

Invasão Biológica em Restinga: O Estudo de caso de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae)

Renata Martins Plucênio¹; Michelle de Sá Dechoum^{1,2} & Tânia Tarabini Castellani¹

Recebido em 21/03/2013 – Aceito em 05/12/2013

RESUMO – Ecossistemas costeiros são fortemente afetados pela invasão de plantas exóticas. *Terminalia catappa* é nativa da Malásia, invasora em regiões costeiras, comum na orla marítima brasileira desde a chegada dos europeus. A dispersão de sementes ocorre através de correntes aquáticas e morcegos. O estudo teve como objetivo principal identificar o grau de invasão da espécie em áreas de restinga de Florianópolis e analisar a suscetibilidade destes ambientes ao processo de invasão. As áreas estudadas foram dois arcos praias de 4 km de comprimento, no norte da ilha de Santa Catarina. Nas áreas, em até 30 m para o interior da vegetação de restinga, os indivíduos de *T. catappa* foram georreferenciados, mensurados quanto ao tamanho e aos sinais de reprodução, sendo analisada a estrutura da vegetação dos locais ocupados pela espécie e a presença de plantas de restinga abaixo destas plantas. Foram estabelecidas duas parcelas para avaliar a vegetação adjacente aos sítios ocupados por estas plantas e mais distantes a estas. Os dados mostram o estabelecimento da espécie na restinga, visto que há sementes germinando e plantas se desenvolvendo nas áreas, com algumas delas chegando à fase reprodutiva. A riqueza de espécies não diferiu entre os sítios adjacentes e distantes de *T. catappa*, sendo que a composição da vegetação de restinga foi similar nos dois sítios. A maioria dos indivíduos mostrou a manutenção de vegetação de restinga sob as copas, sugerindo que nesta fase de invasão, a espécie não excluiu a vegetação nativa por sombreamento e alelopatia. O estudo mostrou que o mar é um importante vetor de dispersão da espécie para as áreas estudadas, visto que os indivíduos estabelecidos e as sementes acumuladas na praia estavam mais próximos do mar do que das áreas antropizadas onde a espécie é usada para fins ornamentais. Observou-se também que há um maior aporte de sementes próximo à foz do rio Ratones, e uma relação positiva entre o número de indivíduos amostrados por área e o número de sementes depositadas na praia.

Palavras-chave: árvore invasora; ecossistemas costeiros; susceptibilidade à invasão; pressão de propágulos.

ABSTRACT – Coastal ecosystems are strongly affected by the invasion of non-native plants. *Terminalia catappa* is native to Malaysia, invasive in coastal regions, common in the Brazilian coastline since the arrival of Europeans. Seed dispersal occurs through water currents and bats. The study aimed to identify the degree of invasion of the species at the *restinga* vegetation of Florianópolis and to analyze the susceptibility of those habitats to the invasion process. Two beaches were studied, 4 km long, at north of the island of Santa Catarina. At the study areas, up to 30 m into the *restinga* vegetation, individuals of *T. catappa* were georeferenced, measured and it was verified the reproductive signs, being analyzed the structure of the vegetation of the sites occupied by the species and the presence of *restinga* plants below the canopy of these plants. Two plots were established to analyze the vegetation adjacent to the sites occupied by these plants and more distant to them. The data showed the establishment of the species in the *restinga*, since there are seeds germinating and development of plants in herbaceous and shrub vegetation, with some of

Afiliação

¹ Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, Campus Universitário, s/n, Florianópolis, SC, Brasil, 88040-900.

² Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Servidão Cobra Coral, 111, Campeche, Florianópolis, SC, 88063-513.

E-mails

replucenio@gmail.com, mdechoum@gmail.com, ttcastel@ccb.ufsc.br

them reaching the reproductive stage. Species richness did not differ between adjacent and distant sites of *T. catappa*, and the *restinga* vegetation composition was similar in the two sites. Most individuals showed the maintenance of *restinga* vegetation under the canopy, suggesting that at that stage of invasion, the species has not yet excluded the native vegetation by shading and allelopathy. The study showed that the sea is an important vector for dispersal of the species in the studied areas, as the number of established individuals and seeds accumulated on the beach near the sea were more larger than that observed in disturbed areas where the species is used for ornamental purposes. It was also observed that there is a greater supply of seeds near *Ratone's* river, and a positive relationship between the number of individuals sampled per area and the number of seeds on the beach.

Key-words: coastal ecosystems; invasive tree species; invasibility; propagule pressure.

RESUMEN – Los ecosistemas costeros se ven fuertemente afectados por la invasión de plantas exóticas. *Terminalia catappa* es originario de Malasia, invasor en las regiones costeras, común en la costa brasileña desde la llegada de los europeos. La dispersión de semillas se produce a través de las corrientes de agua y los murciélagos. El objetivo del estudio fue identificar el grado de invasión da especie en las restingas de Florianópolis y analizar la susceptibilidad de estos para el proceso de invasión. Las áreas estudiadas fueron dos arcos praias 4 km de largo, en el norte de la isla de Santa Catarina. En esas zonas, hasta 30 m en la vegetación de *restinga*, los individuos de *T. catappa* fueron georeferenciados y medidos cuanto a el tamaño y las señales de reproducción, y se analizó la estructura de la vegetación de los sitios ocupados por la especie y la presencia de especies de *restinga* debajo y por encima del dosel de estas plantas. Dos parcelas fueron establecidas para evaluar la vegetación adyacente a los sitios ocupados por estas plantas y los más distantes a estos. Los datos muestran el establecimiento de *T. catappa* en la vegetación, ya que se ha observado la germinación de semillas y el desarrollo de plantas en las áreas de estudio, con algunos de ellos llegando a la fase reproductiva. La riqueza de especies no difirió entre los sitios adyacentes y distantes de *T. catappa*, y la composición de especies fue similar en ambos sitios. La mayoría de los individuos mostraron mantenimiento de la vegetación de *restinga* bajo el dosel, lo que sugiere que en esta etapa de la invasión, la especie no excluía la vegetación nativa por el sombreado y alelopatía. El mar es un importante vector de dispersión de la especie, considerando que individuos y semillas en la playa estaban más cerca del mar. Se observó también que hay una mayor cantidad de semillas cerca de la boca de río Ratones, y una relación positiva entre el número de individuos de la muestra por área y el número de semillas depositadas en la playa.

Palabras-clave: árbol invasor; ecosistemas costeros; presión de propágulos; susceptibilidad a la invasión.

Introdução

Os estágios necessários para uma espécie exótica se transformar em invasora de sucesso incluem: (a) a introdução da espécie em um novo hábitat, (b) a colonização inicial e estabelecimento e (c) a subsequente dispersão em novos hábitats. De modo geral as espécies, quando introduzidas, passam por uma fase de latência (*lag phase*), durante a qual não se tornam abundantes e difundidas, podendo permanecer imperceptíveis por décadas. Esse período de latência pode incluir adaptações evolutivas ao novo ambiente (Sakai *et al.* 2001).

A capacidade de superar com êxito essas etapas depende de características da própria espécie que permitem que ela invada um ambiente (“invasivity”, capacidade de invasão) e de características do hábitat invadido que determinam sua suscetibilidade ao estabelecimento e à expansão da espécie (“invasibility”, suscetibilidade à invasão) (Lonsdale 1999, Sakai *et al.* 2001, Marco *et al.* 2002).

Outro fator determinante para o sucesso de estabelecimento de uma espécie é a pressão de propágulos, entendida como uma medida do número de indivíduos liberados em uma região na qual os mesmos não são nativos. Esta medida incorpora a estimativa do número absoluto de indivíduos liberados e a estimativa do número de eventos de liberação desses propágulos (Carlton 1996), ou ainda, a taxa na qual os propágulos chegam por unidade de tempo (Simberloff 2009). Sabe-se que o aumento da pressão de propágulo leva a um aumento no sucesso e na velocidade das invasões (Kolar & Lodge 2001).

A introdução de espécies exóticas visando estabilizar o substrato móvel nos ambientes de dunas foi uma prática comum no passado e acabou levando à invasão da vegetação costeira de muitos continentes do mundo (Richardson & Rejmánek 2011). Espécies dos gêneros *Acacia* e *Casuarina* exemplificam algumas exóticas invasoras introduzidas com este propósito (Richardson & Rejmánek 2011). Também foram introduzidas e levaram a processos de invasão, espécies do gênero *Pinus*, visando à estabilização de dunas costeiras e o reflorestamento com fins econômicos (Bechara 2003). O uso ornamental de espécies dos gêneros *Agave* (Badano & Pugnaire 2004), *Carpobrotus* (Au 2000), *Rosa* (Kaufman & Kaufman 2007, Jørgensen & Kollmann 2009) e *Chrysanthemoides* (Weiss & Noble 1984) também provocou a invasão em dunas e restingas pela dispersão de propágulos, incluindo a dispersão pelo mar (Aptekar & Rejmánek 2000).

Distúrbios, que podem ser definidos como eventos pontuais que matam organismos e removem parte de sua biomassa, podem afetar fortemente a suscetibilidade de um ambiente à invasão por espécies exóticas. Em muitos casos, quanto mais intensos ou mais frequentes os distúrbios, maior a suscetibilidade à invasão por espécies exóticas (Alpert *et al.* 2000). As dunas costeiras são ambientes sujeitos a distúrbios frequentes e de grande estresse ambiental, o que as tornam propensas a invasões por espécies de outras comunidades (Castillo & Moreno-Casasola 1996). Nesse ambiente, quando as espécies exóticas exercem um impacto negativo na comunidade, podem deslocar espécies nativas competindo por recursos, interferindo em processos de sucessão e rompendo cadeias alimentares (Martínez & Psuty 1998).

Terminalia catappa L. (Combretaceae) é uma espécie arbórea, originária de áreas litorâneas da Malásia, sendo a variação de temperatura na região de 24-34° C e a umidade entre 62-100% de 80% (Mabberley 2008, Tang 2012). Há registros de invasão da espécie na América Central, na América do Sul e em ilhas do Caribe (Richardson & Rejmánek 2011). Nas ilhas do Pacífico, a espécie é invasora no Havaí (Estados Unidos), nas ilhas Marianas, nas ilhas Cook e no arquipélago de Galápagos (Equador) (Instituto Hórus 2011). Há registros de sua invasão no Brasil nas regiões nordeste (Leão *et al.*, 2011), sudeste (Sanchez *et al.* 2007) e sul (Fischer & Colley 2005). Esta espécie já era bastante comum nas praias do Brasil logo após o primeiro século da chegada dos europeus.

Segundo Sanchez *et al.* (2007), existem duas versões sobre a chegada de *T. catappa* ao continente americano: a primeira supõe que as sementes tenham chegado misturadas às areias tomadas na Ásia para utilização como lastro em navios portugueses, e a segunda supõe que as árvores da espécie eram cortadas e utilizadas também como lastro nos navios, com a copa, folhas e frutos. Acredita-se que os vetores atuais de dispersão da espécie sejam morcegos e correntes aquáticas (Nakanishi 1988, Gunn *et al.* 1997, Rosa 2004, Sanchez *et al.* 2007, Sanchez 2009).

Capazes de invadir ecossistemas de restinga, suas sementes suportam longos períodos de imersão nas águas das marés, onde permanecem boiando até serem jogadas na praia (Gunn *et al.* 1997, Thomson & Evans 2006). De fácil germinação, a espécie disseminou-se de forma ampla pela costa brasileira e pelo interior, devido ao uso ornamental. Apesar da tolerância à salinidade, a espécie é capaz de prosperar com o mesmo vigor em solo argiloso (Baratelli 2006). Estudos sugerem que *T. catappa* compete com a vegetação nativa no processo de sucessão natural e pode prejudicar o desenvolvimento da regeneração natural em função do sombreamento causado pela sua copa e por alelopatia (Baratelli 2006).

Devido a evidências recentes de colonização por *T. catappa* na restinga de Florianópolis, na praia da Daniela, norte da ilha de Santa Catarina (Lombardi 2009), teve-se como objetivo no presente estudo identificar o grau de invasão desta espécie em duas áreas de restinga em Florianópolis, SC.

Materiais e métodos

O estudo foi realizado na vegetação de restinga de dois arcos praias adjacentes, Daniela e Jurerê, localizados ao norte da ilha de Santa Catarina. A área delimitada para o estudo nas duas praias envolveu a faixa de restinga frontal até 30 metros para o interior da vegetação.

A praia da Daniela está situada em um esporão arenoso de direção ENE-NSW (27°27'19.4"S; 48°32'37.4"W) (Castellani & Santos 2005), sendo uma feição geomorfológica dinâmica, com constantes modificações na linha de praia e alterações naturais na quantidade, localização e altura dos acúmulos de areia (Souza *et al.* 1991/1992). Estes autores designam a faixa de vegetação que margeia a praia da Daniela como "restinga praiana", sendo esta estreita e de largura variável, com mínimo de 3m e máximo de 50m.

A vegetação é caracterizada por densos emaranhados, com até 3m de altura, dominados por *Dalbergia ecastophylla* L. Taub. e *Smilax campestris* Griseb. Em locais onde há depósitos de areia mais extensos, os agrupamentos de *D. ecastophylla* são mais esparsos, com predomínio das espécies herbáceas e de pequeno porte. As espécies listadas como as mais frequentes nesta restinga praiana são *Ambrosia elatior* L., *Blutaparon portulacoides* (A. St.-Hil.) Mears, *Conyza* sp., *Dalbergia ecastophylla*, *Hydrocotyle bonariensis* Lam., *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br., *Spartina ciliata* Brongn. e *Sophora tomentosa* L.. Cerca de 21 espécies arbustivas foram registradas nesta vegetação, sendo a maioria de ocorrência pontual e abundância rara, tais como *Erythroxylum argentinum* O. E. Schulz, *Eugenia umbelliflora* O. Berg, *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Schinus terebinthifolius* Raddie e *Talipariti pernambucense* (Arruda) Bovini (Souza *et al.* 1991/1992).

A praia da Daniela apresenta um comprimento de aproximadamente quatro quilômetros, sendo sua porção terminal, a sudoeste, mais preservada, inserida na Estação Ecológica de Carijós, unidade de conservação administrada pelo governo federal (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio). Na porção mais a nordeste há uma maior urbanização próxima ao setor de restinga.

A praia de Jurerê (27°26'13.6"S; 48°29'47.8"W), com comprimento de aproximadamente quatro quilômetros, está situada junto a uma planície quaternária de progradação de cristas praias (Castellani & Santos 2005). Bresolin (1979) caracterizou a vegetação de restinga desta localidade, designando como anteduna o setor logo após a praia, onde se destacam as espécies herbáceas *B. portulacoides*, *H. bonariensis*, *Paspalum vaginatum* Sw., *Remirea maritima* Aubl., *I. pes-caprae*, *Senecio crassiflorus* (Poir.) DC., *Ipomoea imperati* (Vahl) Griseb. e *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng. Dunas semi-fixas de pequena altitude presentes logo após apresentam fitofisionomia arbustiva, com dominância de *Eugenia uniflora* L., associada a *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez, *Campomanesia littoralis* D. Legrand, *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke e *Eugenia umbelliflora*, também muito comuns. Estas espécies representavam cerca de 90% da abundância de espécies nestas dunas semi-fixas (Bresolin 1979). Atualmente, após a urbanização da planície quaternária da praia de Jurerê, há uma faixa de vegetação remanescente próxima ao mar, com largura variável com cerca de 50m. Nesta faixa há setores de dunas semi-fixas ocupados pela vegetação arbustiva acima e outros que tiveram sua vegetação removida e restaurada com utilização de espécies nativas da restinga local (Scherer-Widmer 2001).

As praias da Daniela e Jurerê são voltadas à Baía Norte, que separa a ilha de Santa Catarina do continente. Suas planícies costeiras estão inseridas na bacia hidrográfica do rio Ratonas, parte noroeste da ilha, que ocupa uma área de 61 km² (Fusverk 2002). A foz do rio Ratonas desemboca no Pontal da Daniela (limite sul da praia), constituindo uma potencial fonte de sementes de espécies plantadas ao longo da bacia para a restinga da praia da Daniela. As correntes marítimas que atuam na baía norte têm fluxo predominante na direção norte-sul, sendo esse fluxo recorrente em períodos de maré enchente, ocorrendo inversão completa do sentido, dando-se da baía sul para o norte com o vazamento da maré (Mário *et al.* 2006).

O clima na região é Mesotérmico Úmido (Cfa), com verões quentes, invernos amenos e chuvas distribuídas uniformemente durante todo o ano. As temperaturas mensais variam de 16,5°C a 24,4°C durante o ano (Cecca 1997).

T. catappa é uma espécie arbórea decídua, de seis a doze metros de altura, podendo chegar a 20m (Baratelli 2006). É uma espécie tolerante às condições de vento e à salinidade do solo. Plântulas e juvenis toleram sombreamento e árvores mais maduras desenvolvem-se melhor em pleno sol. Apresenta crescimento rápido, em média de 1,5 a 2 m por ano, com observação de

crescimento de 3 a 5 m na Melanésia. A planta começa a produzir frutos com três anos de idade (Thomson & Evans 2006). Os frutos são drupas elipsoides bianguladas, de três a cinco cm de comprimento, de cor amarela quando maduros, com polpa carnosa, contendo em seu interior uma semente (castanha) arredondada e rica em óleo, envolvida por uma casca muito dura (Baratelli 2006). A espécie é muito usada na arborização de cidades litorâneas, podendo ser observados indivíduos plantados em toda orla marítima e interior de Florianópolis, em quintais de residências, ruas e estacionamentos.

O censo dos indivíduos de *T. catappa* foi realizado entre os meses de junho de 2010 a junho de 2011, da borda da vegetação de restinga até 30 m para o interior por meio de avistamentos feitos a partir da praia e por trilhas de acesso já pré-existentes. A vegetação dos sítios nos quais foram encontrados os indivíduos de *T. catappa* foi classificada em vegetação de restinga herbáceo/subarbustiva (a altura das plantas geralmente não ultrapassa 1,5 m) e vegetação de restinga arbustiva (constituída de arbustos com até 5 m de altura, entremeados com ervas e subarbustos) (Falkenberg 1999).

Para cada indivíduo avistado, foi estimada a altura e foram medidos o diâmetro do tronco na base e à altura do peito (1,30 m de altura) e os diâmetros da copa (menor e maior). Adicionalmente, foi verificada a presença de plantas de restinga se desenvolvendo abaixo da copa de cada indivíduo registrado. Para indivíduos com altura igual ou maior de um metro foram também verificados sinais de reprodução e a presença de frutos na planta e sob a copa, a presença de lixo no entorno e a distância de cada indivíduo até a praia alta (“backshore”), no setor limítrofe à vegetação. Além disso, foi verificada a presença de indivíduos de espécies de restinga se desenvolvendo abaixo da copa de cada indivíduo registrado.

Para os indivíduos de *T. catappa* amostrados foram marcadas duas parcelas para avaliar a vegetação adjacente ao sítio ocupado pela planta e mais distante ao sítio. A parcela adjacente foi estabelecida a 1m do tronco da planta na direção Norte, e a parcela distante foi estabelecida a 3m da planta amostrada e de outro indivíduo da mesma espécie, na mesma direção. Para cada parcela de 1 x 1m, foram obtidos os seguintes dados da vegetação presente: cinco medidas de altura, uma no meio da parcela e uma em cada vértice do quadrado; porcentagem de área nua; identificação das espécies presentes e; porcentagem de cobertura de cada planta. A cobertura relativa foi obtida dividindo-se a área de cada quadrado em quatro quadrados menores e o percentual de cobertura avaliado através de classes divididas do seguinte modo (Assumpção & Nascimento 2000):

| Classes | Valor Mediano |
|---------------|---------------|
| 1 → 0 a 5% | 2,5% |
| 2 → 5 a 15% | 10% |
| 3 → 15 a 25% | 20% |
| 4 → 25 a 50% | 37,5% |
| 5 → 50 a 75% | 62,5% |
| 6 → 75 a 100% | 87,5% |

Após o período de frutificação de *T. catappa* nas áreas de estudo, durante o mês de agosto de 2011, foram feitas amostragens de sementes desta espécie depositadas pela maré na praia da Daniela. Foram marcadas 34 parcelas contíguas de 30 m de comprimento, distanciadas entre si 70 m, paralelas à linha da maré, e com largura de 10 m, ao longo de toda a praia. As parcelas foram montadas no setor de praia alta a 1 m do início da vegetação, onde foram contadas todas as sementes da espécie estudada. Atribuiu-se uma designação aos setores da praia onde foram colocadas as parcelas, de acordo com a urbanização e proximidade à foz do rio Ratones (Figura 1). Para a análise de distância à foz do rio, a extremidade do Pontal da Daniela foi considerada como ponto zero, atribuindo-se medidas de distância positiva às parcelas nos setores voltados ao mar e medidas negativas no setor localizado no interior da foz (Figura 1).

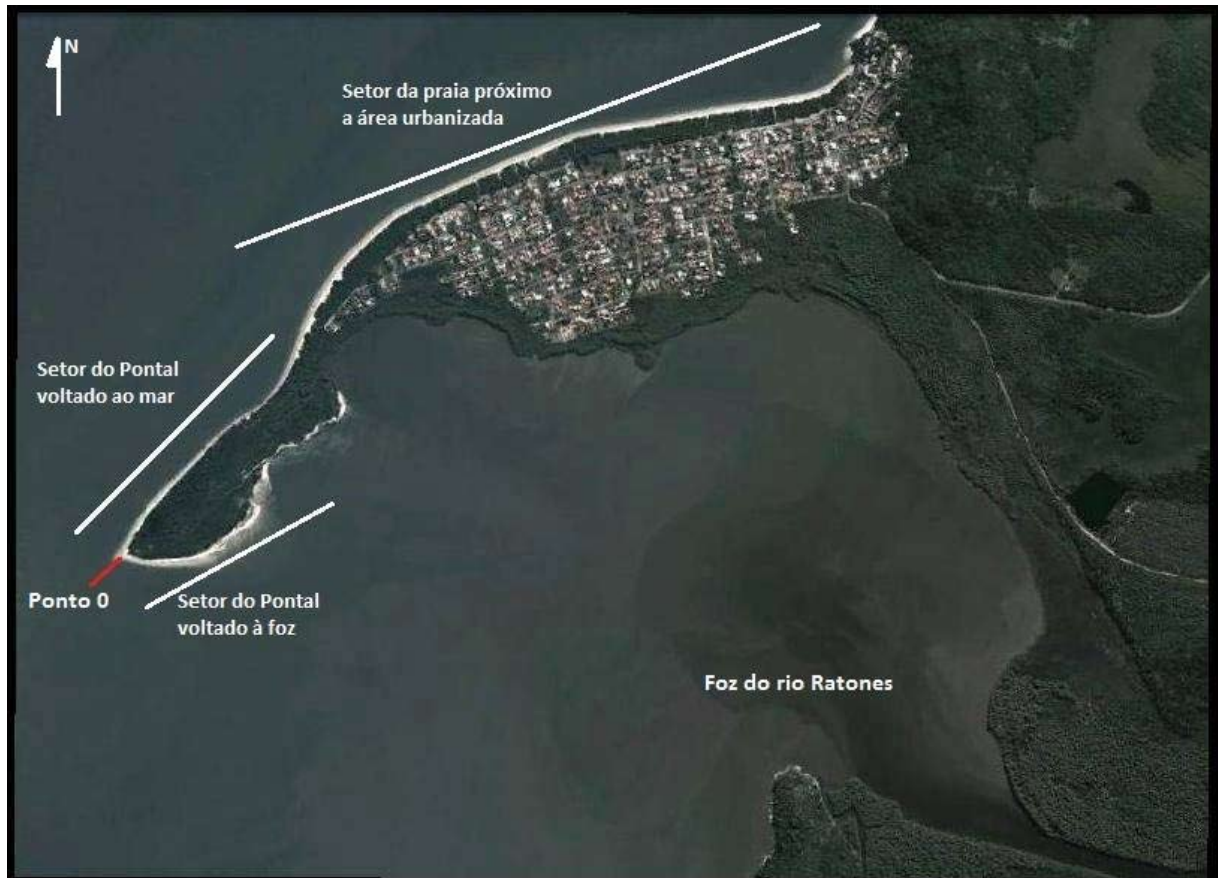


Figura 1 – Designação dos setores nos quais foram coletadas sementes de *Terminalia catappa* na praia da Daniela, Florianópolis, SC. O setor de praia voltado à foz recebeu valores negativos de distância em relação ao ponto zero e os voltados ao mar, valores positivos de distância na análise de deposição de sementes e estabelecimento de indivíduos.

Figure 1 – Sectors in which seeds of *Terminalia catappa* were collected at Daniela beach, Florianópolis, SC. The sector facing Ratonas river mouth received negative distance values from the zero point, and the sector facing the sea received positive values.

Para avaliar a relação entre o número de indivíduos em relação à distância da foz do rio Ratonas, os valores de número de indivíduos foram obtidos considerando setores de 100 m paralelos à praia e 30 m para o interior da restinga (setores de 3000 m²). Os dados foram obtidos a partir das imagens de satélite com os indivíduos georreferenciados.

Para descrever a estrutura populacional, os indivíduos amostrados nos censos foram organizados em classes de tamanho: Classe I (até 100 cm de altura), Classe II (101 a 200 cm) e Classe III (201 a 300 cm), Classe IV (301 a 400 cm) e Classe V (maior que 401 cm de altura).

A densidade de indivíduos de *T. catappa* foi estimada considerando-se a área de 30 x 4000 m amostrada em cada praia, sendo convertida em hectare. Para a caracterização da população da espécie, também foram calculados os valores médios e desvio padrão dos parâmetros altura, área de copa e perímetro da base do tronco para as plantas pertencentes às classes II a V. Para o cálculo da área da copa foi aplicada a seguinte fórmula: $\text{Área} = \frac{a \cdot b}{2}$, onde a = semieixo maior, b = semieixo menor.

Foi avaliada se a riqueza de espécies e a porcentagem de área nua nas parcelas amostradas adjacentes e distantes dos sítios colonizados por *T. catappa* eram semelhantes por meio do teste não-paramétrico de Mann-Whitney (Zar 1974). Também foi avaliada a similaridade na composição da vegetação entre esses sítios por meio do cálculo da Porcentagem de Similaridade empregando-

se valores de cobertura relativa (Krebs 1989). Foram realizadas análises de regressão linear e polinomial quadrática para avaliar a relação entre (1) o número de sementes de *T. catappa* e a distância da foz do rio Ratonas, (2) o número de indivíduos estabelecidos e a distância da foz e (3) o número de indivíduos estabelecidos e o número de sementes depositadas na praia. Para a execução das análises estatísticas, utilizou-se o programa Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

Resultados

Foram registrados 81 indivíduos de *T. catappa* na vegetação de restinga da praia da Daniela, representando uma densidade de 6,7 indivíduos/ha, e 24 indivíduos na praia de Jurerê, representando 2,0 indivíduos/ha.

Nas restingas da Daniela e Jurerê respectivamente, 50,6% e 62,5% das plantas pertenciam às classes I e II, com alturas de até 200 cm (Figura 2). A maior altura dos indivíduos de *T. catappa* amostrados na vegetação de restinga da praia da Daniela foi 550 cm (Classe V), enquanto em Jurerê, foi 300 cm (Classe III). Nas duas áreas foram observadas plantas reprodutivas, estando estas comparativamente em maior proporção na praia de Jurerê (16,7%) do que na praia da Daniela (2,5%). Plantas reprodutivas ocorreram a partir da classe III. Na praia da Daniela, indivíduos da classe I representam 17,6% do total amostrado ($n=17$) e em Jurerê, representam 25% ($n=4$). Porém, nenhum dos indivíduos estava localizado sob a copa das plantas reprodutivas. Na praia de Jurerê, foi amostrado um juvenil a dois metros de uma das plantas reprodutivas. Próximos às copas dos dois indivíduos reprodutivos amostrados na Daniela foram observados três indivíduos da classe I a uma distância de até três metros.

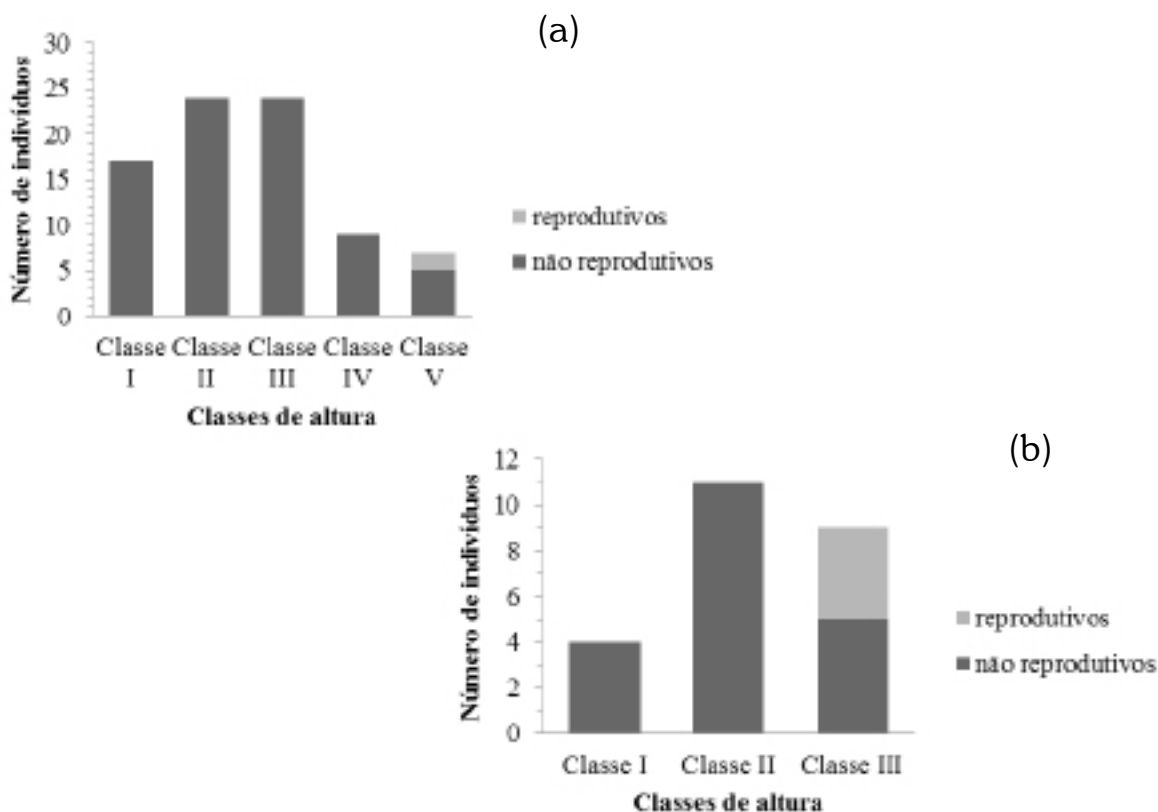


Figura 2 – Número de indivíduos de *Terminalia catappa* amostrados por classe de altura na vegetação de restinga da praia da Daniela (a) e Jurerê (b), Florianópolis, SC. Classe I (até 100 cm de altura), Classe II (101 a 200 cm), Classe III (201 a 300 cm), Classe IV (301 a 400 cm) e Classe V (maior que 401 cm).

Figure 2 – Number of individuals of *Terminalia catappa* by height classes sampled on the restingas at Daniela (a) and Jurerê beaches (b), Florianópolis, SC. Class I (1 to 100cm), Class II (101 to 200cm), Class III (201 to 300cm), Class IV (301 to 400 cm) and Class V (larger than 401 cm).

Na Daniela, a média da área formada pela copa dos indivíduos foi 4,5m², atingindo valores máximos de 56,5m². Cinquenta e oito dessas plantas (90,6%) apresentaram vegetação de restinga se desenvolvendo abaixo das copas, inclusive o indivíduo com maior área ocupada. Em Jurerê, a média da área formada pela copa foi 1,6m², e em quase a totalidade dos indivíduos (19; 95%), havia vegetação de restinga desenvolvendo-se abaixo das copas.

Quanto aos sítios de ocorrência, foram observados indivíduos de *T. catappa* em ambas as formações: 36 (44,4%) e 13 indivíduos (54,2%) estavam em sítio de formação de restinga herbácea/subarbusativa, e 45 (55,6%) e 11 (45,8%) em formação arbustiva, nas praias Daniela e Jurerê, respectivamente. Na Daniela, os sítios ocupados pelos indivíduos juvenis (classe I) pertenciam às duas formações vegetacionais, enquanto em Jurerê todos estavam em formação arbustiva. Em ambas as áreas, a maior parte dos indivíduos de maior altura (classes III, IV e V) estava em formação arbustiva (Figura 3).

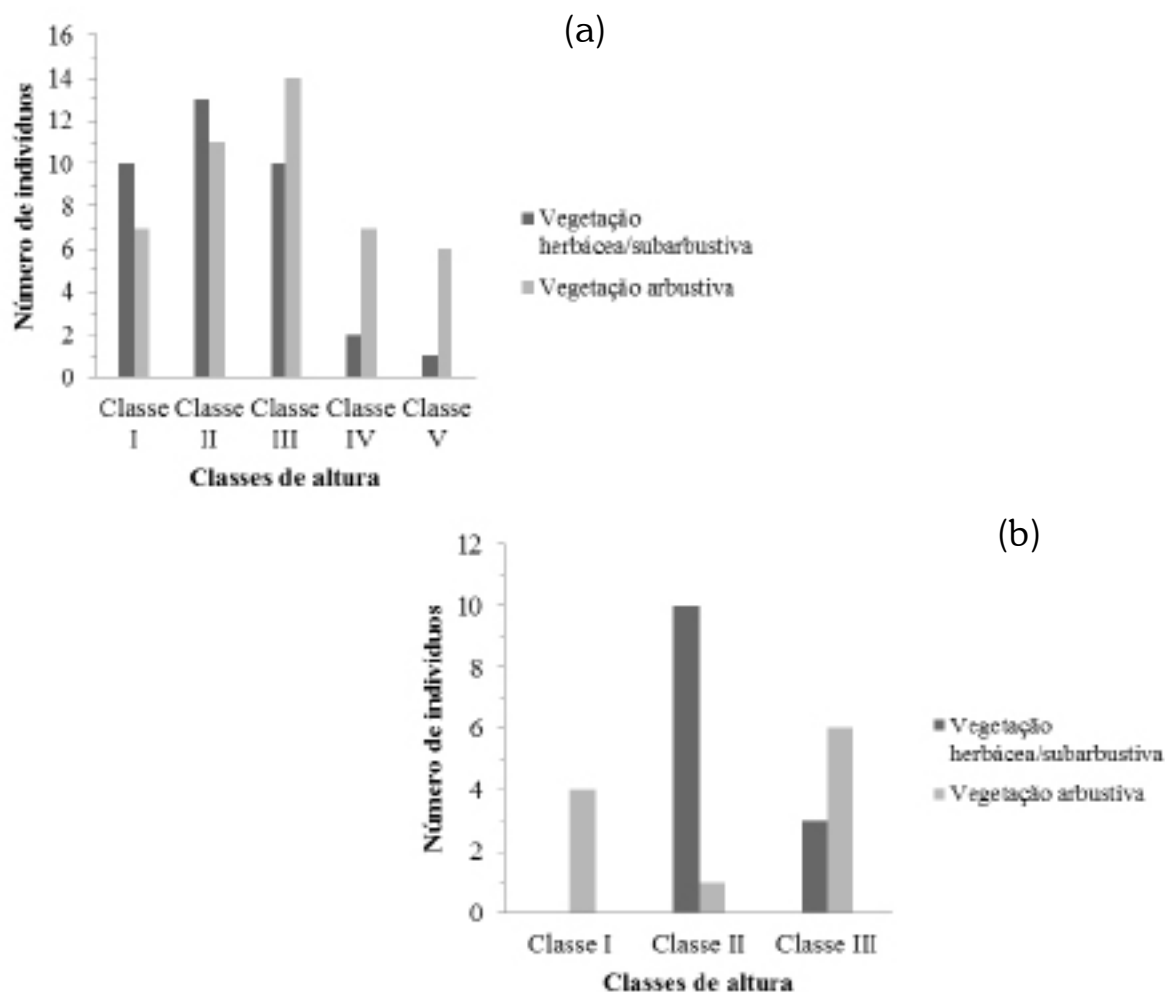


Figura 3 – Número de indivíduos de *Terminalia catappa* por classe de altura amostrados em sítios de vegetação de restinga herbácea/subarbusativa e arbustiva nas praias da Daniela (a) e de Jurerê (b), Florianópolis, SC.

Figure 3 – Number of individuals of *Terminalia catappa* by heigh classes sampled on the herbaceous and shrub restingas at Daniela (a) and Jurerê (b) beaches, Florianópolis, SC.

A análise da vegetação nas parcelas adjacentes e distantes foi feita para as 24 plantas registradas em Jurerê. Na Praia da Daniela, na qual foi amostrado um maior número de indivíduos, estas parcelas foram mensuradas para 45% das plantas registradas (n=37). A porcentagem de área

nua nos sítios adjacentes à *T. catappa* não diferiu significativamente daquela observada nos sítios distantes, tanto na praia da Daniela (U=551,5; p=0,1505) quanto na praia de Jurerê (U=270,5; p=0,7182) (Figura 4).

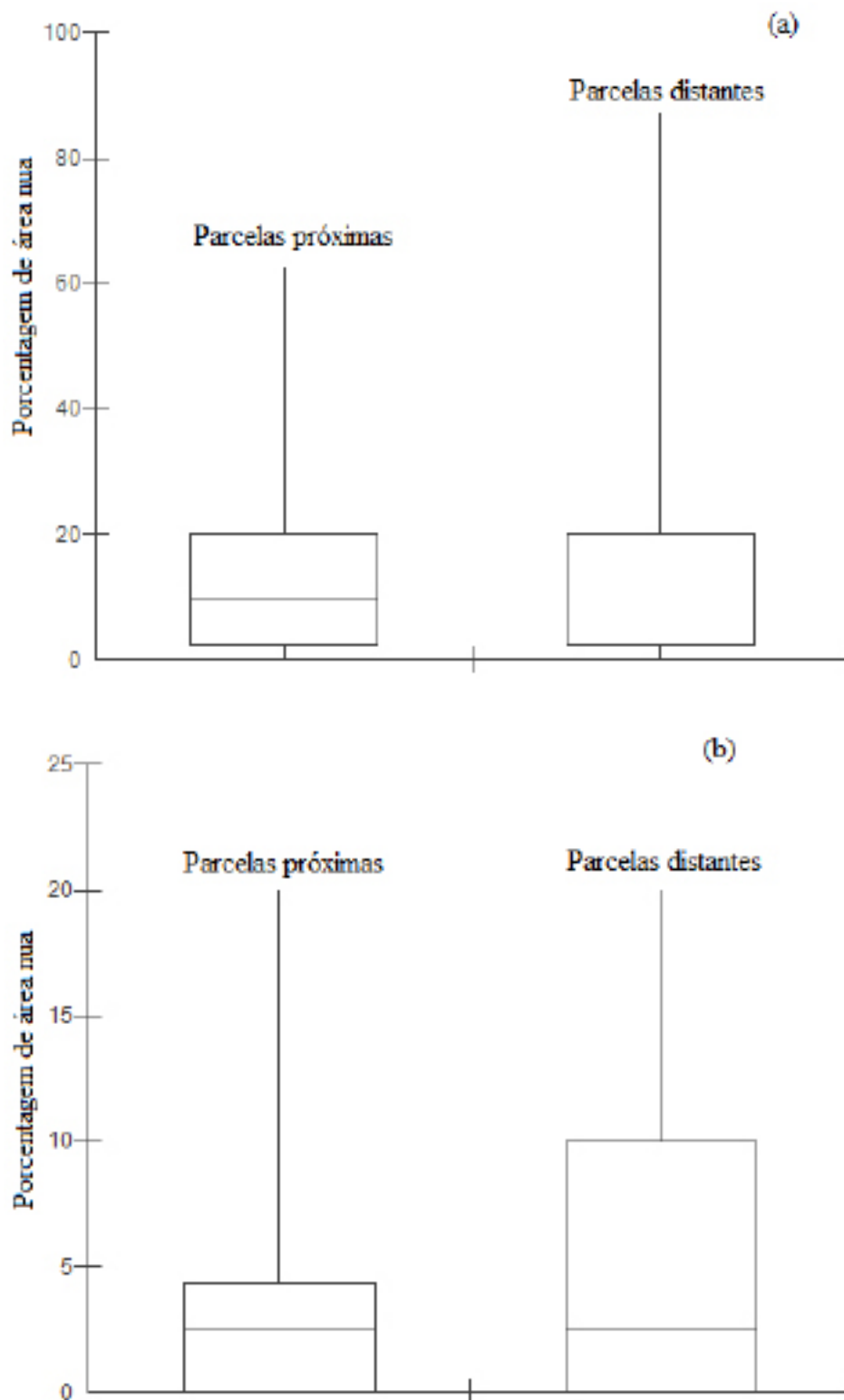


Figura 4 – Porcentagem de área nua (mediana; quartis; mínimo e máximo) nos sítios próximos e distantes de *Terminalia catappa* nas praias da Daniela (a) e de Jurerê (b), Florianópolis, SC.

Figure 4 – Percentage of bare area (median, quartiles, minimum and maximum) at sites near and far from *Terminalia catappa* trees at Daniela (a) and Jurerê (b) beaches, Florianópolis, SC.

Foram registradas 22 e 23 espécies nos sítios adjacentes a *T. catappa*, e 24 e 25 espécies nos sítios distantes destes indivíduos nas praias da Daniela e de Jurerê, respectivamente. Não houve diferença significativa entre o número de espécies por parcela na praia da Daniela ($U=641,0$; $p=0,4001$) e na praia de Jurerê ($U=703,5$; $p=0,8476$) entre os sítios adjacentes e distantes a *T. catappa* (Figura 5).

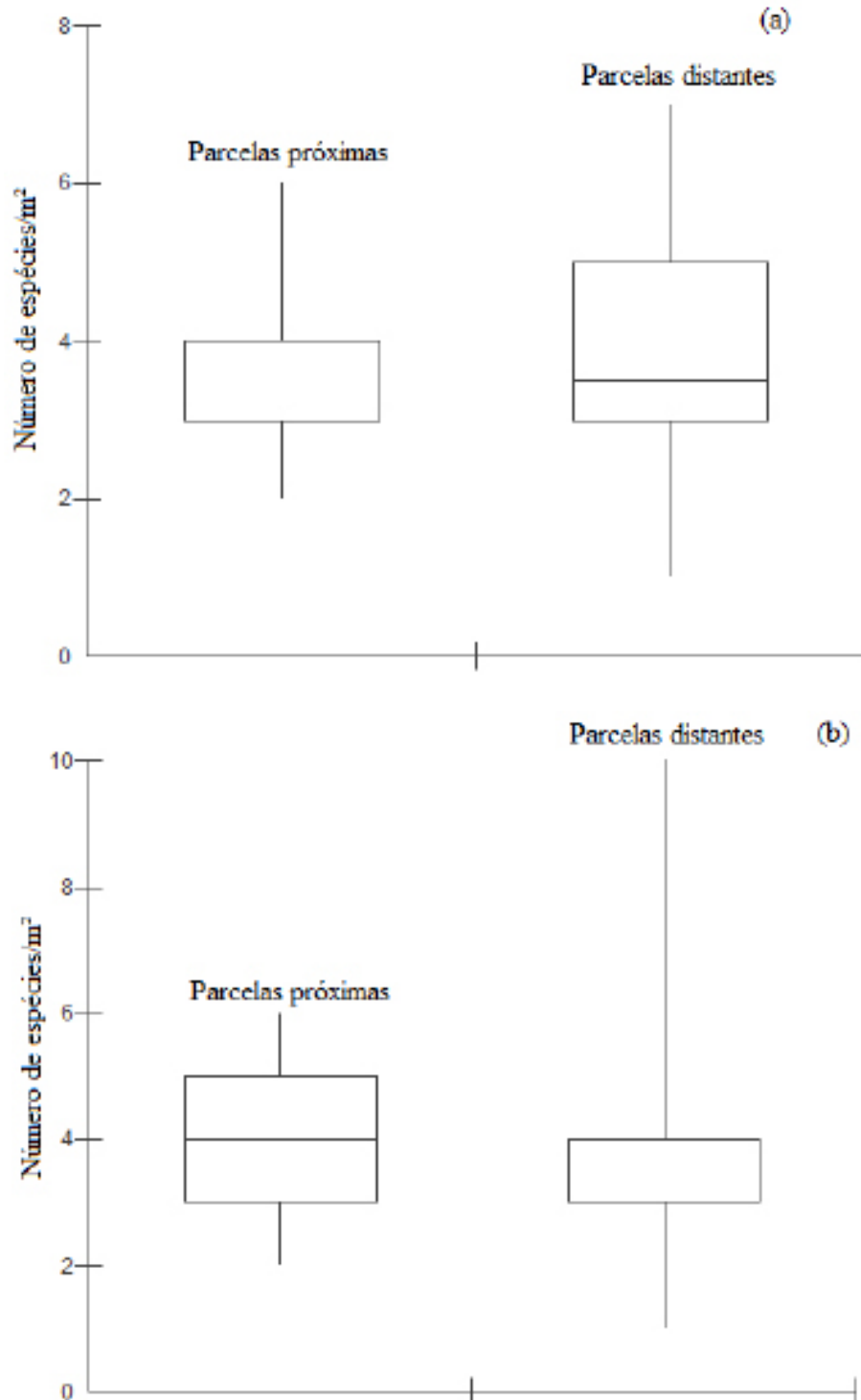


Figura 5 – Número de espécies (mediana, quartis, mínimo e máximo) registrado nas parcelas próximas e distantes de indivíduos de *Terminalia catappa* nas praias da Daniela (a) e de Jurerê (b), Florianópolis, SC.

Figure 5 – Number of species (median, quartiles, minimum and maximum) recorded in plots near and distant from *Terminalia catappa* trees at Daniela (a) and Jurerê (b) beaches, Florianópolis, SC.

A similaridade da vegetação nas áreas adjacentes e distantes a *T. catappa* foi muito alta, tanto na Daniela (Porcentagem de similaridade = 88,22%) como em Jurerê (80,37%). Na praia da Daniela, houve um predomínio de *D. ecastophylla*, *S. tomentosa*, *S. campestris* e *S. terebinthifolia* (Tabela 1), e na praia de Jurerê, de *D. ecastophylla*, *P. vaginatum* e *Opuntia monacantha* (Tabela 2).

Tabela 1 – Cobertura relativa das espécies amostradas nas parcelas em sítios adjacentes e distantes (n=37) aos indivíduos de *Terminalia catappa* na praia da Daniela, Florianópolis, SC.

Table 1 – Relative coverage of the species sampled in plots adjacent and distant (n = 37) to individuals of *Terminalia catappa* at Daniela beach, Florianópolis, SC.

| Espécie | Sítio adjacente | Sítio distante |
|---|-----------------|----------------|
| <i>Dalbergia ecastophylla</i> L. Taub. | 57,92% | 57,96% |
| <i>Sophora tomentosa</i> L. | 13,63% | 10,49% |
| <i>Smilax campestris</i> Griseb. | 6,89% | 3,34% |
| Espécie | Sítio adjacente | Sítio distante |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi | 4,91% | 6,60% |
| <i>Paspalum vaginatum</i> Sw. | 4,28% | 6,88% |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam. | 2,61% | 2,43% |
| <i>Spartina ciliata</i> Brongn. | 2,14% | 1,18% |
| <i>Merremia</i> sp. | 1,58% | 0,07% |
| <i>Hibiscus pernambucensis</i> Arruda | 1,03% | 0,83% |
| <i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult. | 1,03% | 3,13% |
| Orchidaceae indeterminada | 0,71% | 0,28% |
| <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaertn. | 0,63% | 0,00% |
| <i>Oxypetalum banksii</i> Schult. | 0,48% | 0,07% |
| <i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Müll. Arg. | 0,48% | 0,00% |
| <i>Cenchrus incertus</i> M.A. Curtis | 0,40% | 2,15% |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | 0,32% | 0,21% |
| <i>Ipomoea pes-caprae</i> (L.) R. Br. | 0,24% | 0,14% |
| <i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth. | 0,24% | 0,56% |
| <i>Alternanthera maritima</i> (Mart.) A.St.-Hil. | 0,16% | 0,28% |
| <i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers. | 0,16% | 2,08% |
| Asteraceae indeterminada | 0,08% | 0,00% |
| <i>Chenopodium retusum</i> (Moq.) Moq. | 0,08% | 0,63% |
| <i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet | 0,00% | 0,28% |
| <i>Blutaparon portulacoides</i> (A. St.-Hil.) Mears | 0,00% | 0,07% |
| <i>Canavalia rosea</i> (Sw.) DC. | 0,00% | 0,07% |
| <i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze | 0,00% | 0,28% |

Tabela 2 – Cobertura relativa das espécies amostradas nas parcelas em sítios adjacentes e distantes (n=24) aos indivíduos de *Terminalia catappa* na praia de Jurerê, Florianópolis, SC.

Table 2 – Relative coverage of the species sampled in plots adjacent and distant (n = 24) to individuals of *Terminalia catappa* at Jurerê beach, Florianópolis, SC.

| Espécie | Sítio adjacente | Sítio distante |
|---|-----------------|----------------|
| <i>Dalbergia ecastophylla</i> L. Taub. | 60,54% | 58,65% |
| <i>Paspalum vaginatum</i> Sw. | 12,49% | 21,40% |
| <i>Commelina</i> sp. | 9,81% | 0,22% |
| <i>Eugenia uniflora</i> L. | 3,79% | 0,00% |
| <i>Smilax campestris</i> Griseb. | 3,23% | 0,89% |
| <i>Opuntia monacantha</i> Haw. | 1,45% | 2,66% |
| <i>Asparagus densiflorus</i> (Kunth) Jessop | 1,11% | 1,33% |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam. | 1,00% | 1,66% |
| <i>Canavalia rosea</i> (Sw.) DC. | 1,00% | 3,99% |
| <i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult. | 0,89% | 2,88% |
| <i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze | 0,89% | 1,00% |
| <i>Alternanthera maritima</i> (Mart.) A.St.-Hil. | 0,67% | 0,11% |
| <i>Hibiscus pernambucensis</i> Arruda | 0,45% | 1,77% |
| <i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L. | 0,45% | 0,11% |
| <i>Canavalia bonariensis</i> Lindl. | 0,45% | 0,11% |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | 0,45% | 0,44% |
| <i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Müll. Arg. | 0,33% | 0,22% |
| <i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet | 0,33% | 0,00% |
| <i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze | 0,11% | 0,11% |
| <i>Ambrosia elatior</i> L. | 0,11% | 0,00% |
| <i>Diodia radula</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Cham. & Schltdl. | 0,11% | 0,22% |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi | 0,11% | 1,00% |
| <i>Centella asiatica</i> (L.) Urb. | 0,11% | 0,00% |
| <i>Sophora tomentosa</i> L. | 0,11% | 0,00% |
| <i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd. | 0,00% | 0,55% |
| <i>Bryophyllum pinnatum</i> (Lam.) Oken | 0,00% | 0,22% |
| <i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze | 0,00% | 0,11% |
| <i>Peperomia glabella</i> (Sw.) A. Dietr. | 0,00% | 0,11% |
| <i>Passiflora edulis</i> Sims | 0,00% | 0,11% |
| <i>Solanum americanum</i> Mill. | 0,00% | 0,11% |

A maior parte dos indivíduos de *T. catappa* registrados estava mais próxima do mar do que da área urbanizada (Figura 6). Na restinga da praia da Daniela, os indivíduos de *T. catappa* que foram medidos em campo quanto à distância à praia (n=37) estavam localizados em média a 17,6 m desta, e em Jurerê (n=24) a 3,4 m (Figura 6a). Considerando todos os indivíduos amostrados e georreferenciados (n=81), a distância da área urbanizada foi maior que 500 m na praia da Daniela, em sua maioria (64; 79,0%), e em média 26,8 m na praia de Jurerê (Figura 6b).

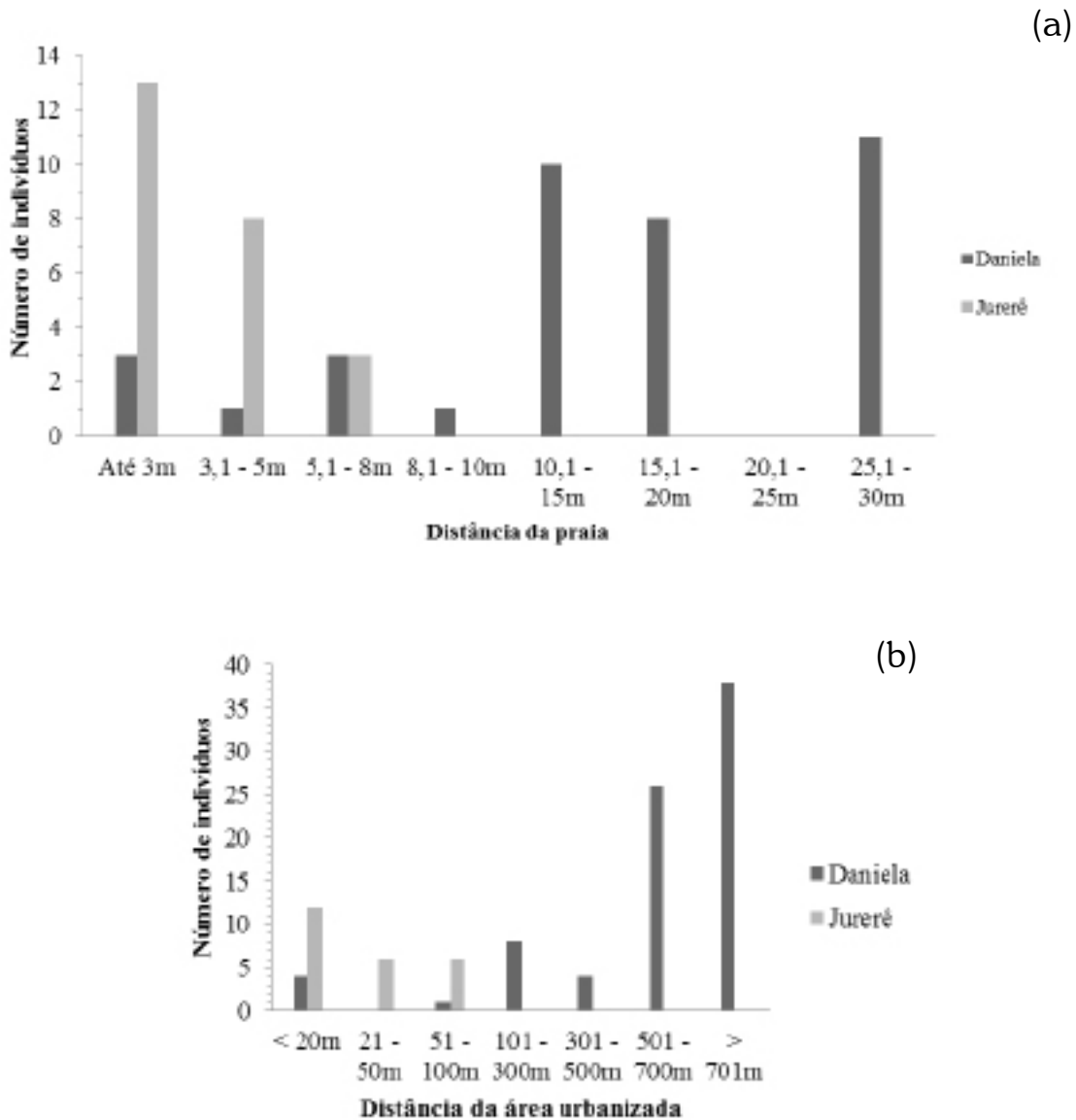


Figura 6 – Número de indivíduos de *Terminalia catappa* amostrados nas praias da Daniela e de Jurerê e suas distancias à praia (a) e à área urbanizada (b). A distância à área urbanizada foi tomada a partir da menor distância de cada planta às áreas com presença de construção, moradia, praça, estacionamento e/ou rua nas praias da Daniela e de Jurerê, Florianópolis, SC.

Figure 6 – Number of individuals of *Terminalia catappa* sampled at Daniela and Jurerê beaches (Florianópolis, SC), and their distances to the beach (a) and to the urbanized area (b). The distance to the urbanized area was taken from the shortest distance from each plant to areas with buildings, squares, parking and/or streets.

Foram registradas 1588 sementes acumuladas nas 34 parcelas amostradas ao longo da praia da Daniela, com densidade média estimada em 1566,7 sementes/ha. Observou-se uma tendência de maior acúmulo de sementes próximas à foz do rio Ratonos (Figura 7). Na face da praia voltada à foz (n=7 parcelas), foram amostradas 692 sementes (43,6%), com densidade estimada em 3296,7 sementes/ha. Na face de praia distante da urbanização, voltada ao mar (n=9), foram amostradas 200 sementes (densidade estimada em 740 sementes/ha) e no setor próximo a áreas urbanizadas (n=19), foram amostradas 696 sementes (1220 sementes/ha). Apesar dos dados apresentarem uma relação linear positiva e significativa ($y = -0,0161x + 63,663$; $R^2 = 0,12$; $p = 0,04$), obteve-se uma melhor descrição dos dados através de uma regressão polinomial quadrática, que evidencia uma redução de densidade de sementes com aumento da distância, até uma determinada distância, onde ocorre um novo incremento dessa densidade (Figura 7). Mesmo assim, cabe destacar que o poder explicativo dessa regressão ainda é baixo.

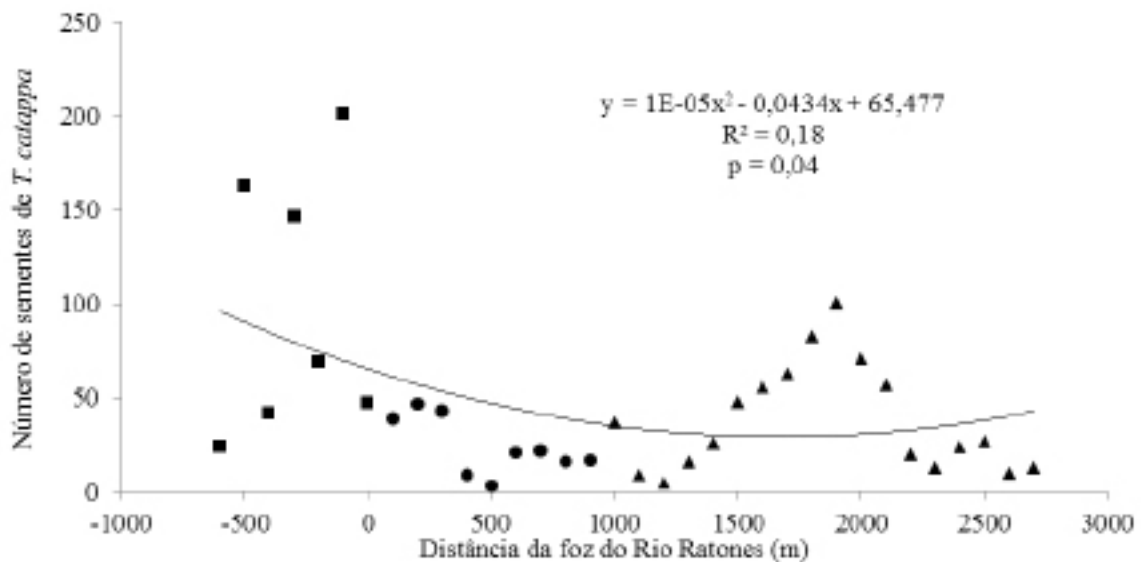


Figura 7 – Relação entre o número de sementes de *Terminalia catappa* por parcela amostral (300m²) e a distância da foz do rio Ratonos, Praia da Daniela, Florianópolis, SC. ■ = Setor de praia voltada à foz do rio Ratonos; ● = Setor de praia preservada voltado ao mar; ▲ = Setor de praia próximo de área urbanizada.

Figure 7 – Relationship between the number of seeds of *Terminalia catappa* per sample plot (300 m²) and the distance from the mouth of Ratonos river, Daniela Beach, Florianópolis, SC. ■ = Sector facing the mouth of Ratonos river; ● = Pristine sector facing the sea; ▲ = Sector near urbanized area.

Da mesma forma, o número de indivíduos de *T. catappa* foi significativamente maior próximo à foz do rio Ratonos (Figura 8), sendo que a maioria dos indivíduos amostrados (50; 61,7%) foram registrados no setor voltado para a foz do rio Ratonos. Foi evidenciada uma relação positiva entre o número de indivíduos e o número de sementes acumuladas ($y = 0,0788x - 1,2976$, $R^2 = 0,4133$, $p < 0,00001$). Observou-se em campo que no primeiro setor de vegetação amostrado (3000 m²) voltado à foz do rio Ratonos, foram encontrados 29 indivíduos e 201 sementes, sendo estes os maiores valores registrados. Seis destes eram indivíduos juvenis, menores que 100 cm, evidenciando o estabelecimento da espécie na área.

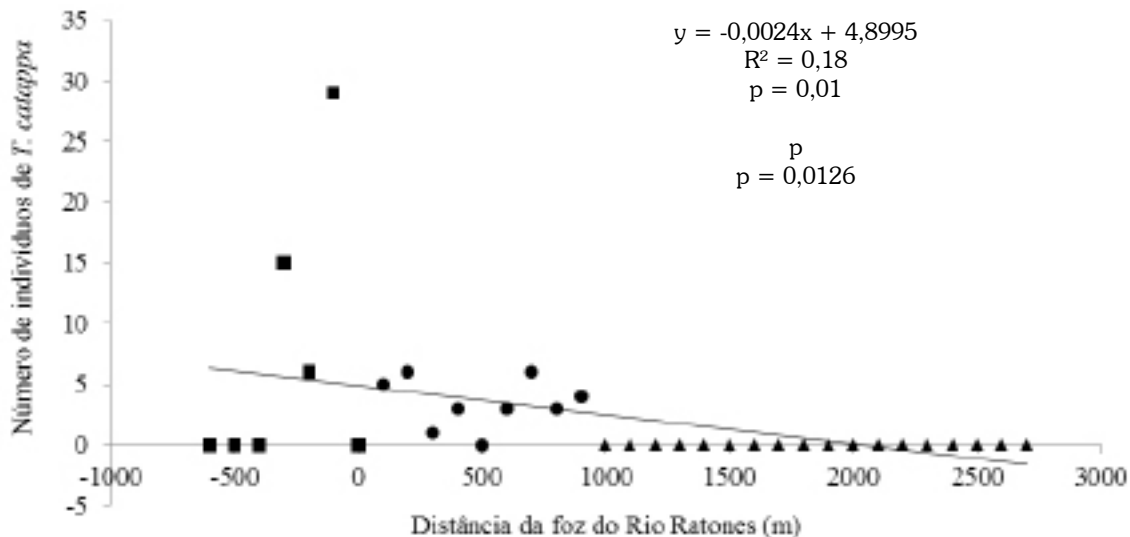


Figura 8 – Relação entre o número de indivíduos de *Terminalia catappa* registrados em setores amostrados de 3000 m² em vegetação de restinga e a distância da foz do rio Ratonas, Praia da Daniela, Florianópolis, SC. ■ = Setor de praia voltada à foz do rio Ratonas; ● = Setor de praia preservada voltado ao mar; ▲ = Setor de praia próximo de área urbanizada.

Figure 8 – Relationship between the number of individuals of *Terminalia catappa* per sample plot (3000 m²) and the distance from the mouth of Ratonas river, Daniela Beach, Florianópolis, SC. ■ = Sector facing the mouth of Ratonas river; ● = Pristine sector facing the sea; ▲ = Sector near urbanized area.

Discussão

Os dados apresentados confirmam que há um processo de invasão por *T. catappa* nas restingas das praias da Daniela e de Jurerê, na fase de estabelecimento, de acordo com os critérios apresentados em Sakai *et al.* (2001) e Richardson *et al.* (2000), haja visto que há sementes germinando e plantas se desenvolvendo nas áreas, com algumas delas chegando à fase reprodutiva. Ainda há poucos indivíduos reprodutivos e poucos juvenis se estabelecendo sob a copa destas plantas ou próximos a elas. Este padrão sugere que o grande aporte de propágulos da espécie é ainda proveniente de fonte externa à área.

Aproximadamente metade das plantas amostradas tanto na praia da Daniela quanto em Jurerê é de indivíduos menores que 2 m, os quais, de acordo com Sanches *et al.* (2007), representam plântulas (menores que 50 cm) e juvenis (50 a 200 cm), sendo os indivíduos maiores que 201 m considerados adultos. Em Pinguaba (Sanches *et al.* 2007), os adultos também representam cerca de 50% da população, porém com média de 10 m de altura, bem superior a média registrada nas áreas de estudo. Segundo Sanches *et al.* (2007), a população por eles estudada foi considerada em fase de estabelecimento gradativa, o que reforça o estágio de invasão sugerido para a área de estudo do presente trabalho. Considerando o trabalho realizado por Sanches *et al.* (2007) que descreveu como alta a densidade de 6 plantas/ha de *T. catappa* na praia de Pinguaba (São Paulo), podemos considerar alta a densidade registrada na praia da Daniela (6,7 plantas/ha) e baixa na praia de Jurerê (2 plantas/ha).

O crescimento da população de *T. catappa* na praia da Daniela parece ter sido expressivo nos últimos dois anos, uma vez que em 2009 foram observados por Lombardi apenas cinco indivíduos da espécie, todos com altura de cerca de 5 m. Este crescimento pode ser explicado pela alta pressão de propágulos observada, pela viabilidade de sementes trazidas pelo mar (Nakanishi

1988, Gunn *et al.* 1997, Thomson & Evans 2006), e por algumas características de *T. catappa* que fazem com que ela tenha sucesso na colonização inicial do ambiente e a torna potencialmente invasora na área de estudo, tais como: a plasticidade fenotípica para explorar e se adequar à variedade de ambientes; o rápido crescimento até a forma reprodutiva; o rápido crescimento; a ausência de plantas do mesmo gênero no local de invasão; a ausência de requerimentos especiais para germinação e a germinação rápida; e o histórico de invasão em outras restingas no Brasil (Sakai *et al.* 2001, Rejmánek *et al.* 2005, Thomson & Evans 2006, Sanches *et al.* 2007, Sanches 2009).

A riqueza de espécies não diferiu entre os locais adjacentes e distantes de sítios colonizados por *T. catappa*. Portanto, considerando essa pequena escala de estudo, não foi observada uma relação entre invasibilidade e riqueza. Esta relação é controversa, como sugerido por Levine & D'Antonio (1999), pois enquanto em experimentos de pequena escala (unidade amostral de 10m² ou menos), a relação entre diversidade e invasibilidade é na maioria dos casos negativa, em escalas espaciais maiores, essa relação passa a ser positiva. De acordo com Levine (2000), quando a escala espacial aumenta, os efeitos negativos da diversidade sobre a invasibilidade diminuem porque há a inclusão inevitável de outras covariantes espaciais e temporais ambientais, tais como a pressão de propágulos, a intensidade de distúrbios e a heterogeneidade do ambiente.

Alguns estudos sugerem que *T. catappa* exclui a vegetação nativa no processo de sucessão natural, devido ao sombreamento causado pela copa e por alelopatia (Baratelli 2006). No entanto, neste estudo, onde as populações estão em fase inicial de invasão, a maioria dos indivíduos de *T. catappa* apresentou vegetação original de restinga sob a copa. Devido ao fato dos indivíduos serem em sua maioria jovens e de pequeno porte, o efeito da inibição da espécie sobre a vegetação sob sua copa pode ainda não ter ocorrido.

O estudo mostrou que o mar representa um importante vetor de propágulos da espécie nas áreas estudadas, visto que os indivíduos e as sementes estavam bem mais próximas do mar do que de áreas antropizadas, onde há plantios com fins ornamentais e de sombreamento em ruas e casas. Observou-se também que há um maior aporte de sementes próximo à foz do rio Ratoles, o que reforça a visão de Foxcroft *et al.* (2008) de que rios podem atuar como vetores de propágulos quando espécies exóticas são abundantes nas regiões do entorno. Em local distante ao setor voltado à foz do rio, foi observado um novo incremento na densidade de sementes, onde foram registrados três indivíduos adultos reprodutivos plantados em área adjacente à vegetação de restinga, caracterizando-se, neste caso, como uma pressão de propágulos proveniente da área urbanizada próxima.

A relação positiva entre o número de indivíduos amostrados por área e o número de sementes depositadas na praia reforça que estas sementes que chegam pelo rio e pelo mar podem ser efetivas para a colonização das áreas de restinga pela espécie, como observado por Nakanishi (1988) e Sanches (2009).

Parte da área em questão está no interior da Estação Ecológica de Carijós, uma unidade de conservação de proteção integral. De acordo com a Lei Federal 9985/00 (Brasil 2000), que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, é proibida a introdução nas Unidades de Conservação de espécies não autóctones, sendo, portanto, fundamental o manejo da espécie invasora com ações de monitoramento constantes. Além disso, *T. catappa* consta da lista de espécies exóticas invasoras de Santa Catarina, instituída por meio da Resolução CONSEMA 08/2012, havendo possibilidade de regramento para sua utilização por meio de normativas. O manejo de *T. catappa* já teve início na vegetação de restinga da praia da Daniela (Dechoum *et al.* 2011), por meio de um projeto de pesquisa aplicada desenvolvido concomitantemente a este trabalho. Como diretrizes para planos de ação para controle de espécies invasoras em áreas protegidas, Dechoum & Ziller (2007) sugerem um enfoque preventivo, elegendo como prioridades espécies com alto risco de invasão (com base no seu histórico de invasão em outros locais, em características biológicas/ecológicas da espécie e no tipo de ambiente), que ocorram em pequenas populações

ou como indivíduos isolados, e que ainda não se expressem localmente como invasoras. Com base nessas diretrizes, o presente estudo pode servir de subsídio para o controle da espécie nas restingas estudadas, a curto prazo, orientando as prioridades de ação para controle de indivíduos reprodutivos (para conter a dispersão), posteriormente para adultos próximos da fase reprodutiva, juvenis e plântulas.

A longo prazo e considerando-se o contexto regional, recomenda-se que o manejo da espécie também contemple medidas de controle na bacia do rio Ratones, especialmente na faixa ciliar do rio e em áreas costeiras onde a espécie é utilizada para ornamentação e sombra, tendo em vista que tanto o rio quanto o mar são vetores de dispersão da espécie. Para tanto, é fundamental uma parceria entre o poder público local, o órgão gestor da ESEC Carijós e organizações locais, tais como OnGs e associações de moradores, no sentido de conscientização da população local sobre a necessidade de substituição de árvores de espécies potencialmente invasoras por espécies alternativas.

Além da substituição da espécie em vias públicas, políticas públicas de incentivo à substituição por meio da doação de mudas de espécies adequadas e/ou auxílio para o corte da espécie invasora são fortemente recomendadas. Desta forma, a chegada de propágulos seria reduzida a longo prazo, o que conseqüentemente resultaria na redução dos esforços de controle e monitoramento, garantindo a proteção das restingas estudadas contra a invasão por *T. catappa*.

Referências Bibliográficas

- Alpert, P.; Bone, E. & Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, Invasibility and the Role of Environmental Stress in the Spread of Non-native Plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 3: 52-66.
- Aptekar, R. & Rejmánek, M. 2000. The Effect of Sea-water Submergence on Rhizome Bud Viability of the Introduced *Ammophila arenaria* and the Native *Leymus mollis* in California. **Journal of Coastal Conservation**, 6: 107-111.
- Assumpção, J. & Nascimento, M.T. 2000. Estrutura e Composição Florística de Quatro Formações Vegetais de Restinga no Complexo Lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, 14(3): 301-315.
- Au, L. 2000. *Carpobrotus edulis* in Coastal California Plant Communities. **Restoration and Reclamation Review**, 6: 1-7.
- Ayres, M.; Ayres-Jr, M.; Ayres, T.L. & Santos, A.S. 2007. **BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Editora do Instituto de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá. 380p.
- Badano, E.I. & Pugnaire, F.I. 2004. Invasion of *Agave* species (Agavaceae) in Southeast Spain: Invader Demographic Parameters and Impacts on Native Species. **Diversity and Distributions**, 10: 493-500.
- Baratelli, T.G. 2006. **Estudo das propriedades alelopáticas vegetais: investigação de substâncias aleloquímicas em *Terminalia catappa* L. (Combretaceae)**. Tese (Doutorado em Química de Produtos Naturais). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 199p.
- Bechara, F.C. 2003. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Tese (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Federal de Santa Catarina. 136p.
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC**, estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm> (Acesso em 04/11/11).
- Bresolin, A. 1979. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. **Insula**, 10: 1-54.
- Carlton, J.T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation** 78: 97-106.



- Castellani, T.T. & Santos, F.A.M. 2005. Abundância de ramos reprodutivos e produção de sementes em populações de *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br. Na Ilha de Santa Catarina Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, 19(2): 251-264.
- Castillo, S.A. & Moreno-Casasola, P. 1996. Coastal Sand Dune Vegetation: an Extreme Case of Species Invasion. **Journal of Coastal Conservation**, 2: 13-22.
- Cecca – Centro de Estudos, Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Editora Insular. 160 p.
- Dechoum, M.S. & Ziller, S.R. 2007. Planos de ação para controle de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação. **Anais do Congresso Latino Americano de Parques Nacionais y Otras Áreas Protegidas**. CD-ROM.
- Dechoum, M.S.; Ziller, S.R.; Chaves, R.R. & Plucenio, R.M. 2011. Invasive alien species management: defining control protocols in Brazil. **Proceedings of the 2nd World Conference on Biological Invasions and Ecosystem Functioning**. 94p.
- Falkenberg, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, 28: 1-30.
- Fischer, M.L. & Colley, E. 2005. Espécie invasora em reservas naturais: caracterização da população de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Molusca – Achatinidae) na Ilha Rasa, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, 5: 1-18.
- Foxcroft, L.C.; Richardson, D.M. & Wilson, J.R.U. 2008. Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. **Environmental Management**, 41: 32-51.
- Fusverk, R.C. 2002. **Diagnóstico ambiental e proposta de otimização e planejamento subsidiários ao programa de gerenciamento costeiro integrado da bacia hidrográfica do Rio Ratones, Ilha de Santa Catarina (SC, Brasil)**. Tese (Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas), Universidade Federal de Santa Catarina. 173p.
- Gunn, C.R.B.; Katz, C.; Bradley, S.; Dennis, J.V. & Zies, P. 1997. The Drifting Seed, 3(1): 1-10.
- Instituto Hórus. 2011. **Base de dados nacional sobre espécies exóticas invasoras**. <http://i3n.institutohorus.org.br> (Acesso em 30 de outubro de 2011).
- Jørgensen, R. & Kollmann, J. 2009. Invasion of Coastal Dunes by the Alien Shrub *Rosa rugosa* is Associated with Roads, Tracks and Houses. **Flora**, 204: 289-297.
- Kaufman, R. & Kaufman, W. 2007. **Invasive plants: a guide to identification and the impacts and control of common north American Species**. Stackpole Books. 459 p.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**, 16: 199-204.
- Krebs, C. J. 1989. **Ecological methodology**. Harper & Row. 654 p.
- Leão, T.C.C., Almeida, W.R.; Dechoum, M. & Ziller, S.R. 2011. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas**. Cepan, 101p.
- Levine, J.M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local processes to community pattern. **Science**, 288: 761-63.
- Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos**, 87: 15-26.
- Lombardi, D. 2009. **Zona de amortecimento: principal estratégia na contenção de ambientes descaracterizados e invasão de espécies vegetais exóticas na Estação Ecológica de Carijós**. Relatório Final de Estágio (Graduação em Engenharia Agrônoma). Universidade Federal de Santa Catarina. 131p.
- Lonsdale, W.M. 1999. **Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility**. **Ecology**, 80(5): 1522-1536.

- Mabberley, D.J. 2008. **Mabberley's plant-book - a portable dictionary of plants, their classification and uses**. Cambridge University Press, Cambridge. 1021 p.
- Marco, D.E.; Paez, S.A. & Cannas, S. 2002. A. Species invasiveness in biological invasions: a Modeling Approach. **Biological Invasions**, 4: 193-205.
- Mário, H.F.S.; Franco, D. & Guimarães, S.C. 2006. Contribuição ao estudo da dinâmica de marés e correntes na Baía de Florianópolis. **Seminário e Workshop em Engenharia Sanitária**. CD-ROM.
- Martínez, M.L & Psuty, N.P. 1998. **Coastal dunes: ecology and conservation**. Ecological Studies, vol. 171. Springer. 386 p.
- Nakanishi, H. 1988. Dispersal Ecology of the Maritime Plants in the Ryukyu Islands, Japan. **Ecological Research**, 3: 163-173.
- Rejmánek, M.; Richardson, D.M.; Pysek, P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: Van der Maarel E. (ed.). **Vegetation ecology**. Blackwell Science. 373p.
- Richardson, D.M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, F.; Panetta, F.R. & West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, 6: 93-107.
- Richardson, D.M. & Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and Distributions**, 17: 788-809.
- Rosa, S.D. 2004. **Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de restinga, estado do Paraná, Brasil: ecologia da comunidade e dispersão de sementes**. Tese (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Paraná. 128p.
- Sakai, A.K.; Allendorf, F.W.; Holt, J.S.; Lodge, D.M.; Molofsky, J.; With, K.A.; Baughman, S.; Cabin, R.J.; Cohen, J.E.; Ellstrand, N.C.; McCauley, D.E.; O'Neil, P.; Parker, I.M.; Thompson, J.N. & Weller, S.G. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32: 305-332.
- Sanches, J.H.; Magro, T.C. & Silva, D.F. 2007. Distribuição espacial de *Terminalia catappa* L. em área de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. CD-ROM.
- Sanches, J.H. 2009. **Potencial invasor do chapéu-de-sol (*Terminalia catappa* L.) em área de restinga**. Tese (Mestre em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz. 84p.
- Simberloff, D. 1999. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 40: 81-102.
- Scherer-Widmer, M. 2001. Dune revegetation with native species of restinga on the southern coast of Brazil. **Journal of Coastal Research**, 34: 593-596.
- Souza, M.L.D.R.; Falkenberg, D.B.; Amaral, L.G.; Fronza, M.; Araújo, A.C. & Sá, M.R. 1991/1992. Vegetação do Pontal da Daniela, Florianópolis, SC, Brasil. I. Levantamento florístico e mapa fitogeográfico. **Insula**, 21: 87-117.
- Tang, C.K. 2012. **Malaysia's weather data**. Building energy efficiency technical guideline for passive design. 30p.
- Thomson, L.A.J. & Evans, B. 2006. ***Terminalia catappa* (Tropical Almond)**. Species profiles for pacific island agroforestry: permanent agriculture resources. 20p.
- Weiss P.W. & Noble, I.R. 1984. Status of coastal dune communities invaded by *Chrysanthemoides monilifera*. **Australian Journal of Ecology**, 9: 93-98.
- Zar, J.H. 1974. **Biostatistical analysis**. Englewood Cliffs, N.J. Prentice-Hall. 620p.