87, 2007.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**, São José dos Campos, SP: A. Silva Vieira Ed. p.111-118, 2007.
- Pueyo, Y; Alados, C. L.; Ávila, B. G.; Kéfi, S.; Maestro, M. & Rietkerk, M. (2009). Comparing Direct Abiotic Amelioration and Facilitation as Tools for Restoration of Semiarid Grasslands. *Restoration Ecology*, vol. 16, n. 06, pp. 908 – 916.
- Pueyo, S. (2011). Desertification and power laws. *Landscape Ecology*, 26: 305 – 309.
- Randall, R.E. & Scott, G.A.M. **Communities of sand and shingle beaches**. In: van der Maarel, E. (ed.) Dry coastal ecosystems. General aspects, p. 263-274, 1997.
- Rodrigues, M.I.V. & Viana, M.O.L. An environmental management tool for the State of Ceará, Brazil: the desertification propensity index (DPI), Resumos, Congresso Brasileiro de Meio Ambiente, Fortaleza, 2000.
- Rodríguez, I.; Montoya, I.; Sánchez, M. J.; & Carreño, F. (2009). Geographic Information Systems applied to Integrated Coastal Zone Management. *Geomorphology*, 107: 100 – 105.
- Rozé, F.; Lemauviel, F. Sand Dune Restoration in North Brittany, France: A 10-Year Monitoring Study. *Restoration Ecology*, v. 12, n. 1, pp. 29-35, 2004.
- Sampaio, E.V.S.B.; Sampaio, Y.; Vital, T.; Araújo, M.S.B.; Sampaio, G.R. *Desertificação no Brasil*. Recife, Editora Universitária, 202p. 2003.

- Santini, M.; Caccamo, G.; Laurenti, A.; Noce, S. & Valentini, R. (2010). A multi-component GIS framework for desertification risk assessment by an integrated index. *Applied Geography*, 30, 394–415.
- Sivakumar, M. V. K. (2007). Interactions between climate and desertification. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142, 143–155.
- SNAKIN, V.V.; KRECHETOV, P.P.; KUZOVNIKOVA, T.A.; ALYABINA, I.O.; GUROV, A.F. & STEPICHEV, A.V. The system of assessment of soil degradation. *Soil Technol.*, 8:331-343, 1996.
- SOMBROEK, W. & SENE, E.H. Land degradation in arid, semi-arid and dry sub-umid areas: Rainfed and irrigated lands, rangelands and woodlands. Disponível em [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/X5308E/X5308E00.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5308E/X5308E00.htm). Acesso em abril de 2011.
- Tanser, F. C. & Palmer, A. R. The application of a remotely-sensed diversity index to monitor degradation patterns in a semi-arid, heterogeneous, South African landscape. (2004). *Journal of Arid Environments*, 43: 477 – 484.
- Torres, D. F.; Oliveira E. S.; Alves, R. R. N.; Vasconcellos, A. Etnobotânica e Etnoecologia em Unidades de conservação: Uso da biodiversidade na APA-Genipabu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Interciência*, v.34, n.9, p.623-629, 2009.
- Townshend, J.R.G., 1995. Global data sets for land applications from the advanced very high resolution radiometer. *International Journal of Remote Sensing* 15, 3319–3332.

- Townshend, J.R.G., Justice, C.O., 1986. Analysis of the dynamics of African vegetation using the normalized difference vegetation index. *International Journal of Remote Sensing* 7, 1435–1446.
- Trindade, A. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de um trecho da floresta arenícola costeira do parque estadual das dunas – Natal – RN. Recife:1991. 128 p.
- Tucker, C.J., Townsend, J.R.G., Goff, T.E., 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science* 227, 369–375.
- Versiani, B. V. B. N.; Rodrigues, P. C. H. Geoprocessamento como Ferramenta no Estudo de Correlação entre a Dinâmica da Cobertura Vegetal e a Evapotranspiração. **Revista Brasileira de Meteorologia**. v.13, n. 2, p. 201-211, 2007.
- Wang, X.; Yang, Y.; Dong, Z. & Zha, C. (2009). Responses of dune activity and desertification in China to global warming in the twenty-first century. *Global and Planetary Change*, 67, 167–185.
- Went, F. W. 1942. The dependence of certain annual plants on shrubs in southern California deserts. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 69: 100 – 114.
- Weiss, J. L.; Gutzler, D. S.; Coonrod, J. E. A. & Dahm, C. N. (2004). Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58, 249–272.



WHITE, E. P.; ENQUIST, B. J. & GREEN, J. L. (2008). ON ESTIMATING THE EXPONENT OF POWER-LAW FREQUENCY DISTRIBUTIONS. *Ecology*, 89(4), pp. 905–912.

Wilson, S. D. 1999. Plant interactions during secondary succession. In: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, New York. P.611-632.

Zuo, X., Zhao, X., Zhao, H., Zhang, T., Guo, Y., Li, Y., Huang, Y. Spatial heterogeneity of soil properties and vegetation–soil relationships following vegetation restoration of mobile dunes in Horqin Sandy Land, Northern China. **Plant and Soil**. v. 318, n. 1-2, p. 153-167, 2008.

# RESTORATION OF COASTAL SAND DUNE VEGETATION DEGRADATED BY BUGGIES IN BRAZIL

Key- words: Facilitation, plant trampling, sand burial, seedling establishment.

Category: Research Paper

Authors: Leonardo Pinto<sup>1</sup> & Gislene Ganade<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Leonardo Henrique Teixeira Pinto

*Departamento de Botânica Ecologia e Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, CEP 59078-900, Natal, Brasil.*

<sup>2</sup>Gislene Ganade\*

*Departamento de Botânica Ecologia e Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, CEP 59078-900, Natal, Brasil.*

\*Corresponding author. Phone: 84 88964519; E-mail address: gganade@gmail.com

To be submitted to the journal "Restoration Ecology".

## **ABSTRACT**

Coastal sand dunes perform important ecosystems functions, besides their great aesthetic value for touristic activities. Because its fragility and high degree of degradation, restoration programs for dune vegetation are critical to preserve this ecosystem. Restoration methods described still lack generality and scientific information on ecological processes, controlling plant community structure. We investigated if facilitation by vegetation would be an important process controlling survival and growth of transplants and to what extent this influence could be imitated by the use of vegetable mesh. The study was conducted in dune vegetation patches degraded by buggies at the Environmental Protection Area of Jenipabu, RN - Brazil. To test the facilitation effects and the techniques of sand retention on the survival of colonizing plants, two field experiments were carried out. In the first experiment, sixty-four seedlings of *Canavalia maritima*, were transplanted to a degraded dune area. The experimental design tested the effect of vegetation and vegetable mesh on seedlings survival and growth. The second experiment (outside vegetation only) tested some restoration techniques for the lateral expansion of vegetation such as the use of coconut mesh, water application, seed sowing and seedling transplantation of *C. maritima*. We found evidences of facilitation by standing vegetation which improved soil stabilization, microclimatic conditions and seedling survival. We also found that seed scarification may speed initial seedling establishment. Despite these findings, extreme seedling mortality occurred due to factors such as sand burial, trampling and drought. We conclude that effective restoration of this degraded area could be unlikely or otherwise very expensive and time consuming.

**Key-words:** Facilitation, plant trampling, sand burial, seedling establishment.

## INTRODUCTION

Coastal dune systems are situated in an area of transition between continental and marine environments (Greipsson, 2002) and also, are important for recreation activities or for providing specialized habitats for specific plants and animals (Hesp, 2001). The coastal dunes perform important ecosystems functions such as, protection of adjacent areas against the effects of high tides, winds actions and sand invasion; also functioning as a sand deposit to replace sand eroded by waves or carried out by storms; ensuring the stability of the beach; and exerting a barrier against penetration of seawater into the groundwater level (Clark, 1977). In the coast of Rio Grande do Norte the dunes occur as a form of sand accumulation, comprising several fields of sand transported by wind, in several periods of formation, comprising distinct successive accumulation events (Trindade, 1991). In the dunes of Jenipabu, located on the eastern coast of RN, the intense pressure for touristic use and deforestation has been causing great amounts of sand displacement, thus accelerating the grounding of ecosystems behind these dunes by reducing their vegetation coverage. Any management plan, therefore, involves maintaining the free flow of sand and vegetation that fixes the dunes, which in many cases is fragile and susceptible to human action (Torres *et al.* 2009).

The dunes ecosystems are the only system that can be mobile or fixed by the action of vegetation (Zuo *et al.* 2008). The movements of the sand are considered the most important factor that affects the distribution of plant communities (Moreno-Casasola, 1986) and, consequently, animals. The model of the distribution of vegetation is controlled by differences in natural conditions, and as suggested by Franks (2003) the vegetation patches presents a cluster pattern of distribution and also large areas of bare soil separating these vegetation patches, indicating a strong spatial association. Thus,

any factor that affects this dynamic and vegetation distribution has consequences on the size, extent and movement of sand dunes. Among the outstanding typical features of the coastal dunes environments, strong winds, erosion, sand accumulation, spray and saline soils, water stress and small amounts of nutrients can be highlighted (Randall, & Scott, 1997). In this sense, the dune vegetation plays a key role in the development and fixation of sand dunes (Idec, 1992; Adrinani & Terwindt, 1974). Consequently, the loss of vegetation cover makes the dunes more susceptible to erosion by wind and water. Indeed, Neto *et al.* (2006) claim that the dunes have been increasingly destroyed, mainly because of human activities.

Coastal dunes restoration programs are, actually, developed in many areas around the globe (Grootjans *et al.* 2002; Lemauviel *et al.* 2003; Martinez, 2003; Nordstrom *et al.* 2000; Zamith & Scarano, 2006; Zhang *et al.* 2005). Several techniques (*i.e.* hydromulching; hydroseeding; wood-fences; mycorrhizae application; mechanical removal of exotic species; topsoil inversion soil transplanting; barriers against wind; seed balls; etc.) have been developed and improved to recover coastal dunes areas (Adema *et al.* 2004; Greipsson, 2002; Laurence *et al.* 2010; Miller *et al.* 2001; Souza *et al.* 2010). Nevertheless, the expected results in restoration programs, specifically for coastal dunes, require a long-term analysis and monitoring to accomplish conservation goals (Rozé & Lemauviel, 2004). Thus, restoration programs must include, in addition to appropriate techniques, processes that may magnify the success of this activity. In this regard, the inclusion of native species and fast growing species allows greater benefits in restoration terms (Padilla *et al.* 2004; Williams, 2007) ensuring the accomplishment of the conservation intent and promoting the faunal and floral enhancement. Among the plant groups most commonly used in ecological restoration programs, legumes make up an efficient way to recover these degraded areas, because

they provide great soil accumulation of nitrogen through their mutualism with specialized bacteria (Skeffington & Bradshaw, 1980). This nutrient was considered by Marrs *et al.* (1980) the most limiting resource for plant recovery success. Tropical legumes are commonly found in dunes and can be effectively applied to degraded areas recovery after its seeds passes through a process of overcoming dormancy caused by its thick tegument, impervious to water (Deminicis, 2005; Amabile *et al.* 1995).

Callaway & Bertness (1994) postulated that the facilitation processes would be more frequent in environments with high levels of stress such as arctic and desertic areas or high salinity regions, while in mesic and nutrient rich environments processes of competition would be more frequent (Wilson, 1999). Thereby, it is expected that the facilitation process can play an important role for dune restoration, since this environment is under extreme stress. Recent works have recognized the importance of facilitation processes on community structure and distribution of plant species (Cavieres & Bandano, 2009; Xu *et al.* 2010), showing that it has been more frequent in arid and semiarid environments (Bertness & Callaway, 1994; Flores & Jurado, 2003). In fact, seedling colonization in harsh environments seems to depend on more favorable conditions, generated by the presence of pre-established plants that serve as *nurse plants*, because bare soil often lacks the necessary conditions for establishment (Franco & Nobel, 1988; Valiente-Banuet *et al.* 1991).

The effect of facilitation appears to be even more important for the establishment of seedlings in coastal dunes, because the adverse conditions presented by this environment, such as soil naturally unstable, low nutrient availability, and salinity (Randall & Scott, 1997). This effect can also be highlighted by patterns of clumped vegetation distribution, called by Franks (2003) as nucleation centers and described first

by Yarranton & Morrisons (1974) as a successional model for nucleated facilitation in dunes. Thus, the facilitation in coastal dunes is highlighted by a nucleation mechanism exercised by established plants, which provide an improvement in the available resources level and on the conditions for the establishment of other individuals, whether by shading, moisture increase or decrease in sand movements (Franks, 2003).

However, the influence of facilitation process on vegetation distribution only, cannot guarantee the maintenance of vegetation cover and conservation of the coastal dune ecosystem functions when these environments are under high levels of anthropic pressure. Indeed, it is highly necessary to adopt the right techniques for accelerating vegetation recovery process by incorporating the facilitation mechanisms into your design. Therefore, the techniques that act reducing sand movements, improving soil stabilization; generating microclimate amelioration; and enhancing nutrient levels are the most promising for the lateral expansion of vegetation.

Motivated by the constant degradation of Jenipabu dunes top vegetation and by the fact that *Canavalia maritima* plants can be used in the recovery of this environment, the present study aims to understand if facilitation processes can act as a structuring force in this coastal dune plant community, as well as evaluate the successful use of *C. maritima* seeds and seedlings for lateral expansion of sand dune vegetation patches. The following hypotheses were tested: (i) Facilitation processes contribute in structuring dune plant communities? (ii) Are there differences in the survival probabilities of *C. maritima* seedlings and germinated seeds in the presence or absence of vegetation, coconut vegetable mesh and water? (iii) Are there differences in abiotic variables and levels of burial inside and outside of vegetation? (iv) The presence of coconut vegetable

mesh contributes to environmental microclimate amelioration? (v) The use of seeds together with seedlings is most effective for the lateral expansion of vegetation patches?

## **MATERIAL & METHODS**

### *STUDY SITE*

The Environmental Protection Area of Jenipabu (APAJ) is located at the State of Rio Grande do Norte, in Brazil, between the municipalities of Natal and Extremoz (5° 40 ' 40 "S and 35° 12 ' 56" W). The APAJ has a total surface area of 1881 ha, and was established in 1995 with the aim of protecting a range of habitat types such as coastal Atlantic forest, wetlands, lagoons, dunes, rivers and other water resources (Torres *et al.* 2009). Due to the beauty of the landscape, touristic activities and the transit of buggies on top dune vegetation are quite frequent.

### *EXPERIMENTAL DESIGN*

Field experiments on restoration of top dune vegetation were carried out on a 1 ha area (20 X 500 m) where top dune vegetation patches have been consistently degraded by buggy activities.

To test the effects of facilitation on dune vegetation dynamics and restoration, seedlings of *Canavalia maritima* were transplanted in a split-plot experimental design with 4 replicated block and two factorial combinations of the following treatments: vegetation (presence and absence, split factor) ; and coconut vegetable mesh (with and without). Blocks were randomly allocated within the degraded dune area. Four seedlings of *C. maritima* were planted in each treatment combination (64 seedlings in



total). Seedlings were 3 months old; they were produced in a greenhouse and acclimated to arid conditions during a one month period before being transplanted in the field.

Seedlings of the same size were planted in the same block in order to minimize random variation

We recorded seedling growth (cm) and the causes of seedling mortality for all transplanted seedlings monthly. Measurements for the following abiotic variables were performed once a month over 3 months (May, June and July): air humidity (%), air temperature (°C), soil temperature (°C) and depth of sand burial (cm). Depth of sand burial was measured by registering the centimeters of sand that were added or removed from marked wood sticks placed in each treatment plot.

Seedling growth and abiotic measurements were compared between treatments by a split plot repeated measures ANOVA using the program SYSTAT 12. Treatment effects on seedling survival were verified by a logistic model using the statistical program R.

A second experiment focused on dune vegetation expansion was conducted from September-2011 until February-2012. The experiment was carried out in the same dune vegetation patches degraded by buggies (outside vegetation only) comparing the probabilities of establishment and survival of *C. maritima* seeds and seedlings. The experiment was implemented in a factorial block design with 5 block replications and two treatments consisted of the presence and absence of initial irrigation and the presence and absence of coconut vegetable mesh. Two seedlings were transplanted in each treatment combination (40 seedlings in total) and 20 seeds were sown in each treatment combination, 10 of them scarified and 10 not scarified (400 seeds in total). Thermal scarification was performed by pre-soaking seeds in hot water to overcome

dormancy, during a 24 hour period. Initial irrigation consisted of a plastic bottle of 2 liters that was fixed in the plot and was dripping water slowly during the first days of transplantation.

For each treatment replication we recorded: the number of seeds that germinated, seedlings growth (cm) and the causes of seedling mortality.

The effects of coconut vegetable mesh and initial irrigation on seed germination, seedling establishment and survival were analyzed by Factorial ANOVA using the program SYSTAT 12.

## **RESULTS**

### *FACILITATION EXPERIMENT*

Abiotic variables were in general significantly improved by the presence of vegetation; nonetheless, vegetable mesh had a positive influence only for air humidity and sand burial values (Table1, Figure 1). Air humidity values were in general higher on plots allocated within vegetation compared with plots located in bare soil, additionally, vegetable mesh was able to increase air humidity even outside vegetation patches (Figure 1A). Air temperature showed a declining trend on plots inside vegetation over time (Figure 1B). This declining pattern inside vegetation occurred also for soil temperature values, although in this case there were no differences over time (Figure 1C). Sand burial measures, in turn, showed an increase over time regardless if measurements were undertaken inside or outside vegetation (Figure 1D). However, there was a significant interaction between time, mesh and vegetation showing that

vegetable mesh tended to decrease sand burial inside or outside vegetation depending on the time of the year (Figure 1D, Table1).

Growth of *C. maritima* seemed to increase on bare soil compared to areas inside vegetation for the three first months of the experimental period (Figure 2). Although length measurements presented a slight increase over time, repeated measures ANOVA showed that vegetation and mesh treatments has no significant effect on *C. maritima* length (Table 2). There was extreme plant mortality in the facilitation experiment due to the harsh conditions acting constantly in this coastal dune area. Mortality numbers were affected by sand burial (39.6%), drought (37.7%), buggy trampling (15%) and herbivory (7.5%), however the way this distinct factors influenced seedling mortality differ in the presence and absence of vegetation (Figure 3). Inside vegetation, the main causes of mortality were sand burial and herbivory, moreover, the presence of mesh inside vegetation tended to decrease mortality intensity (Figure 3A and 3B). In bare sand, however, drought was the main mortality cause, followed by buggy trampling and sand burial, while mesh outside vegetation increased survival postponing seedling mortality (Figure 3C and 3D).

Survival probability was positively influenced by the presence of vegetation and vegetable mesh (Figure 4). The logistic model revealed a significant influence of vegetation ( $F(1: 6) = 6.8064$ ;  $p \leq 0.01$ ,  $\log\text{Lik} = -10.4333$ ) and interaction between vegetation and the presence of vegetable mesh ( $F(1: 6) = 4.8639$ ;  $p \leq 0.05$ ,  $\log\text{Lik} = -9.4621$ ) on the proportion of surviving seedlings. These values more than duplicate when both factors (vegetation and mesh) are considered together. It is important to note that, in July, by the time the last measurements were done; only plots inside vegetation

had seedlings alive. Indeed, the survival logistic model has shown a zero survival probability for plants transplanted to bare soil areas (Figure 4).

#### *VEGETATION EXPANSION EXPERIMENT*

For the second experiment on vegetation expansion, drought and sand burial were the only causes of plant mortality registered (Figure 5). Both mortality causes were equally strong, nevertheless, there were differences between treatments regarding their relative influence. Drought effects were less pronounced in plots where water and vegetable mesh were applied together, while sand burial effects were more pronounced in all other treatment combinations (Figure 5).

For seed germination values the only significant influencing factor was scarification (Table 3;  $F(1:28) = 5.362$ ;  $p = 0.044$ ). None of the other manipulated factors were related to seed germination capability (Figure 6). Despite the positive influence of the scarification and pre-soaking treatment on seed germination, in general, the number of germinated seeds (12) was quite low (3%), when comparing with total number of sown seeds (400).

None of the techniques tested for lateral vegetation expansion had a significant effect on plant establishment and survival (Table 4; Figure 7). Even the two techniques of species introduction: using seeds or using seedlings were not significantly different (Table 4). Number of survived seedling varied in average from 0.6 to 0.2 for the seed introduction treatment and from 0.4 to 0.2 for the seedling transplantation treatment.

## DISCUSSION

Mortality was extremely high regardless the treatment applied for restoration. Within the main causes of *C. maritima* mortality (herbivory, drought, burial and trampling by buggies) burial due to sand movement is no doubt, an important factor of interference on plant community distribution, and composition in coastal dune ecosystems (van der Valk, 1974; Maun & Lapierre, 1986; Zheng et al. 2005; Liu et al. 2006).

The burial effect is a key factor controlling germination rates, establishment and survival of plants in sand dunes areas (Franks, 2003). In the coastal dunes of Jenipabu this factor was predominant in defining the successful establishment of seedlings of *Canavalia maritima* monitored in the restoration experiment, being considered as the second largest cause of plants mortality. It is important to note that even within vegetation patches, burial was an expressive form of mortality. Although results indicate a positive effect of the presence of vegetation and vegetable mesh on sand burial retention, these factors do not appear to have been sufficiently strong to prevent high mortality rates by burial.

Herbivory was revealed an important mortality factor for plants located within vegetation. This pattern of Herbivory occurrence can be confirmed by the results found by Bach (2001) that show herbivory influencing the distribution and dynamics of plant succession in sand dune areas. However, for the present study, herbivory does not seem to be a main force controlling vegetation recovery due to the other strong causes of mortality reported.

Mortality due to drought conditions was found only in seedlings located outside vegetation on bare sand. This effect can be explained, primarily, by the fact that transplanted plants apparently have not yet sufficiently acclimated, so they did not have the tissues strength needed to resist the arid conditions of the dune environment. Rain was also scarce during the experimental period aggravating seedling mortality (CPTEC, 2007). This high mortality by drought in open sand can be an evidence of the importance of pre-established vegetation on seedling colonization success in coastal dune environments (Yarranton & Morrisons, 1974).

Facilitation theory predicts that pre-established individuals may facilitate further colonization mostly under adverse conditions (Holmgren et al. 1997; Maestre et al. 2003). Indeed, natural conditions for vegetation establishment and survival in coastal dunes are commonly adverse (Greipsson, 2002; Randall & Scott, 1997). Plants fitness can be negatively affected by factors such as salinity, low water and nutrient availability, strong winds and constant high levels of sand burial (Maun, 1998; Lemauviel et al. 2003; Calviño-Cancela, 2007).

The results presented here suggest that facilitation can be an important mechanism structuring this coastal dune plant community. Comparing with the results presented by Franks (2003) in coastal dunes in southeastern United States, we believe that for the coastal dunes of Jenipabu, the presence of vegetation patches resemble successional models of nucleated facilitation because, the presence of vegetation had a positive effect on the survival probability of seedlings monitored during the experiment. Additionally, Yarranton & Morrisons (1974) also brought evidences for facilitation processes acting on Grand Bend dunes where similar vegetation patches occurred highlighting the strong plant spatial association that form this typical vegetation patch

structure. Previous studies have shown that plant facilitation in coastal dune vegetation can occur through soil stabilization, reduced herbivory, amelioration of microclimate conditions, or nutrient availability increase (Bach, 2001; Franks, 2003). Our results showed a facilitation effect more clearly pronounced by microclimate amelioration and soil stabilization since all abiotic variables monitored were improved by the presence of vegetation. Vegetation facilitation promoting reduced herbivory was not detected in this study given that mortality by herbivory occurred only inside vegetation patches. Additionally, *C. maritima* growth was not influenced by the presence or absence of vegetation. It is possible that the balance between decreasing growth through shading and increasing growth through water loss reduction have shaped *C. maritima* growth pattern between open and vegetated areas.

The use of coconut mesh was partially effective to mimic vegetation facilitation influence. Even though the use of mesh improved microclimatic conditions, sand burial and seedling survival this amelioration was not large enough to promote effective vegetation expansion. It is quite possible that shading, which is not provided by the mesh treatment, is a crucial factor for improving vegetation survival. Therefore, the use of shade houses should be the next step to be tested in future restoration programs.

Considering the use of seeds or seedlings for coastal dune restoration programs, we should note that seed sowing seems to be a cheaper technique that in this work has shown to be equally effective to enhance seedling establishment and survival. Moreover, the use of seeds in coastal dune restoration programs should be combined with seed scarification and pre-soaking treatments in order to improve pace of germination in natural conditions. Additionally, the low seedling survival probability revealed by the use of both seeds and seedlings highlights the need for using a large

amount of seeds and transplants to improve establishment success. Furthermore, due the difficulties in restoring arid and semiarid environments and the adverse conditions presented by coastal dunes we suggest that the combined use of both seed sowing, seedling transplantation, shading and irrigation could be useful tools for future tests on restoration of dune vegetation. The constant flow of cars for touristic activities (buggies) on top dune areas is an important factor of degradation that negatively affects vegetation cover and regeneration, because trampling is an important cause of seedling death. In addition, this impact reduces native seed germination success because after car trampling buried seeds may have jeopardized their ability to break dormancy or overcome dark conditions after germination (Skykes & Wilson, 1990; Maun, 1994). Additionally, car rides may increase soil instability and sand movement which, in turn, affects the establishment of colonizing plants (Charman & Pollard, 1995). Thereby, buggy rides create a dynamic situation that might enhance adverse conditions, such as water scarcity, high temperatures, among others that are common in dune environments.

The buggy rides on Jenipabu dunes are an important economic activity for the region. Every year thousands of tourists visit this area and contribute to employment and generation of income. This work, however, does not intend to evaluate buggy rides as an economical activity, but rather to understand how and if dune vegetation that suffers trampling by buggies could ever be recover. Our results show that if vegetation recovery occurs at all it might happen at an extremely slow pace due to the harsh conditions present on top dune environments. These results point to an urgent need for the management of this tourist activity that contributes positively to the economy of the region, but in the way that is currently developed seems to have no long-term environmental sustainability. We suggest the implementation of a management program where car circulation should be restricted to specific low sensitive areas. Such a



program should maintain vegetation cover, soil stabilization and the range of ecosystem services provided by this Conservation Unit.

The techniques tested for restoration and expansion of dune vegetation patches degraded by buggies were not capable of increasing plant establishment and survival. Instead, the top dune environment is extremely harsh and shows a remarkable lack of resilience. No matter which new restoration technique may be used in the future, our results reveal that a large restoration effort must be applied in this tropical coastal dunes, and that restoration programs might end up being time consuming, expensive and not effective.

## **IMPLICATIONS FOR PRACTICE**

This work shows that restoration of this coastal dune might be expensive and time consuming. Therefore, restoration efforts should be combined with conservation efforts to avoid buggy trampling in most sensitive top dune vegetation patches. This touristic use of coastal dunes can be better held based on sustainable development concepts, to allow the economical benefits of this use form and also to maintain the ecosystems services performed by these environments.

We also found that seed sowing is a promising way for accomplishing dune restoration because seeds may be better adapted to the adverse conditions encountered in dune environments.

The use of vegetable mesh may be effective to improve establishment and survival once it is combined with large scale irrigation and shade houses.

## **ACKNOWLEDGMENTS**

This work was made possible by the scholarship granted to Leonardo Henrique Teixeira Pinto by the Brazilian Committee of Higher Education (CAPES). The authors thank the working team of Restoration Ecology Laboratory (LER-UFRN) Felipe Marinho, Rodrigo Silva, Gustavo Paterno and Guilherme Mazzochini for their valuable contributions to this manuscript. We also thank the Institute for Sustainable Environmental Development of Rio Grande do Norte (IDEMA- NUC) which allowed the development of this work at the Environmental Protection Area of Jenipabu (APAJ).

## REFERENCES

- Adema, E. B.; Elzinga, J. A. & Grootjans, Ab. P. 2004. Effects of microbial mats on germination and seedling survival of typical dune slack species in the Netherlands. *Plant Ecology*, **174**: 89–96.
- Adriani, M.J. & Terwindt, J.H.J. 1994. *Sand stabilization and dune building up*. Comm. 19, Rijkswaterstaat, The Hague,NL. 1974.
- Amabile, R.F.; Garcia, J; Duarte, J.B.; Silva, J.C.S. & Neto, A.L.F. 1995. *Superação de Dormência de Sementes de Feijão-Bravo-do-Ceará (Canavalia brasiliensis)*. Anais Esc. Agron. Vet., 25 (1): 69-76.
- Bach, C. E. 2001. Long-term effects of insect herbivory and sand accretion on plant succession on sand dunes. *Ecology* 82 (5), pp. 1401 – 1416.
- Bertness, M. & Callaway, R. M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* **9** : 191 – 193.
- Bertness M.D. and Hacker S.D. 1994. Physical stress and positive associations among marsh plants. *American Naturalist* 144: 363–372.
- Bradshaw, A. D. 1990. *The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems*. In: Jordam, W. R.; Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (Ed.). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. P.342.
- Calviño-Cancela, M. 2007. Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology* 192: 35 – 44.

Callaway, R. M.; Brooker, R. W.; Choler, F.; Kikvidze, Z.; Lortie, C. J.; Michalet, R.; 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.

Cavieres, L.A. & Badano, E.I. 2009. Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level? *Journal of Ecology*, 97:1181 – 1191.

Charman, D. J. & Pollard, A. J. 1995. Long-term vegetation recovery after vehicle track abandonment on Dartmoor, SW England, UK. *Journal of Environmental Management*. 45, 73 – 85.

Clark, R.G., and D. Shutler. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks. *Ecology*, n. 80, p. 272-287, 1999.

CPTEC (2007) Plataforma de Coleta de Dados. <http://satellite.cptec.inpe.br/PCD>. Cons. 09/06/2008.

Deminicis, BB. Germinação de sementes de leguminosas forrageiras tropicais sob tratamentos químicos, físicos e biológicos. Rio de Janeiro, UFRRJ, Dissertação de mestrado, 62p. 2005.

Fonseca, C.R. & Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* **89**: 118-125.

Flores, J. & Jurado, E. (2003) Are nurse-protége interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, **14**, 911-916.

- Franco, A C. & Nobel, P. S. 1988. Interactions between seedlings of *Agave deserti* and the nurse plant *Hilaria rigida*. *Ecology*, 69: 1731 – 1740.
- Franks, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology*, 168: 1 – 11.
- Gomez-Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J. M.; Hodar, J. A.; Castro, J. & Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta- analysis of the use shrubs as nurse plants. *The Ecological Society of America* **14(4)**:1128 -1138.
- Greipsson, S. Coastal Dunes. In: Perow M. R. & Davy A. Handbook of Restoration Ecology: Restoration in Practice, vol.2. Cambridge University Press. 2002.
- Grootjans, A. P.; Geelen, H. W. T.; Jansen, A.J.M. & Lammerts, E.J. 2002. Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* **478**: 181 – 203.
- Hesp, PA. **Coastal Sand Dunes, Form and Function**. Coastal Dune Vegetation Network Technical Bulletin n°. 4. 2001.
- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M. & HUSTON, M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78:1966–1975.
- Houle G. (1997). No evidence for interspecific interactions between plants in the first stage of succession on coastal dunes in subarctic Quebec, Canada. *Canadian Journal of Botany* 75: 902 – 915.
- INDERJIT & CALLAWAY, C.M. 2003. Experimental designs for study of allelopathy. *Plant and Soil* 256: 1-11.

IDEC. Remanescentes da Mata Atlântica e seus Ecossistemas Associados. Rio Grande do Norte, 1992.

IDEMA (2002) Perfil do Estado do Rio Grande do Norte: Aspectos Físicos. Instituto de Defesa do Meio Ambiente [www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf](http://www.rn.gov.br/secretarias/idema/perfilrn/Aspectos-fisicos.pdf). Cons. 09/06/2008.

Laurence, M.; Jones, M.; Norman, K. & Rhind, P. M. 2010. Topsoil inversion as a restoration measure in sand dunes, early results from a UK field-trial. *J. Coast. Conserv.* 14: 139 – 151.

Lemauiel, S.; Gallet, S. & Rozé, F. 2003. Sustainable management of fixed dunes: example of a pilot site in Brittany (France). *C. R. Biologies*, 326, S183 – S191.

Liu, X., Dong, Z., and Wang, X., 2006. Wind tunnel modeling and measurements of the flux of wind-blown sand. *Journal of Arid Environments* (66): 657–672.

Maestre, F. T. Bautista, S. & Cortina, J. 2003. Positive, negative and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84(12), pp. 3186 – 3197.

Marrs, RH; Roberts, RD; Bradshaw, AD. Ecosystem development on reclaimed china clay wastes. *Journal of Applied Ecology*, v. 17, p. 709-717, 1980.

Martínez, M. L. (2003). Facilitation of seedling establishment by an endemic shrub in tropical coastal sand dunes. *Plant Ecology*, 168: 333 – 345.

Martínez, M. L. & García-Franco, J. G. (2004). Plant-Plant interactions in coastal dunes. Pages 205 – 220 in M. L. Martínez & N. P. Psuty, editors. *Coastal dunes: ecology and conservation*. Springer-Verlag, Berlin.

MAUN, M.A. & LAPIERRE, J. 1986. Effects of burial by sand on seed germination and seedling emergence of four dune species. *Am. J. Bot.*, 73:450 - 455.

Maun M.A. 1998. Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 76:713–738.

Maun, M. A. (2004). Burial of Plants as a Selective Force in Sand Dunes. Pages 119 – 135 in M. L. Martínez & N. P. Psuty, editors. *Coastal dunes: ecology and conservation*. Springer-Verlag, Berlin.

Miller, L.M.; Thetford, M. & Yager. 2001. Evaluation of Sand Fence and Vegetation for Dune Building Following Overwash by Hurricane Opal on Santa Rosa, Florida, *Journal of Coastal Research*, vol. 17, No. 4.

MORENO-CASASOLA, P. 1986. Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system. *Vegetatio*, 65:67–76.

Neto, A. G; Cunha, S. R. & Voigt, E. L. *Vegetative Propagation of the Dune Building Plant Ipomoea Pes-Caprae for Use in Dune Rehabilitation Projects*. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 39, 2006.

Nordstrom, K.F.; Jackson, N.L.; Bruno, M.S.; de Butts, H.A. Municipal initiatives for managing dunes in coastal residential areas: a case study of Avalon, New Jersey, USA. *Geomorphology*, n. 47, p. 137–152, 2002.

Padilla, F.M.; Pugnaire, F.I.; Marín, R.; *et al.* 2004. El uso de especies arbustivas para la restauración de la cubierta vegetal en ambientes semiáridos. *Cuadernos SECF*, 17: 103 – 07.

Randall, R.E. & Scott, G.A.M. Communities of sand and shingle beaches. In: van der Maarel, E. (ed.) *Dry coastal ecosystems. General aspects*, p. 263-274, 1997.

Rozé, F. & Lemauviel, S. 2004. Sand dune restoration in North Brittany, France: A 10-year monitoring study. *Restoration Ecology*, vol. 12 n° 1, pp. 29 – 35.

Rudgers, J. A. & Maron, J. L. (2003). Facilitation between coastal dune shrubs: a non-nitrogen fixing shrub facilitates establishment of a nitrogen-fixer. *Oikos*, 102: 75 – 83.

SKEFFINGTON, R. A.; BRADSHAW, A. D. Nitrogen fixation by plants grown on reclaimed china clay wastes. *Journal of Applied Ecology*, v. 17, p. 469-477, 1980.

Sykes, M.T. & Wilson, J.B. 1990. An experimental investigation into the response of New Zealand sand dune species to different depths of burial by sand. *Acta Botanica Neerlandica*, 39: 171-181.

Souza, R. G.; Goto, B. T.; da Silva, D. K. A.; da Silva, F. S. B.; Sampaio, E. V. S. B. & Maia, L. C. 2010. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and cattle manure in the establishment of *Tocoyena selloana* Schum. in mined dune áreas. *European Journal of Soil Biology*, 46, 237 – 242.



Torres, D. F.; Oliveira E. S.; Alves, R. R. N.; Vasconcellos, A. Etnobotânica e Etnoecologia em Unidades de conservação: Uso da biodiversidade na APA-Genipabu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Interciência*, v.34, n.9, p.623-629, 2009.

Trindade, A. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de um trecho da floresta arenícola costeira do parque estadual das dunas, Natal (RN). UFRP, Recife. Dissertação de Mestrado. 96 p. 1991.

Valiente-Banuet, A.; Bolongarocrevena, A.; Briones, O.; Ezcurra, E.; Rosas, M., Nunez, H.; Barnard, G. & Vazquez, E. (1991) Spatial Relationships Between Cacti and Nurse Shrubs in a Semiarid Environment in Central Mexico. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 15-20.

VAN DER VALK, A. G. 1974. Mineral cycling in coastal foredune plant communities in Cape Hatteras National Seashore. *Ecology*, **55**: 1349-1358.

Williams, N. M. 2007. Restoration of native bee pollinators within the Sacramento River system (California). *Ecological Restoration*, **25** (1): 67 – 68.

Wilson, S. D. 1999. Plant interactions during secondary succession. In: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, New York. P.611-632.

Xu, J., Michalet, R., Zhang, J. L., Wang, G., Chu, C. J. & Xiao, S. Assessing facilitative responses to a nurse shrub at the community level: the example of *Potentilla fruticosa* in a sub-alpine grassland of northwest China. *Plant Biology*, **12**, 780-787.

Yarranton, G.A. & Morrison's, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession – nucleation. *Journal of Ecology* **62**: 417– 428.

Zamith, L. R. & Scarano, F. R. (2006). Restoration of a Restinga Sandy Coastal Plain in Brazil: Survival and Growth of Planted Woody Species. *Restoration Ecology*, vol. 14, n. 01, pp. 87 – 94.

Zhang, J.; Zhao, H.; Zhang, T; Zhao, X. & Drake, S. 2005. Community succession along a chronosequence of vegetation restoration on sand dunes in Horqin Sandy Land. *Journal of Arid Environments*, 62, 555–566.

ZHENG, Y.; XIE, Z.; YU, Y.; JIANG, L.; SHIMIZU, H. & RIMMINGTON, G. M. (2005). Effects of Burial in Sand and Water Supply Regime on Seedling Emergence of Six Species. *Annals of Botany*, 95: 1237–1245.

Zuo, X.; Zhao, H.; Zhao, X.; Guo, Y.; Li, Y.; Luo, Y. Plant distribution at the mobile dune scale and its relevance to soil properties and topographic features. *Environmental Geology*, n. 54, p. 1111-1120, 2008.

Zuo, X., Zhao, X., Zhao, H., Zhang, T., Guo, Y., Li, Y., Huang, Y. Spatial heterogeneity of soil properties and vegetation–soil relationships following vegetation restoration of mobile dunes in Horqin Sandy Land, Northern China. *Plant and Soil*. v. 318, n. 1-2, p. 153-167, 2008.

## TABLES & FIGURES

**Table 1:** F-values of repeated measures ANOVA for Abiotic measurements taken in all factorial combination of the following treatments: vegetation (+,-), mesh (+,-). Mean values are represented in Figure 1.

<i>Variation Source</i>	<i>d.f.</i>	<i>Air Humidity</i>	<i>Air Temperature</i>	<i>Soil Temperature</i>	<i>Sand Burial</i>
VEGETATION (V)	1	270.449***	28.48**	11.141**	163.187***
VEG x BLOCK	3				
BLOCK (B)	3	5.441	1.399	3.47	152.888
MESH (M)	1	10.417**	1.362	0.922	13.071**
V x M	1	5.315	0.294	1.524	1.025
ERROR	6				
TIME (T)	2	1.643	2.637	6.671**	2.528.962***
T x V	2	14.27***	6.924**	1.094	67.648***
T x M	2	5.87**	0.045	0.741	0.701
T x V x M	2	0.235	1.348	2.647	4.566*
ERROR	12				

Blocks (n = 4) - Figure 1. \*  $p \leq 0.05$ ; \*\*  $p \leq 0.01$ ; \*\*\*  $p \leq 0.001$ .

**Table 2:** Values of repeated measures ANOVA for *C. maritima* seedlings length measurements taken in all factorial combination of the following treatments: vegetation (+,-), mesh (+,-). Mean values are represented in Figure 2.

<i>Variation Source</i>	<i>d.f.</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>p</i>
VEGETATION (V)	1	897.005	897.005	0.836	0.428
MESH (M)	1	175.395	175.395	0.026	0.877
BLOCK (B) x V	3	8406.056	2802.019	0.410	0.751
V x M	1	21.742	21.742	0.003	0.957
ERROR	7	47879.949	6839.993		
TIME (T)	2	26.854	13.427	0.312	0.737
T x V	2	38.189	19.095	0.444	0.650
T x M	2	9.618	4.809	0.112	0.895
T x B x V	6	207.987	34.664	0.806	0.582
T x V x M	2	15.779	7.889	0.184	0.834
ERROR	14	601.840	42.989		

**Table 3:** Values of factorial ANOVA for *C. maritima* scarified and not scarified seed germination measurements taken in all combination of the following treatments: water (+,-), mesh (+,-). Mean values are represented in Figure 6.

<i>Variation Source</i>	<i>d.f.</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>p</i>
WATER (W)	1	0.006	0.006	0.223	0.661
MESH (M)	1	0.152	0.152	6.016	0.07
W X M	1	0.057	0.057	2.273	0.206
B X M X W	4	0.101	0.025		
SCARIFICATION (S)	1	2.13	2.13	4.524	0.044
W X S	1	0.165	0.165	0.351	0.559
M X S	1	0.009	0.009	0.019	0.891
W X M X S	1	0.277	0.277	0.589	0.45
ERROR	24	11.299	0.471		

**Table 4:** Values of factorial ANOVA for *C. maritima* survival probability of germinated seeds and transplanted seedlings measurements taken in all combination of the following treatments: water (+,-), mesh (+,-) at the end of experimental period.

Mean values are represented in Figure 7.

<i>Source of Variation</i>	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F-ratio</i>	<i>p-value</i>
WATER (W)	1	0.025	0.025	0.086	0.771
MESH (M)	1	0.025	0.025	0.086	0.771
TYPE (T)	1	0.225	0.225	0.778	0.385
BLOCK (B)	4	3.1	0.775	2.679	0.052
W x M	1	0.225	0.225	0.778	0.385
T x M	1	0.025	0.025	0.086	0.771
T x W	1	0.625	0.625	2.16	0.153
T x M x W	1	0.625	0.625	2.16	0.153
ERROR	28	8.1	0.289		

**Figure 1:** Measurements of Air Humidity (A), Air Temperature (B), Soil Temperature (C), and Sand Burial (D) in four combinations of vegetation (- +) and mesh (- +) treatments in a Brazilian coastal sand dune.

**Figure 2:** Measurements of Seedlings Length for *C. maritima* seedlings in four combinations of vegetation (- +) and mesh (- +) treatments in a Brazilian coastal sand dune.

**Figure 3:** Mortality causes for *C. maritima* seedlings allocated inside vegetation and using vegetable mesh (A); inside vegetation and without mesh (B); outside vegetation and using mesh (C); and outside vegetation and without mesh (D) during the first experimental period.

**Figure 4:** Logistic model analysis of survival probability for *C. maritima* seedlings comparing four combinations of vegetation (*vegetation; no vegetation*) and mesh (*mesh; no mesh*) treatments in a Brazilian coastal sand dune.

**Figure 5:** Mortality causes for *C. maritima* transplanted seedlings and germinated seeds in four combinations of water and coconut vegetable mesh treatments (- +) allocated outside vegetation during the second experimental period.

**Figure 6:** Medium values of germinated seeds of *C. maritima* with laboratorial scarification (plus pre-soaking treatment) and no scarification in four combinations of water and coconut vegetable mesh treatments (- +), allocated outside vegetation during the second experimental period.

**Figure 7:** Medium values for survival of *C. maritima* plants, comparing germinated seeds and transplanted seedlings in four combinations of water and coconut vegetable mesh treatments (- +), allocated outside vegetation during the second experimental period.



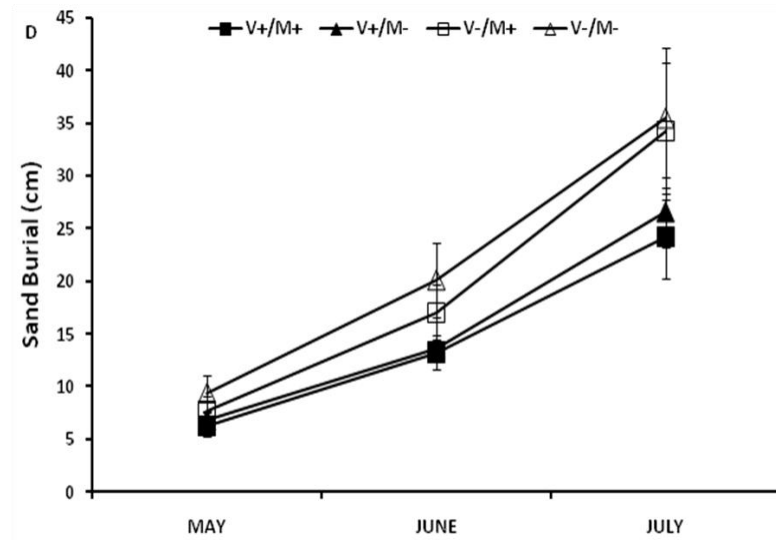
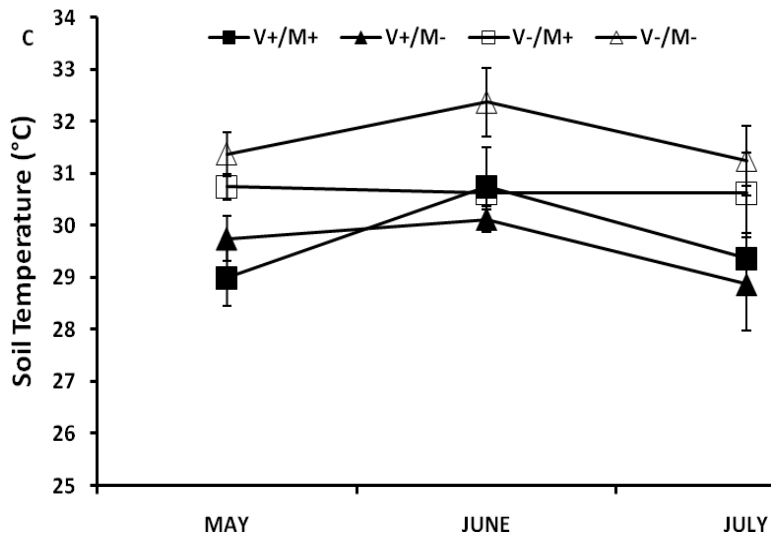
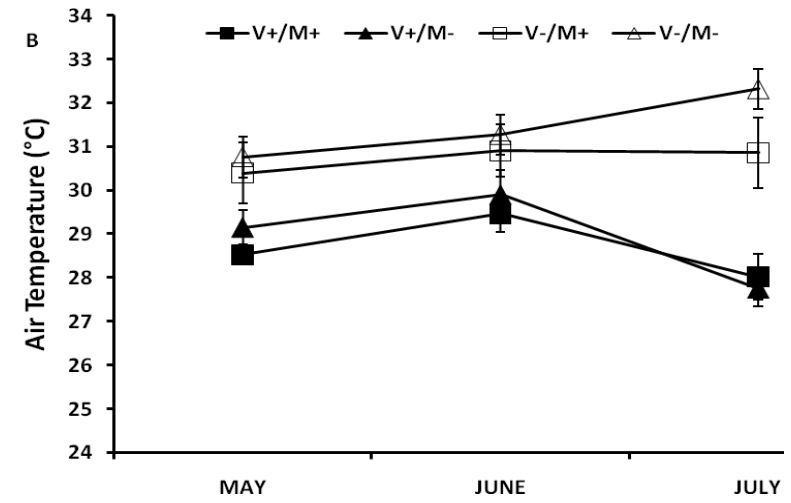
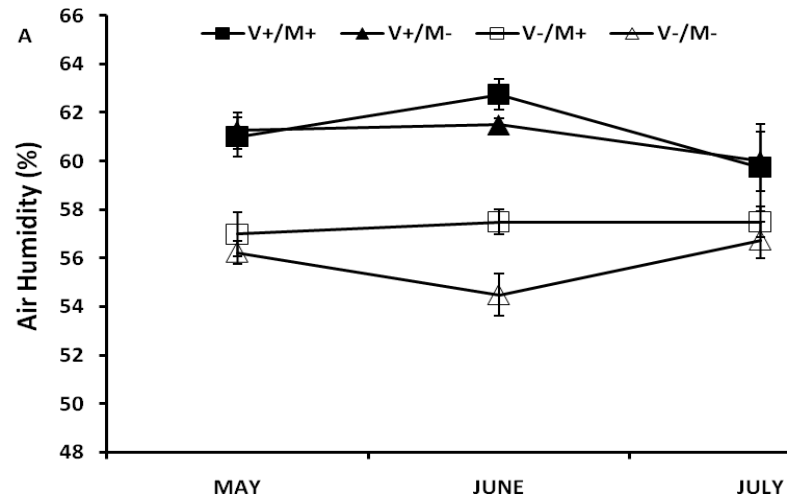


Figure 1

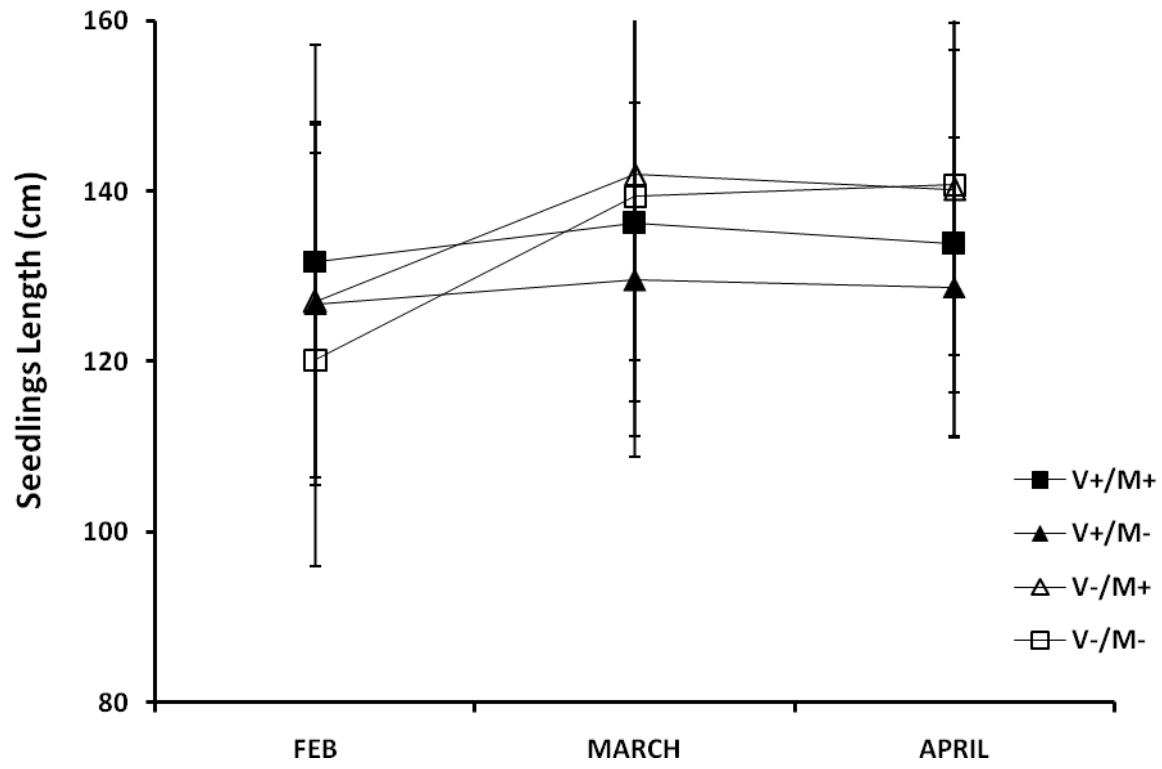


Figure 2

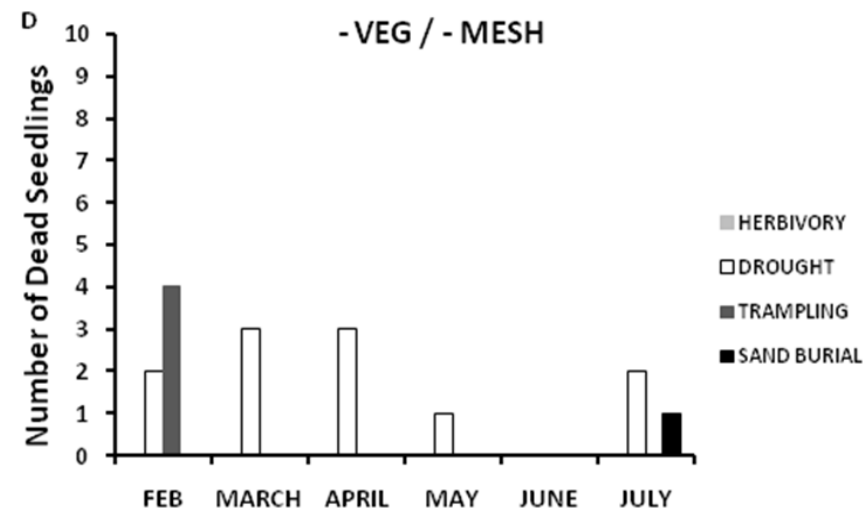
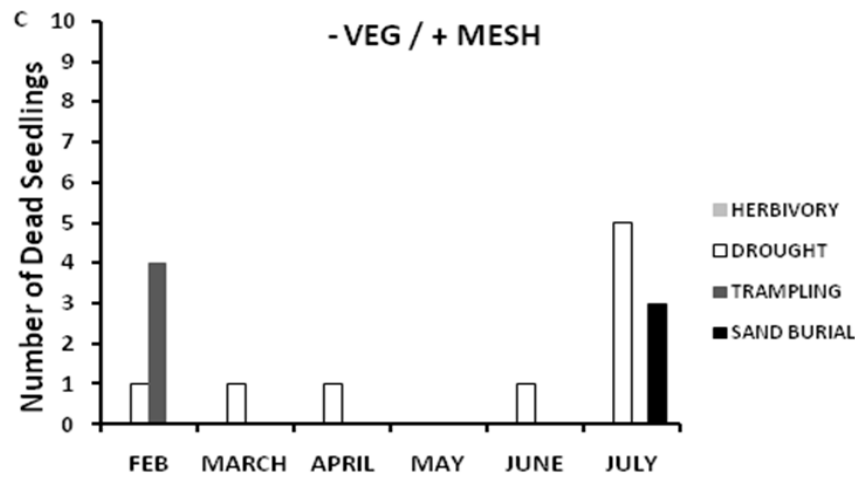
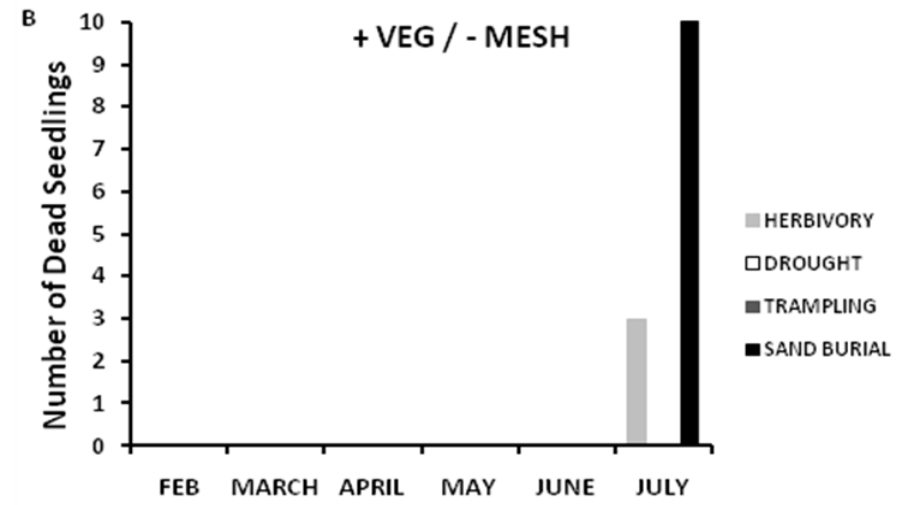
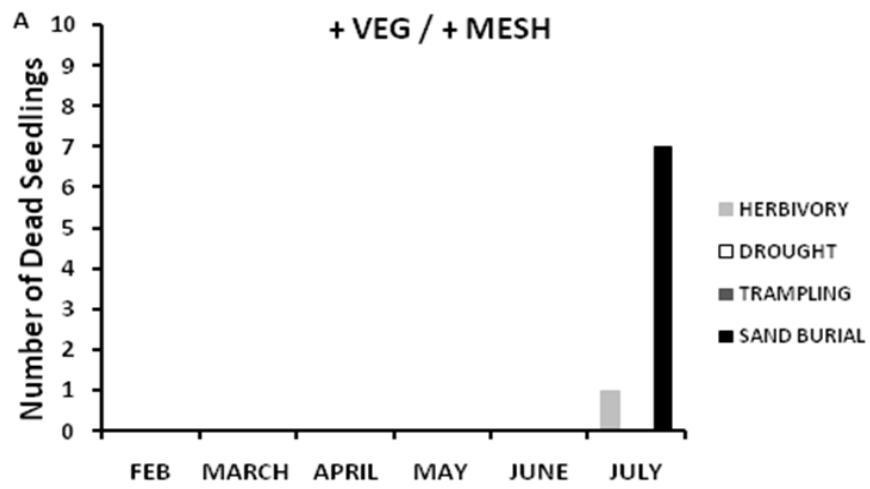


Figure 3

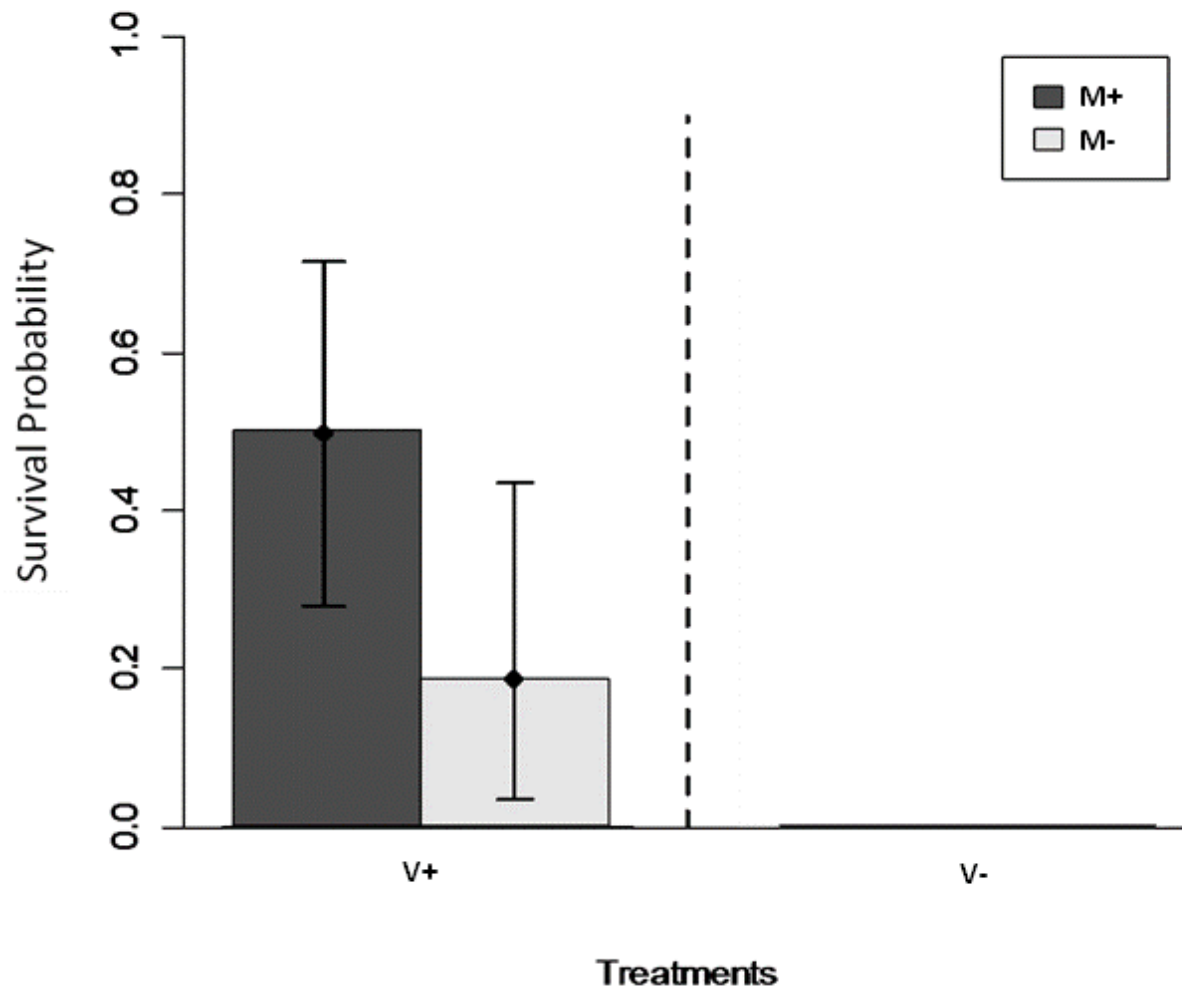


Figure 4

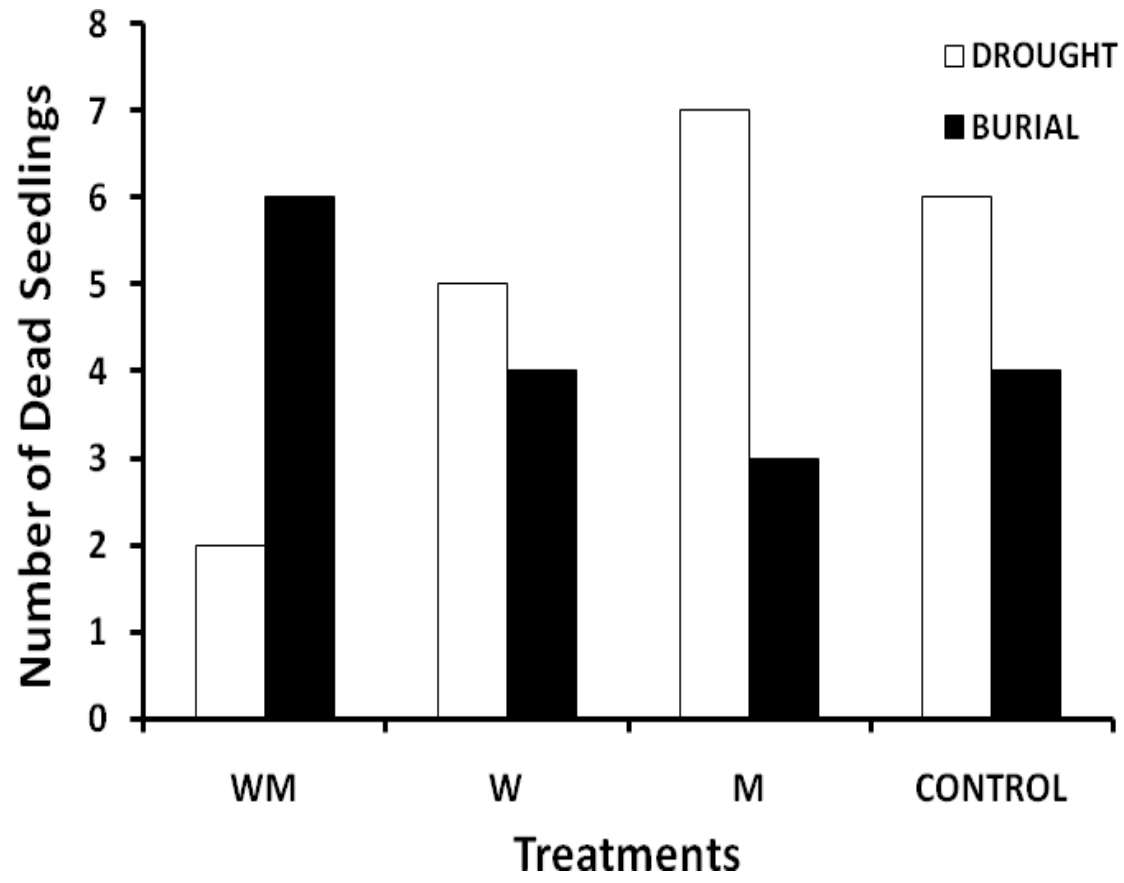


Figure 5

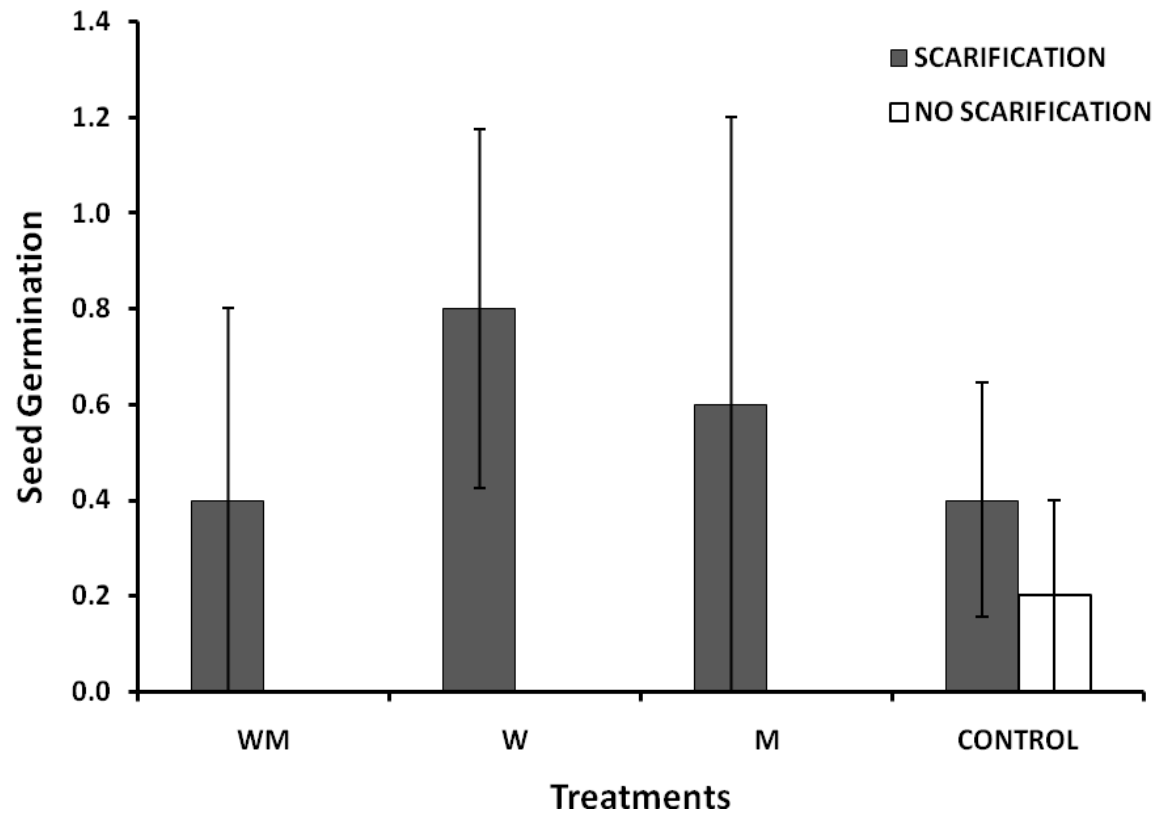


Figure 6

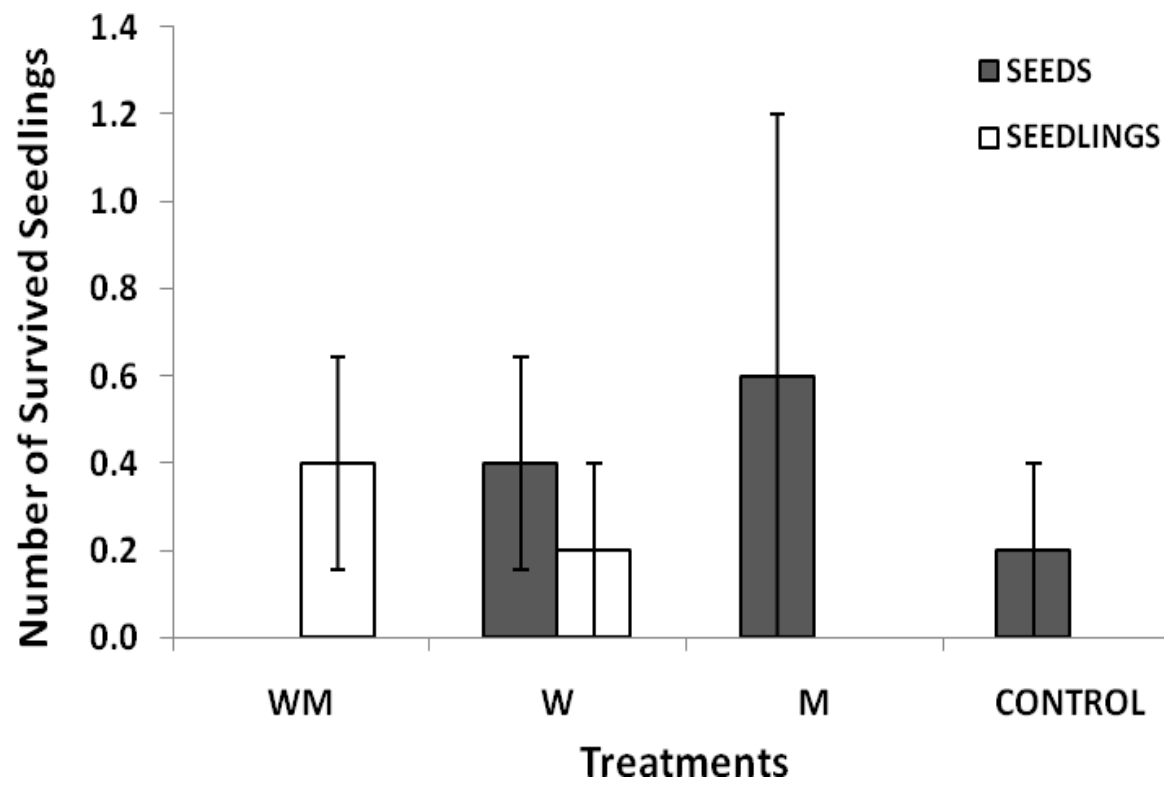


Figure 7

