

SOBRE A DEFINIÇÃO DA ZONA DE APICUM E SUA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA PARA POPULAÇÕES DE CARANGUEJO-UÇÁ *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763)

Anders Jensen Schmidt¹ / Carlos Emílio Bemvenuti² / Karen Diele³

RESUMO

Existem controvérsias sobre a nomenclatura e a delimitação da zona de transição entre o manguezal e a terra firme, comumente conhecida por apicum. Essa zona vem sendo ocupada por atividades como carcinicultura e extração de sal e pouco se sabe a respeito dos seus impactos sobre a biota do manguezal. Este estudo descreve a vegetação e os parâmetros abióticos ao longo de transversais, em seis áreas de manguezal do Nordeste do Brasil, incluindo a zona de transição, cada qual com um diferente padrão de zonação. Adicionalmente, determina a distribuição espacial do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* ao longo das zonas. Dada a falta de nomenclatura adequada, propõe-se que o chamado apicum deva ser considerado um tipo particular de manguezal herbáceo que, junto com as feições lavado, manguezal arbóreo e ecótono arbustivo constituem o ecossistema manguezal. Foi observado que o recrutamento de *U. cordatus* ocorre próximo ao limite entre o manguezal arbóreo e o herbáceo. O aumento do nível médio relativo do mar implica no deslocamento da zona de recrutamento em direção a terra firme, e qualquer obstáculo compromete esse processo. Portanto, para que a renovação dos estoques deste caranguejo não seja impedida e para evitar impactos socioeconômicos negativos sobre as populações tradicionais dependentes deste recurso pesqueiro, a ocupação de zonas de manguezal herbáceo por empreendimentos econômicos não deve ser permitida.

Palavras-chave: Carcinicultura, distribuição espacial, elevação do nível do mar, manguezal, planície hipersalina.

ABSTRACT

On the definition of the apicum zone and its ecological importance for populations of the mangrove crab *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763)

There are controversies over the nomenclature and delimitation of the transition zone between mangrove and hinterland, commonly known as apicum in Brazil. This zone is increasingly used for shrimp farming and salt mining, but the impact of such land-use-changes on the mangrove biota is not well understood. This study describes the vegetation and abiotic parameters along transects in 6 mangrove areas at Northeast region of Brazil, including the transition zone, each with a different zonation pattern. Furthermore the spatial distribution of the mangrove crab *Ucides cordatus* along the zones is determined. Given the lack of an adequate nomenclature and consensus about them, here we propose that the so-called apicum (in English: salt flat) is considered as herbaceous mangrove which, together with the mud flat, arboreous mangrove and the shrubby ecotone, forms the mangrove ecosystem. It was observed that recruitment of *U. cordatus* occurs at the boundary of arboreous and herbaceous mangrove. A future increase in mean relative sea level would probably result in a displacement of this recruitment zone further up towards the hinterland and any obstacles, i.e. land use changes, would hamper this process. Therefore, to avoid the obstruction of the renewal of populations of these crabs and to avoid negative socioeconomic impacts on traditional populations dependent on this fishery resource, the occupation of herbaceous mangrove zones for economic undertakings should not be allowed.

Key words: Mangrove, sea level rise, shrimp farming, spatial distribution, salt flat.

¹Doutorando em Oceanografia Biológica da FURG, Bolsista da CAPES; Biólogo do Projeto Manguezal/ Base Avançada do CEPENE em Caravelas-BA. E-mail: andersmangue@gmail.com

²Professor do Instituto de Oceanografia da Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

³Edinburgh Napier University, School for Life, Sport and Social Sciences.

INTRODUÇÃO

O manguezal apresenta zonas bem definidas cuja existência pode ser explicada principalmente por fatores geomorfológicos (erosão e progradação), climáticos (pluviosidade e drenagem terrestre) e por gradientes físico-químicos (inundação e salinidade) (SMITH III, 1992; WOODROFFE, 1992). Particularmente, a zona menos inundada do manguezal, na transição para a terra firme, é normalmente desprovida de vegetação arbórea. A nomenclatura utilizada para essa zona de transição é um típico caso em que um nome popular sobrepõe um nome científico. No Brasil, essa zona é comumente chamada de apicum, termo derivado da palavra *apecu*, originária da língua indígena Tupi e que significa língua de areia ou coroa de areia (SILVA, 1965; BUENO, 1983; CUNHA, 1999). Em alguns locais, o apicum também é conhecido como salgado. O termo indígena apicum tornou-se tão consagrado que hoje é foco de polêmica até mesmo na legislação ambiental brasileira. Como quase todo nome popular, o termo apicum é interpretado de diferentes maneiras ao longo da costa brasileira, o que levou pesquisadores e legisladores a criarem suas próprias definições. Na literatura científica internacional, essa zona de transição é normalmente chamada de *salt flat* (SOARES, 2009; CHAVES et al., 2010), em geral traduzido por cientistas brasileiros como planície hipersalina (COELHO-JR., 2010; CHAVES et al., 2010). Ambos os nomes são uma referência à alta salinidade da água intersticial que, em muitas localidades, ocorre nessa zona devido à evaporação da água remanescente no substrato, após a preamar de sizígia, aliada a uma baixa pluviosidade. No Brasil, o termo popular indígena é frequentemente utilizado tecnicamente e pesquisadores e legisladores também adotaram a alta salinidade como uma característica dos apicuns (UCHA; HADLICH; CELINO, 2008; HADLICH; UCHA; CELINO, 2008; BRASIL, 2012), apesar de o significado original dessa palavra (SILVA, 1965; BUENO, 1983; CUNHA, 1999) e a percepção da população tradicional (PELLEGRINI, 2000; DE JESUS; HADLICH, 2009) não fazerem menção a essa particularidade. Os limites de inundação pela maré também vêm sendo utilizados como critério. Maciel (1991) propõe que os limites da zona de apicum sejam estabelecidos pelo nível médio das preamares de sizígia (limite inferior) e o nível das preamares de sizígia equinociais (limite superior). Outros autores (SOARES et al., 2008; SOARES, 2009) adotam o conceito de Hutchings e Saenger (1987), no qual o limite inferior da planície hipersalina coincide com o nível médio de preamar de quadratura. Soares (2008) ressalta que, na verdade, as florestas

chegam a estender-se até níveis um pouco acima desse limite, que são atingidos por marés mais altas de quadratura. Por sua vez, alguns pesquisadores referem-se aos apicuns como marismas tropicais, definidos como planícies hipersalinas vegetadas por espécies herbáceas resistentes ao sal, que ocorrem em áreas alagadas apenas duas vezes por mês, por marés de sizígia (COSTA; IRIBARNE; FARINA, 2009). Mais recentemente, os termos apicum e salgado, para muitos considerados sinônimos (MACIEL, 1991; NASCIMENTO, 1999; SCHAEFFER-NOVELLI, 1999; SCHMIDT, 2006; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012), passaram a ter diferentes significados no Substitutivo do Senado ao Projeto de Lei da Câmara nº 30, de 2011 (nº 1.876, de 1999, na casa de origem) (BRASIL, 2012), que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. De acordo com essa proposta de instrumento legal, “salgado ou marismas tropicais hipersalinos são áreas situadas em regiões com frequência de inundações intermediárias entre marés de sizíguas e de quadratura, com solos cuja salinidade varia entre 100 e 150 partes por 1.000, onde pode ocorrer a presença de vegetação herbácea específica”. Ainda define apicum como “áreas de solos hipersalinos situadas nas regiões entremarés superiores, inundadas apenas pelas marés de sizíguas, que apresentam salinidade superior a 150 partes por 1.000, desprovidas de vegetação vascular”. Apesar das incongruências quanto à definição e delimitação, a maior parte dos pesquisadores reconhece a importância ecológica do apicum e considera-o uma feição do ecossistema manguezal (BIGARELLA, 1947; MACIEL, 1991; NASCIMENTO, 1999; SCHAEFFER-NOVELLI, 1999; PELLEGRINI, 2000; PORTUGAL, 2002; SCHMIDT, 2006; SOARES, 2008; CHAVES et al., 2010; COELHO-JR., 2010; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012), de modo que deveria ser considerado Área de Preservação Permanente (ver instrumento legal supracitado). Talvez a maior importância do apicum esteja no fato de poder impedir a redução da área ocupada pelos manguezais, com o aumento do nível médio relativo do mar. É sabido que os apicuns chegaram a ser colonizados por espécies arbóreas, quando o nível do mar era mais alto, o que é indicado por vestígios de matéria orgânica e conchas de ostras em camadas inferiores do substrato (NASCIMENTO, 1999; UCHA; HADLICH; CELINO, 2008; HADLICH; UCHA; CELINO, 2008). Ainda é discutido como se deu esse antigo assoreamento do manguezal. Bigarella (1947) propõe que o assoreamento do manguezal se dá pela deposição de areias finas (entre 0,062 mm e 0,125 mm) durante a preamar, enquanto os resultados de Ucha, Hadlich e Celino (2008) indicam que o sedimento arenoso é originário da erosão das encostas

adjacentes. Atualmente, o aumento do nível médio relativo do mar é uma realidade na costa brasileira (MESQUITA, 2000; LARA et al., 2002; HARARI et al., 2004; SOARES, 2009) e observa-se uma tendência de expansão da área ocupada por espécies arbóreas do manguezal em direção a terra firme, através da zona de apicum, em contraponto à erosão na margem na beira do canal (LEBIGRE, 1999; OLIVEIRA et al., 2000; PELLEGRINI, 2000; LARA et al., 2002; PORTUGAL, 2002; SOARES, 2009). Soares (2006) considera o apicum como uma zona-tampão para a floresta contra mudanças geomorfológicas e hidrológicas. Os apicuns também estão conectados ao manguezal arbóreo pelo fluxo de nutrientes. Segundo Nascimento (1999), caranguejos do gênero *Uca*, ao escavarem galerias nos apicuns, removem o sedimento das camadas inferiores para a superfície, sendo seus nutrientes transportados para o manguezal adjacente pela drenagem da água da chuva. Similarmente, no sedimento de planícies hipersalinas australianas, foram identificadas espécies de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, nutriente que pode ser lixiviado ou levado pela maré vazante para os manguezais adjacentes, enriquecendo-os (PALING; MCCOMB; PATE, 1989; PALING; MCCOMB, 1994; PALING; HUMPHREYS; MCCARDLE, 2003). O mesmo pode acontecer em manguezais brasileiros, visto que Schmidt (2006) identificou cianobactérias da família Nostocaceae crescendo sobre troncos de mangues mortos em apicuns.

Apesar da importância dos apicuns, ainda existem poucos estudos que contribuem para uma definição apropriada e para determinar os padrões de distribuição da biota ao longo dessa zona. Essa carência tem dado margem a questionamentos feitos por indivíduos que defendem, fora da literatura científica, que o apicum não consiste numa zona do manguezal e que, portanto, poderia estar sujeito à exploração para atividades como carcinicultura e exploração de sal marinho. Zonas de apicum vêm sendo ocupadas por empreendimentos de carcinicultura e salinas, em vários locais do Brasil (CREPANI; MEDEIROS, 2003; HADLICH; UCHA; CELINO, 2008; DE JESUS; HADLICH, 2009), gerando notórios impactos ecológicos e socioeconômicos (NASCIMENTO, 1999; SCHAEFFER - NOVELLI, 1999; PORTUGAL, 2002; MEIRELES et al., 2007; OLIVEIRA; MATTOS, 2007; ABREU et al., 2011; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Uma espécie que potencialmente pode ser afetada por impactos sobre a zona de apicum é o caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) cujo recrutamento, aqui definido como o número de indivíduos que, após assentar, sobrevive até ser detectado pela primeira vez em uma amostragem (KEOUGH; DOWNES, 1982; BERTNESS

et al., 1992), ocorre em zonas menos inundadas do manguezal (DIELE, 2000; SCHMIDT, 2006; SCHMIDT; DIELE, 2009; SCHMIDT et al., 2009). Esta espécie apresenta grande importância socioeconômica no Brasil, particularmente para populações tradicionais de coletores (GLASER; DIELE, 2004); é uma espécie-chave para o ecossistema manguezal, visto que consome grande parte da serapilheira dos mangues (NORDHAUS; WOLFF; DIELE, 2006) e teve seus estoques reduzidos por ocorrências de mortalidade em massa, ao longo da costa brasileira (SCHMIDT, 2006; SCHMIDT; THEIL; GALLI, 2008), ligada a uma doença cujo agente causador é o fungo *Exophiala cancerae* de Hoog, Vicente, Najafzadeh, Badali, Seyedmousavi e Boeger (ORÉLIS-RIBEIRO et al., 2011).

Este estudo tem como objetivos: (i) caracterizar diferentes padrões de zonação do manguezal, incluindo sua zona de transição para terra firme, presentes em Caravelas, Sul da Bahia; (ii) propor uma definição mais adequada das zonas do ecossistema manguezal; (iii) determinar a distribuição espacial do caranguejo *U. cordatus* ao longo dos padrões de zonação; e (iv) discutir os possíveis impactos da ocupação da zona de transição sobre a população de *U. cordatus*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido no estuário de Caravelas, extremo sul da Bahia (17°45'45.0, 039°13'48.0), que apresenta a maior parte dos manguezais protegidos pela Reserva Extrativista do Cassurubá. A temperatura média anual do ar é de 24 °C, com valores mais baixos ocorrendo em julho (inverno austral: 21,9 °C) e mais altos em fevereiro (verão austral: 26,3 °C) (GOMES-SOBRINHO, 2008). A precipitação é mais alta em novembro (195,3 mm) e mais baixa em agosto (57,3 mm), apresentando valores intermediários em junho (83,1 mm) (GOMES-SOBRINHO, 2008). As marés são semidiurnas, com amplitudes entre 0,5 m e 2,5 m. O estuário é principalmente influenciado por águas oceânicas (LESSA; CIRANO, 2006). Estudos anteriores registraram salinidade média e temperatura da superfície da água de, respectivamente, $37,5 \pm 0,19$ e $29,4 \pm 0,14$ °C, no verão, e $32,5 \pm 1,86$ e $23,0 \pm 0,06$ °C no inverno (TRAVASSOS et al., 2006). Foram realizadas amostragens em seis áreas de manguezal, com cerca de 500 m de extensão, na interface com a terra firme: Terminal de Barcaças da Fibria, Rio das Salinas, Rio do Macaco, Rio Massangano, Sítio Francisca Lopes e Iate Clube (Figura 1). As áreas situam-se em diferentes partes do estuário, cerca de 4 km umas das outras, e foram escolhidas por apresentar

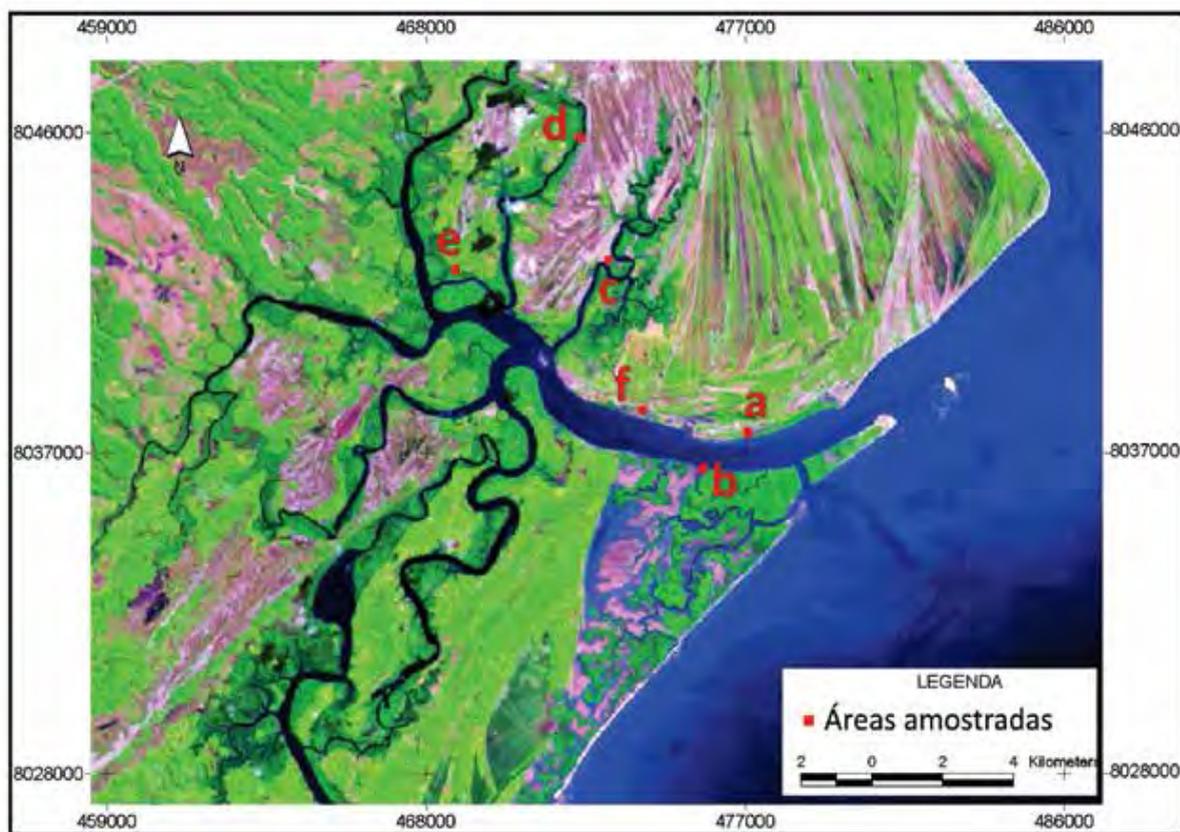


Figura 1 – Região estuarina de Caravelas com indicação das áreas de amostragem: (a) Manguezal do terminal de barcaças da Fibria (padrão I); (b) Manguezal do Rio das Salinas (padrão II); (c) Manguezal do Rio do Macaco (padrão III); (d) Manguezal do Rio Massangano (padrão IV); (e) Manguezal do Sítio Francisca Lopes (padrão V); (f) Manguezal do late Clube (padrão VI).
Fonte: Imagem Landsat extraída do site (<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/>), da Universidade de Maryland (EUA).

padrões de zonação notoriamente diferentes. Cada área foi caracterizada quanto à extensão das zonas de vegetação, distribuição espacial de *U. cordatus*, disponibilidade de serapilheira, inundação pela maré e parâmetros abióticos.

Padrões de zonação vegetal

Em janeiro de 2007, três transversais aleatórias foram demarcadas, perpendicularmente, da linha de margem do canal até a parte mais interior do manguezal, adjacente a terra firme. Ao longo das transversais, as espécies vegetais presentes foram identificadas e sua altura estimada visualmente, permitindo a delimitação de zonas. A declividade foi medida com um inclinômetro digital com precisão de $0,1^\circ$, sendo tomadas medidas do ângulo de inclinação do terreno a cada 2,5 m. Para traçar o perfil de cada

área, levou-se em conta a média da altura estimada das árvores, extensão e declividade das zonas obtidas nas três transversais.

Distribuição espacial de *U. cordatus*

Em janeiro e fevereiro de 2007, em cada zona, de cada uma das áreas, foram demarcadas aleatoriamente oito parcelas de 2,5 m x 2,5 m ($6,25 \text{ m}^2$). Dentro delas, todas as aberturas de galeria de *U. cordatus* foram contadas e medidas. As medidas de abertura foram transformadas em valores de comprimento de carapaça e estes transformados em largura de carapaça, conforme Schmidt et al. (2008a).

Inundação pela maré

Em março de 2007, durante a maré de sizígia de equinócio, a altura de inundação nas zonas das

áreas de estudo foi estimada por varas de madeira com vidros de 5 ml presos uns sobre os outros, em espiral, mantendo uma distância de 1cm entre as bordas. Após a preamar, a distância da superfície do substrato até a borda do vidro cheio, mais acima, foi medida, para encontrar o valor da inundação no local. Em cada zona foram instaladas três varas com vidros. Em 2008, foi calculado o período e a altura de inundação das zonas durante a preamar média. Para tanto, primeiramente foi calculada, com base na tábua de marés, a altura de preamar média anual (0,8 m, para Caravelas). Cada área teve a inundação pela maré monitorada durante uma preamar de 0,8 m de altura, antes da sizígia, e outra similar após a sizígia, sendo utilizados os valores médios dessas duas estimativas. Para o monitoramento, foram estendidas quatro transversais aleatórias, da terra firme ao canal. Em cada transversal, um observador ficou de plantão durante a maré enchente, registrando o horário em que a água atingia cada uma das zonas. No momento da preamar, em cada uma das zonas, foram realizadas cinco medições da altura da inundação, com uma régua. Na maré vazante, os plantonistas registraram os horários em que cada uma das zonas ficou novamente exposta ao ar. Assim, a variável inundação consistiu no tempo em minutos que a zona ficou submersa durante um período de 12 horas durante uma maré média anual.

Parâmetros abióticos

Em junho de 2007, durante a maré de quadratura, foram sorteados três pontos dentro de cada zona, onde foram cavados buracos até o afloramento da água em seu interior, tendo sido medida sua profundidade. A salinidade da água dentro do buraco foi medida com um refratômetro e, com um termômetro digital, foi medida a temperatura da água, do sedimento na superfície e do ar. Em cada zona também foram sorteados quatro pontos nos quais a consistência do substrato foi medida com um penetrômetro.

Serapilheira disponível

No dia 12 de fevereiro de 2008, quando a altura prevista de preamar foi equivalente à média anual (0,8 m, para Caravelas), foram realizadas estimativas do estoque de serapilheira utilizando um método adaptado de Nordhaus, Wolff e Diele (2006). Em cada uma das zonas, 20 galerias de *U. cordatus* foram marcadas aleatoriamente. Ao redor de cada abertura de galeria, em um raio de 1 m, foi coletada a serapilheira disponível na superfície da lama, sendo o peso úmido obtido com balança digital.

Análises estatísticas

As médias de densidade populacional de caranguejos (indivíduos/m²), largura de carapaça (cm), densidade comercial de caranguejos (indivíduos com largura de carapaça maior ou igual a 6 cm), serapilheira disponível (g/m²), período de inundação (minutos), consistência do substrato (kg/cm²), profundidade do lençol freático (cm), salinidade e temperatura (°C) foram comparadas com a Análise de Variância Unifatorial seguida de Teste de Tukey (HSD). Os resultados dessas análises foram apresentados em letras nos gráficos, de modo que letras diferentes significam diferença significativa entre as médias. Quando os resultados de mais de uma análise foram apresentados em um mesmo gráfico, as letras foram diferenciadas em normais, itálico ou caixa alta (temperatura da lama = letras normais; da água = letras em itálico; do ar = letras em caixa alta). Quando necessário, as médias eram transformadas em raiz quadrada para a homogeneização das variâncias. Todas as médias são apresentadas com seus respectivos valores de erro-padrão, representados nas barras dos gráficos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Padrões de zonação vegetal

Os seis padrões de zonação vegetal identificados são apresentados nas Figuras 2a a 7a, que mostram o perfil topográfico, o nível de preamar equinocial (linha tracejada superior), o nível médio de preamar (linha tracejada inferior), a zonação e a altura da vegetação.

As seis áreas estudadas (Figura 1) apresentaram padrões de zonação bem distintos, apesar de terem em comum uma tendência do aumento do porte da vegetação de terra firme em direção ao canal cujas margens sempre apresentaram zona de *Rhizophora mangle* L. (Figuras 2a a 7a). Seis padrões de zonação foram identificados: Padrão I – presente no Porto da Fibria. Perfil com declividade bem pequena, no qual o bosque de *R. mangle* na margem do canal é seguido por uma zona com predomínio de *Avicennia schaueriana* Stap e Leech de menor porte. Segue-se uma zona relativamente extensa de vegetação herbácea dominada por *Sarcocornia ambigua* (Michx.) Alonso e Crespo (anteriormente denominada *Salicornia gaudichaudiana* Moq.). Já na transição para terra firme, a declividade aumenta e espécimes de *Laguncularia racemosa* L. de pequeno porte começam a aparecer, seguidas de *Dalbergia ecastophyllum* L., *Hibiscus pernambucensis* Arruda e a herbácea *Sporobolus virginicus* L. (Figura 2a), já na transição para mata de restinga.

Padrão II – presente no Rio das Salinas. Perfil com declividade relativamente acentuada no bosque de *R. mangle*, seguido por estreita zona onde coexistem *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa* e, logo após, uma zona de *L. racemosa* e *S. ambigua*. A zona seguinte é dominada pela herbácea *S. virginicus*. Na transição para terra firme, ocorrem espécies típicas de restinga herbácea: *Sesuvium portulacastrum* L., *Fimbristylis cymosa* R. Brown e *Fimbristylis spadicea* (L.) (Figura 3a).

Padrão III – presente no Rio do Macaco. Após a zona de *R. mangle*, com declividade relativamente acentuada, segue-se extensa zona com pequena declividade, com ocorrência de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*. Em seguida, ocorre uma zona onde coexistem *Acrostichum aureum* L. e *L. racemosa* de pequeno porte. A última zona, logo abaixo do talude de terra firme, apresenta a espécie *Cyperus* sp. L. (Figura 4a). Após o talude, começa a ocorrência de restinga arbustiva.

Padrão IV – presente no Rio Massangano. A zona de *R. mangle* na margem do canal vai reduzindo seu porte em direção a terra firme até ser substituída por zona de *R. mangle* anã. Próximo a terra firme, a declividade diminui consideravelmente e ocorre zona de vegetação herbácea constituída por *Eleocharis geniculata* (L.) Roem e Schult, *Paspalum* sp. Swartz e *Triglochin striata* Ruiz e Pavón. Em seguida, a declividade aumenta de novo, ocorrendo zona mista de *Conocarpus erectus* L., *Cyperus* sp. e, próximo ao talude de terra firme, *Annona glabra* L. (Figura 5a). Após o talude, começa a ocorrência de restinga arbustiva.

Padrão V – presente no Sítio Francisca Lopes. Uma zona de *R. mangle* de porte relativamente grande é seguida de uma zona de *R. mangle* anã. Após, ocorre uma zona onde coexistem *L. racemosa* e *A. aureum*, seguida de zona próxima ao talude de terra firme onde ocorre *H. pernambucensis* e *S. virginicus* (Figura 6a). Após o talude, começa a ocorrência de mata de restinga.

Padrão VI – presente no late Clube. Uma zona de *R. mangle* na margem do canal (não amostrada)

é seguida por extensa zona de *L. racemosa* de grande porte. Apenas os últimos 80 m dessa zona foram amostrados. Em seguida, esta zona dá lugar a outra, onde coexistem *A. aureum* e *L. racemosa* de menor porte. Na transição para um brejo, indivíduos esparsos de *L. racemosa* ocorrem junto com *Typha dominguis* Pers. (Figura 7a). Após essa zona começa a ocorrência de um brejo homogêneo de *T. dominguis*.

Nos padrões estudados, logo após a interface entre o manguezal arbóreo e o herbáceo, foram registrados propágulos e plântulas de mangue, não sendo observados mangues mortos ou senescentes.

Serapilheira disponível

Em todos os padrões estudados, exceto o VI, que não foi amostrado até o canal, foi observada menor disponibilidade de serapilheira na zona mais inundada, na margem do canal, onde a correnteza mais forte remove facilmente as folhas, e também nas zonas menos inundadas, onde os mangues são mais raros e para onde a maré transporta menos folhas (Figuras 2d a 7d).

Inundação pela maré

Todas as zonas de todos os padrões estudados foram inundadas durante a preamar de sizígia de equinócio que ocorreu em março de 2007 (Figuras 2a a 7a). Durante a preamar média, o limite superior que foi atingido pela inundação pela maré variou conforme o padrão de zonação. Nos padrões I e II, a maré atingiu o limite entre o manguezal arbóreo e a vegetação herbácea, com presença de, respectivamente, *S. ambigua* e *S. virginicus*. Nos padrões III e IV, a maré atingiu o limite inferior da zona de *L. racemosa* e *A. aureum*. No padrão V, a maré atingiu todas as zonas e no padrão VI, nenhuma das zonas. Excetuando o padrão VI, que não foi inundado pela maré, o tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h sempre aumentou, significativamente, do ecótono em direção à zona de *R. mangle* (Figuras 2e a 7e).

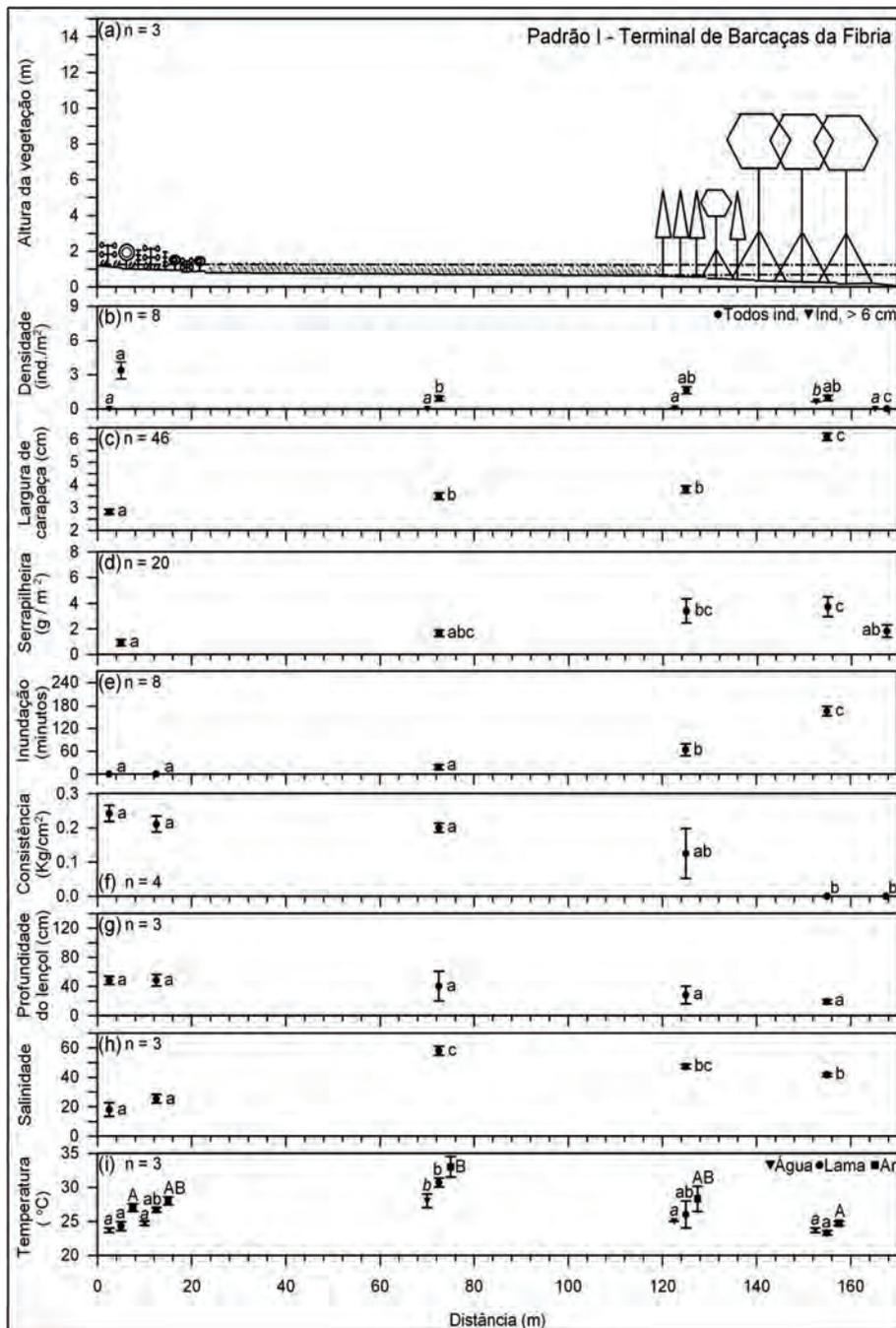


Figura 2 – Caracterização do padrão de zonação I, no Terminal de Barcaças da Fibria: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocial, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

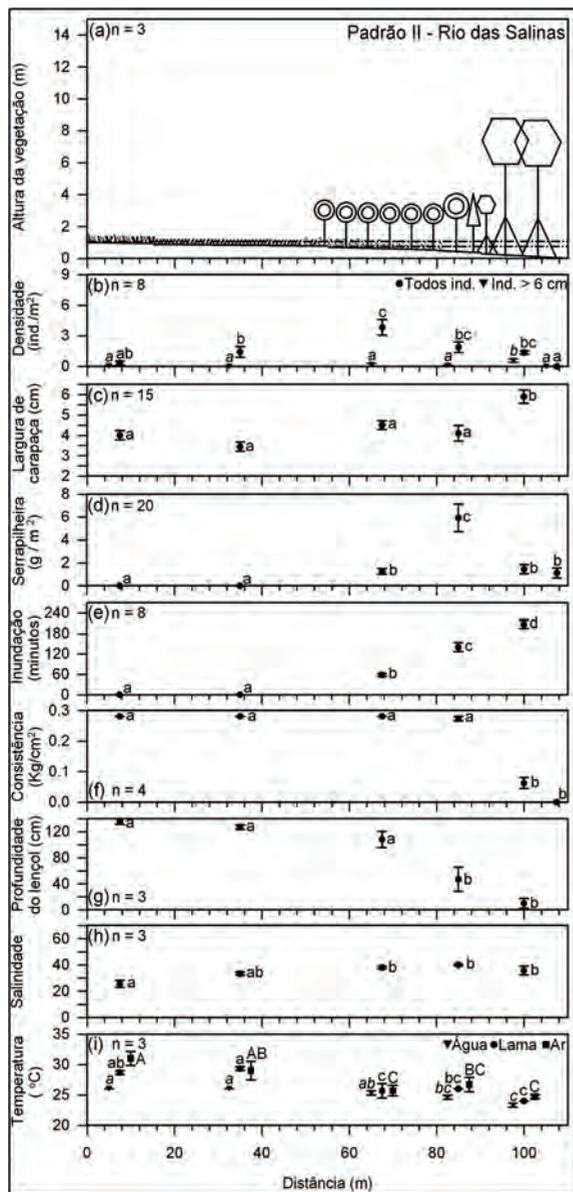


Figura 3 – Caracterização do padrão de zonação II, no Rio das Salinas: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocal, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

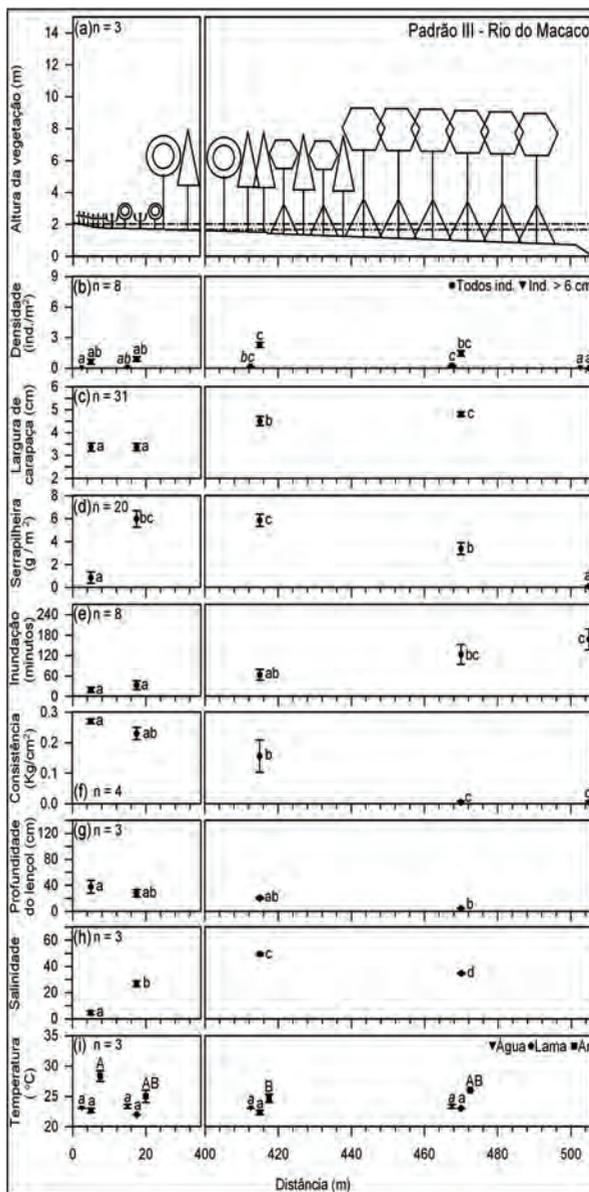


Figura 4 – Caracterização do padrão de zonação III, no Rio do Macaco: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocal, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

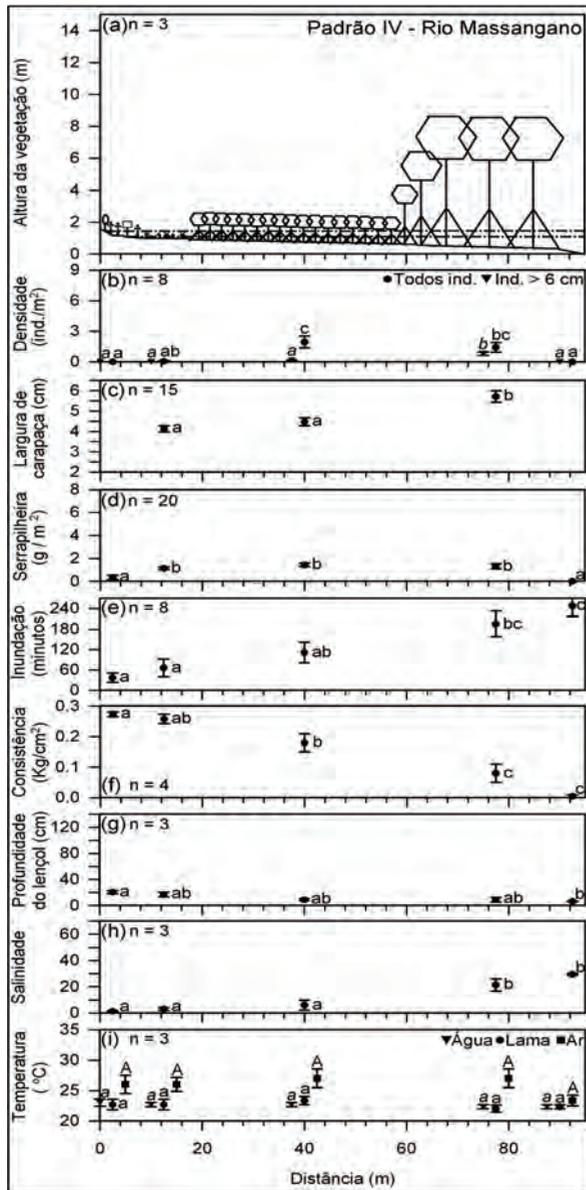


Figura 5 – Caracterização do padrão de zonação IV, no Rio Massangano: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocial, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

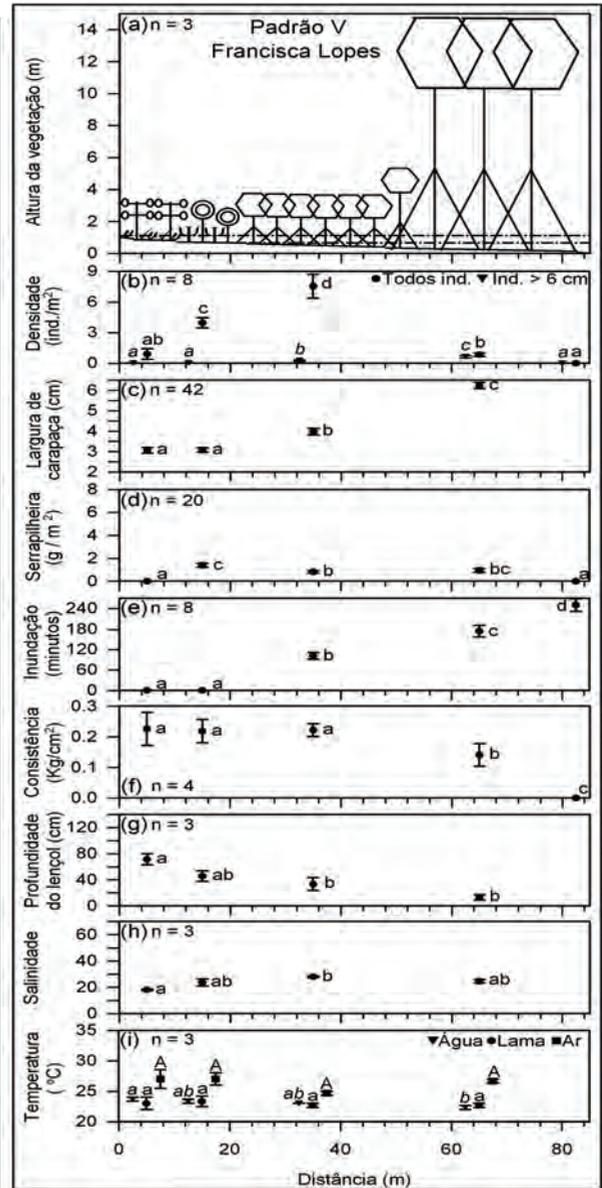


Figura 6 – Caracterização do padrão de zonação V, no Sítio Francisca Lopes: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocial, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

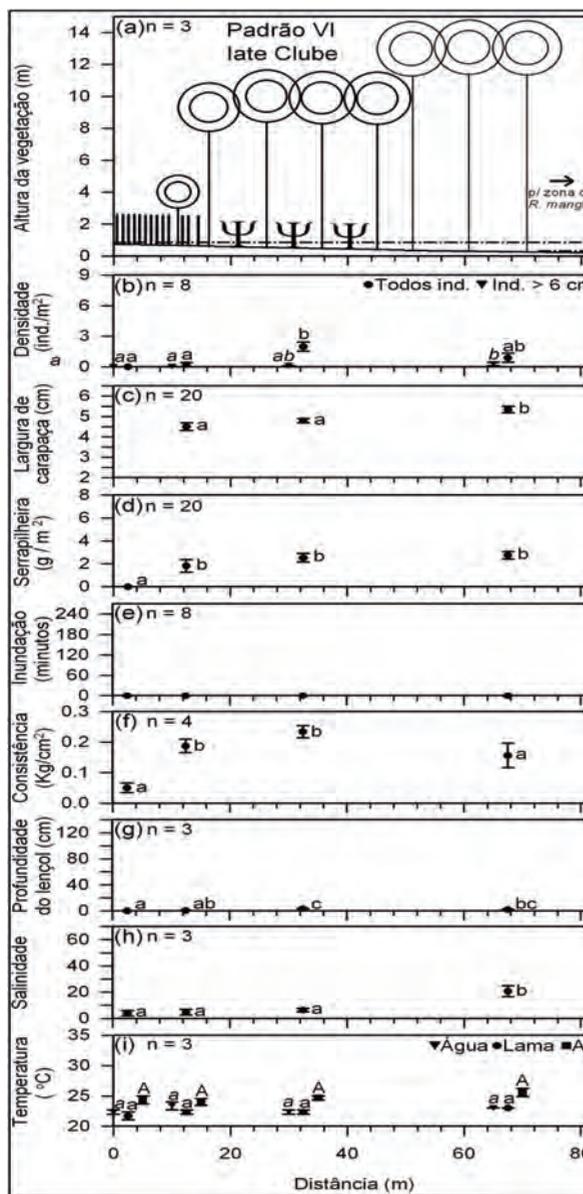


Figura 7 – Caracterização do padrão de zonação VI, no late Clube: (a) Perfil topográfico, nível de preamar equinocial, nível médio de preamar, zonação e altura da vegetação (legenda na Figura 8); (b) Médias da densidade populacional e comercial de *U. cordatus*; (c) Largura média de carapaça; (d) Médias de serapilheira disponível; (e) Tempo médio em que a zona ficou inundada em um período de 12h; (f) Médias de consistência do substrato; (g) Profundidade média do lençol freático; (h) Salinidade média; e (i) Temperatura média da água, da lama e do ar.

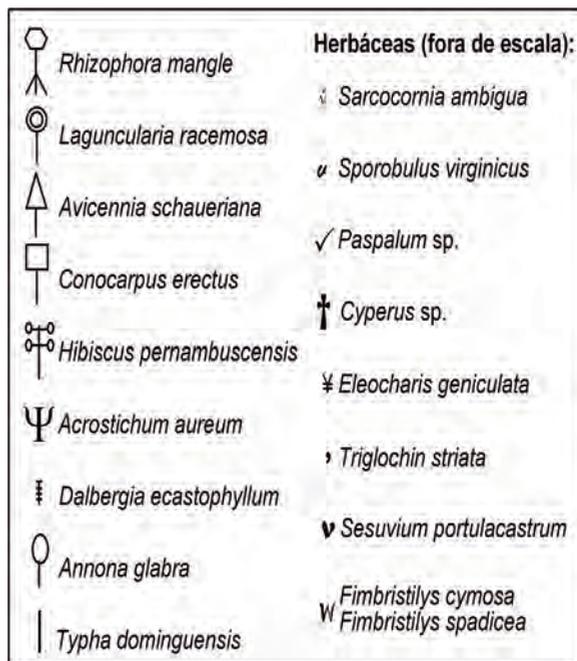


Figura 8 – Legenda das espécies vegetais presentes nos padrões de zonação. Nos gráficos, as espécies herbáceas aparecem fora de escala.

Parâmetros abióticos

Para cada padrão de zonação vegetal são apresentados valores médios de consistência do substrato (Figuras 2f a 7f), de profundidade do lençol freático (Figuras 2g a 7g), de salinidade (Figuras 2h a 7h) e de temperatura (Figuras 2i a 7i). Nessas figuras, as barras acima e abaixo dos marcadores representam o erro-padrão. Nos gráficos das figuras 2i a 7i, que apresentam três parâmetros, as diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$ no Teste HSD de Tukey) são expressas por letras com diferentes formatações (temperatura da lama = letras normais; temperatura da água = letras em itálico; temperatura do ar = letras em caixa alta).

A consistência do substrato e a profundidade do lençol freático tenderam a diminuir da terra firme para o canal (Figuras 2f a 6f e 2g a 6g). Uma exceção ocorreu no padrão VI, no qual a transição do manguezal ocorreu para um brejo e não para a terra firme. Nesse padrão, a consistência do substrato foi maior em zonas intermediárias e o lençol freático foi mais superficial próximo ao brejo (Figuras 7f e 7g). Em todos os padrões, a salinidade da água intersticial foi mais baixa próximo a terra firme ou, no caso do padrão VI, próximo

ao brejo (Figuras 2h a 7h). Notadamente baixa (próxima a zero) foi a salinidade da zona de *Cyperus* sp. (padrão III), das zonas com *A. glabra*, *Cyperus* sp., *C. erectus*, *E. geniculata*, *Paspalum* sp. e *T. striata* (padrão IV) e da zona com *T. dominguensis* (padrão VI). A maior salinidade foi registrada nas zonas intermediárias com presença das plantas herbáceas, particularmente nas zonas de *S. ambigua* ($58 \pm 3,05$, no padrão I, e $40 \pm 0,57$ no Padrão II). No que se refere às espécies arbóreas do manguezal, *A. schaueriana* sempre ocorreu em salinidade mais elevada do que *R. mangle* (padrão I e III). *L. racemosa* ocorreu em zonas com variadas salinidades: desde valores próximos a zero, coexistindo com *T. dominguensis*, até salinidade 40, coexistindo com *S. ambigua* (Figuras 2h a 7h). Em geral, a temperatura da água intersticial, do sedimento e do ar variou pouco ao longo dos padrões de zonação. Apenas nos padrões I, II e III, pode-se notar tendência de maior temperatura nas zonas com vegetação herbácea, desprovidas de vegetação arbórea (Figuras 2i a 7i).

Os resultados mostram que o padrão de zonação do manguezal depende do ambiente adjacente. Segundo Lebigre (1999), existem dois tipos de margens internas de manguezal: um que consiste na transição para brejo e outro que consiste na transição para terra firme, onde normalmente ocorrem os apicuns. No primeiro tipo, sem dúvida, enquadra-se o padrão VI, no qual uma área de manguezal, raramente inundada pela maré, apresentou salinidade baixa, mesmo durante um mês de baixa pluviosidade, devido à presença de um brejo de *T. dominguensis* adjacente. Isso permitiu o desenvolvimento de um bosque de *L. racemosa* de grande porte, espécie de mangue competitivamente superior, em condições de baixa salinidade, aliada a um pequeno período de inundação (CARDONA-OLARTE et al., 2006). Os demais padrões de zonação observados neste estudo têm em comum o fato de incluir uma transição para um ambiente terrestre, no caso, a restinga. Três feições podem ser identificadas nesses padrões: um ecótono arbustivo, entre o manguezal e a restinga, com declividade relativamente alta; um manguezal herbáceo, em uma planície com declividade quase nula (que, dependendo das características, seria denominado apicum por alguns autores) e um manguezal arbóreo localizado próximo ao canal e com declividade maior. Apesar de não ter sido foco deste estudo, o manguezal também pode apresentar zona de lavado, abaixo da zona arbórea, sujeita a maior frequência de inundação e desprovida de vegetação arbórea (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Cada feição estudada apresentou sua própria zonação, decisivamente influenciada pela salinidade do local.

Distribuição espacial da vegetação

No manguezal arbóreo, *R. mangle* sempre dominou nas zonas mais inundadas nas margens dos canais, reduzindo seu porte em direção a terra firme e, em alguns casos, como nos padrões IV e V, chegando a formar uma zona de árvores anãs. Frequentemente, em direção a terra firme, a zona de *R. mangle* dá lugar a uma zona de *A. schaueriana*, como foi observado nos perfis com padrão I, II, III e IV. Esse tipo de zonação é comum no complexo estuarino de Caravelas-Nova-Viçosa (SOARES, 2006; SOARES et al., 2008) e em outras localidades (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; SMITH III, 1992; CHAVES et al., 2010), estando ligado a uma maior tolerância de *A. schaueriana* a salinidades mais elevadas (LOVELOCK; FELLER, 2003). Em salinidades mais baixas, *L. racemosa* pode ocorrer na margem interna do manguezal arbóreo, muitas vezes acompanhada pela samambaia-do-mangue *A. aureum*, como nos padrões II, III e V. Segundo Lebigre (1999), a transição entre a zona de *Rhizophora* e a vegetação herbácea pode ser marcada pela presença de um cinturão de *L. racemosa* de pequeno porte.

O manguezal herbáceo também varia conforme a salinidade. Quando ele não está sujeito à influência de drenagem terrestre, a salinidade da água intersticial torna-se mais elevada e ocorrem espécies herbáceas halófitas como *S. ambigua* e *S. virginicus*, como nos padrões I e II. Quando a planície sofre mais influência da drenagem terrestre, ela é ocupada por espécies como *E. geniculata* e *T. striata*. Aparentemente, o manguezal herbáceo é ausente quando o perfil não apresenta nenhum trecho com declividade próxima a zero, como nos padrões III e IV. Comparado com outros estudos (PELLEGRINI, 2000; CHAVES et al., 2010) que chegaram a encontrar salinidades maiores que 100, a salinidade dos manguezais herbáceos estudados foi relativamente baixa (máxima de 58). A alta pluviosidade da região não explica esse fato, já que as amostragens foram efetuadas em junho de 2007, quando ocorreu em Caravelas uma baixa precipitação ($1,0 \pm 0,6$ mm/24h, segundo o Instituto Nacional de Meteorologia - INMET) comparada à média anual de 2007 ($3,5 \pm 0,6$ mm/24h, segundo o INMET). Assim, o fato de a salinidade dos manguezais herbáceos de Caravelas não ter sido tão alta deve estar ligada a uma temperatura mais baixa em junho de 2007 ($23,8 \pm 0,2$ °C, segundo o INMET) quando comparada à média do verão ($27,9 \pm 0,1$ °C, segundo o INMET) e, conseqüentemente, a uma menor evaporação.

O ecótono arbustivo entre o manguezal e a restinga apresentou sempre salinidade mais baixa do que as demais feições. Em uma salinidade próxima a

zero, como nos padrões III e IV, ocorreram espécies como *Cyperus* sp., *Conocarpus erectus* e *Annona glabra*. Padrões similares de ecótono foram registrados em Cananeia por Coelho-Jr. (2010), que menciona que essas espécies são indicadoras de ocorrência de drenagem terrestre. Na transição para a mata de restinga, em salinidades em torno de 20, como nos padrões I e V, foram encontradas *H. pernambucensis* e *D. ecastophyllum*, assim como exemplares arbustivos de *L. racemosa* nas proximidades. Na transição para a restinga arbustiva, em salinidade 25 (padrão II), ocorreram espécies típicas de restinga – *S. portulacatrum*, *F. cymosa* e *F. spadicea*.

Distribuição espacial de *U. cordatus*

Para cada um dos seis padrões de zonação vegetal identificados, a densidade populacional e a densidade comercial são apresentadas nas Figuras 2b – 7b e a largura média da carapaça de *U. cordatus* nas Figuras 3c – 7c. Nessas figuras, as barras acima e abaixo dos marcadores representam o erro-padrão. Nos gráficos das Figuras 2b – 7b, que apresentam dois parâmetros, as diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$ no Teste HSD de Tukey) são expressas por letras com diferentes formatações (densidade comercial = letras normais; densidade populacional = letras em itálico).

O tempo e a altura de inundação durante a preamar média, nas zonas onde ocorreram os picos de densidade populacional de *U. cordatus*, foram, respectivamente: $58,0 \pm 4,39$ min e $12,7 \pm 1,91$ cm (padrão II); $63,2 \pm 16,22$ min e $14,6 \pm 3,74$ cm (padrão III); $111,1 \pm 30,38$ min e $19,0 \pm 6,02$ cm (padrão IV) e $101,4 \pm 28,12$ min e $11,90 \pm 2,39$ cm (padrão V). Nos padrões I e VI, as zonas de pico de densidade populacional de *U. cordatus* não foram inundadas pela maré (Figuras 2b a 7b). No padrão de zonação I (Porto da Fibria), a maior densidade populacional de *U. cordatus* foi registrada na zona de *L. racemosa*, na transição para a terra firme (Figura 2b). Nos demais padrões estudados, a maior densidade populacional ocorre sempre em zonas intermediárias: *L. racemosa* e *S. ambigua* (padrão II, Figura 3b); *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* (padrão III, Figura 4b); *R. mangle* anã (padrão IV, Figura 5b); *R. mangle* anã (padrão V, Figura 6b) e *L. racemosa* e *A. aureum* (padrão VI, Figura 7b).

O tempo e a altura de inundação nas zonas onde ocorreram a maior densidade comercial e a maior largura média de carapaça de *U. cordatus* foram, respectivamente: $166,0 \pm 12,88$ min e $25,5 \pm 4,88$ cm (padrão I); $207,5 \pm 11,94$ min e $55,0 \pm 5,04$ cm

(padrão II); $123,4 \pm 29,11$ min e $23,3 \pm 6,25$ cm (padrão III); $195,6 \pm 37,36$ min e $31,7 \pm 7,43$ cm (padrão IV) e $174,6 \pm 17,24$ min e $24,95 \pm 1,92$ cm (padrão V). No padrão VI, a zona de *R. mangle* não foi amostrada (Figuras 2a a 7a; Figuras 2e a 7e). A densidade comercial foi inexpressiva nas zonas mais elevadas dos perfis e sempre foi maior na zona de *R. mangle* de maior porte, diminuindo também no talude do canal (Figuras 2b a 7b). A largura média dos caranguejos aumentou de terra firme em direção ao canal, em todos os padrões de zonação, e sempre foi maior na zona de *R. mangle* de maior porte (figuras 2c a 7c). No late Clube (padrão VI), onde a zona de *R. mangle* não foi amostrada, a maior densidade comercial e a maior largura média ocorreram na zona de *L. racemosa* mais alta, mais próxima ao canal (Figuras 7b e 7c).

Os resultados indicam que o recrutamento de *U. cordatus* ocorre principalmente em zonas pouco inundadas do manguezal, mas que apresentam pelo menos uma das espécies de mangue. Nessas zonas, foi registrada a menor largura média de carapaça e a maior densidade populacional média. Esses resultados corroboram estudos realizados na mesma região que encontraram recrutas de *U. cordatus* em zonas com inundações intermediária (DIELE; KOCH, 2010; SCHMIDT, 2012). Três situações foram identificadas.

No atípico caso do padrão VI, a densidade populacional foi muito baixa para realizar qualquer inferência, provavelmente devido à salinidade excessivamente baixa. No caso dos padrões II a V, o recrutamento parece ocorrer em zonas pouco inundadas do manguezal arbóreo. Da zona de inundações intermediária em direção ao ecótono, em geral observa-se uma redução na densidade populacional que pode estar ligada ao pequeno período de inundações, salinidade excessivamente baixa na época chuvosa, dificuldade para construção de galerias no terreno arenoso muito compactado e/ou à profundidade excessiva do lençol freático. As folhas de mangues, importante item alimentar de *U. cordatus*, parecem ser limitantes apenas em condições extremas do gradiente de inundações, onde sua disponibilidade é menor. Em relação à temperatura, embora as amostragens feitas no inverno não tenham detectado muitas diferenças entre as zonas, é possível que no verão, fora do período chuvoso, também seja um fator limitante.

Uma terceira situação foi observada no padrão I, onde a densidade populacional manteve-se relativamente constante no manguezal arbóreo e no manguezal herbáceo, e atingiu seu máximo próximo a exemplares arbustivos de *L. racemosa* associados ao ecótono. Essa distribuição espacial pode estar ligada à

salinidade excessivamente alta do manguezal herbáceo que, próxima ao ecótono, foi reduzida pela drenagem terrestre a níveis mais aprazíveis para *U. cordatus*.

Em todos os padrões de zonação observou-se redução da densidade populacional de *U. cordatus* da zona de seu recrutamento (próximo ao limite entre o manguezal herbáceo e o arbóreo) em direção à zona de *R. mangle*, o que pode estar ligado à competição por espaço e alimento entre caranguejos maiores, predominantes nessa zona, e/ou a uma maior predação por peixes e siris durante o período de inundação mais longo. A densidade quase sempre nula no talude do canal, por sua vez, ocorre devido à impossibilidade de *U. cordatus* permanecer continuamente submerso. Caranguejos do gênero *Ucides* oxigenam periodicamente a água da câmara branquial, elevando o corpo parcialmente fora d'água (JONES, 1984), manobra mais complicada em profundidades maiores.

Definição da zona de apicum

Os seis padrões de zonação descritos neste estudo são apenas uma amostra da variabilidade de zonações possíveis de serem encontradas em manguezais brasileiros, e expressam a dificuldade de se definir a tão discutida zona de apicum. Soma-se a essa dificuldade o fato de, em muitas áreas, a heterogeneidade da topografia fazer com que várias zonações estejam sobrepostas, dificultando a identificação de padrões. Mesmo em perfis relativamente homogêneos, como os deste estudo, fica claro que as definições de apicum atuais não são satisfatórias. Primeiramente, a definição com base em frequência de inundação pela maré (MACIEL, 1991) é ineficaz já que desconsidera a drenagem terrestre e o aporte de água doce de áreas úmidas adjacentes, que podem alterar os padrões de zonação (padrões IV e VI). Para citar um exemplo extremo, baseando-se na frequência de inundação, o padrão VI seria considerado um apicum, já que é alagado apenas durante sizígias. Porém, sabemos que a presença do brejo adjacente reduz a salinidade e permite o desenvolvimento de um bosque de *L. racemosa* de grande porte. Por sua vez, uma definição que condicione os apicuns a zonas hipersalinas (salinidade maior que 100) (BRASIL, 2011) excluiria dessa categoria todas as zonas herbáceas descritas neste trabalho, pelo menos no período de baixa temperatura, em que o estudo foi realizado. Assim, a definição de apicum baseada em salinidade está sujeita a subjetividades, visto que a hipersalinidade pode ser sazonal e ainda variar de acordo com a camada do sedimento. Por exemplo, no padrão II, a herbácea *S. ambigua*, típica de zonas hipersalinas,

coexistiu com *L. racemosa* em uma zona com salinidade 38, indicando que a salinidade da camada superficial do sedimento deve ser mais alta do que a da água do lençol encontrada a 108 cm de profundidade. Da mesma forma, observações pessoais têm identificado em outras áreas de Caravelas *S. ambigua* coexistindo com espécimes de *H. pernambucensis*, típica dos ecótonos com salinidade mais baixa.

Assim, é mais eficaz e simples considerar que o ecossistema manguezal é composto por três feições exclusivas – lavado, manguezal arbóreo e manguezal herbáceo – e o ecótono arbustivo, feição que apresenta características comuns ao manguezal e à restinga. Essas feições são facilmente detectáveis pelas próprias características da vegetação, não sendo necessárias medições de salinidade ou de frequência de inundação. Em condições de baixa pluviosidade e baixa drenagem terrestre, uma zona de baixa declividade pode apresentar hipersalinidade quando, então, passa a consistir em um tipo especial de manguezal herbáceo, com vegetação esparsa ou inexistente: o apicum salgado ou planície hipersalina. O PL da Câmara nº 30, de 2011, considera que o manguezal herbáceo pode ser considerado um marisma tropical. De fato, existem espécies comuns aos dois ambientes, mas essa nomenclatura não é justificável. A Floresta Atlântica, por exemplo, possui áreas com espécies comuns ao Cerrado e à Floresta Amazônica (MÉIO et al., 2003) e nem por isso é chamada por outro nome. Pela conectividade e o dinamismo entre o manguezal arbóreo e o herbáceo, e também para uma gestão mais eficaz, é mais conveniente considerar essas feições como partes de um mesmo ecossistema: o manguezal. Da mesma maneira que em praias arenosas, a zona supralitoral é considerada parte do mesmo ecossistema (COELHO; RAMOS-PORTO, 1980).

Importância do manguezal herbáceo para a população de caranguejo-uçá

A constatação de que o recrutamento de *U. cordatus* ocorre próximo ao limite entre o manguezal arbóreo e o herbáceo é preocupante, pois é crescente a ocupação dessa última zona por empreendimentos como carcinicultura e salinas.

O fato de não terem sido registrados mangues mortos ou senescentes, mas propágulos na interface entre o manguezal arbóreo e o herbáceo, indica que nas áreas estudadas o manguezal arbóreo parece estar se expandindo sobre a zona de manguezal herbáceo. Lara et al. (2002), em um manguezal do estado do Pará, monitoraram a invasão de uma ilha de

apicum por espécies arbóreas do manguezal, de 1972 a 1997, e extrapolaram que em 2035 provavelmente toda a vegetação herbácea será substituída por uma floresta de *Avicennia*. A expansão do manguezal arbóreo dentro do manguezal herbáceo, decorrente do aumento do nível médio relativo do mar, será acompanhada pelo deslocamento da zona de recrutamento de *U. cordatus* em direção a terra firme, sendo que esse processo natural poderá ser obstruído por antropizações como, por exemplo, taludes de tanques de carcinicultura e salinas. Essa obstrução pode comprometer a renovação dos estoques de caranguejo-uçá, gerando impactos socioeconômicos negativos sobre populações tradicionais de coletores. Esse cenário é ainda mais catastrófico se eventos de mortalidade em massa (SCHMIDT; THEIL; GALLI, 2008; ORÉLIS-RIBEIRO et al., 2011) voltarem a ocorrer. A problemática da ocupação dos manguezais herbáceos não se limita a esta espécie. Essa zona também é local de recrutamento do guaiamum *Cardisoma guanhumi* (SCHMIDT et al., 2008b), outro caranguejo de grande importância socioeconômica, que ainda apresenta o agravante de necessitar do manguezal herbáceo para acessar a água do estuário durante migrações reprodutivas, visto que habita o ecótono ou a restinga. Tanto *C. guanhumi* como *U. cordatus* atendem a requisitos básicos para serem consideradas espécies indicadoras (CARIGNAN; VILLARD, 2002). Como discutido anteriormente, a localização das suas zonas de recrutamento e da vegetação presente responderá prontamente às alterações do nível médio relativo do mar. Adicionalmente, *C. guanhumi* e *U. cordatus* são espécies que podem ser monitoradas com relativa facilidade, já que a contagem de indivíduos é facilitada pelo fato de habitarem tocas, e a coleta facilitada pelo fato de as técnicas de captura serem bem conhecidas e aplicáveis por pessoas fora do meio acadêmico.

CONCLUSÕES

É conveniente que apicuns e salgados sejam considerados um tipo particular de manguezal herbáceo que, junto com as feições lavado, manguezal arbóreo e ecótono arbustivo constituem o ecossistema manguezal.

O recrutamento de *U. cordatus* ocorre principalmente em zonas com inundação intermediária, próximas ao limite entre o manguezal arbóreo e o herbáceo. O aumento do nível médio relativo do mar levará a um natural deslocamento dessa zona de recrutamento em direção a terra firme, passando pelo manguezal herbáceo. Nesse cenário, ações antrópicas nessa zona poderão impedir esse processo natural.

A ocupação de zonas de manguezal herbáceo para empreendimentos econômicos não deve ser permitida, para evitar impactos negativos sobre o recrutamento e a reprodução de espécies de caranguejo, que podem gerar impactos socioeconômicos em populações tradicionais.

Este estudo demonstra que, entre os animais presentes no manguezal, os caranguejos comerciais que habitam o limite entre a zona arbórea e a herbácea podem ser propostos como boas espécies indicadoras para o monitoramento de mudanças climáticas globais, que se refletem em alterações do nível médio relativo do mar.

AGRADECIMENTOS

A Clerton Pontes, pelo incentivo na elaboração deste artigo; à Base Avançada do CEPENE em Caravelas, por ter viabilizado este estudo; a Ulisses Scofield e Sandra de Miranda, pela eficiente coordenação e amizade; a José Bernardo de Jesus, Jaqueline de Souza e toda equipe que auxiliou nas amostragens de campo; à Tatiana Gomes, pela ajuda na formatação final do texto. A coautora K. Diele recebeu financiamento do MASTS Pooling Initiative (The Marine Alliance for Science and Technology for Scotland), apoio imensamente agradecido. O MASTS é financiado pelo Scottish Funding Council (grant reference HR09011) e instituições contribuintes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M. C. S.; MATTOS, P.; LIMA, P. E. S.; PADUA, A. D. Shrimp farming in coastal Brazil: Reasons for market failure and sustainability challenges. **Ocean Coast. Manage.**, Oxford, v.54, p.658-667, 2011.
- BERTNESS, M. D.; GAINES, S. D.; STEPHENS, E. G.; YUND, P.O. Components of recruitment in populations of the acorn barnacle *Semibalanus balanoides* (Linnaeus). **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.156: p.199-215, 1992.
- BIGARELLA, J. J. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. **B. Geogr.**, Rio de Janeiro, v.55, p.747-779, 1947.
- BRASIL. Congresso. Senado. Substitutivo do Senado ao Projeto de Lei da Câmara nº 30, de 2011 (nº 1.876, de 1999, na casa de origem). Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: <<http://www.senado.gov.br/atividade/materia/getPDF.asp?t=100772&tp=>>. Acesso em: 1º de mar. de 2012.
- BUENO, F. S. **Vocabulário Tupi-Guarani Português**. São Paulo: Editora Nagy, 1983. 581p.

- CARDONA-OLARTE, P.; TWILLEY, R. R.; KRAUSS, K. W.; RIVERA-MONROY, V. Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 569, n.1, p. 325-341, 2006.
- CARIGNAN, V.; VILLARD, M. A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. **Environ. Monit. Assess.**, Dordrecht, v. 78, p. 45-61, 2002.
- CHAVES, F. O.; GOMES, J. R.; SOARES, M. L. G., DUQUE-ESTRADA, G. C.; ALMEIDA, P. M. M.; OLIVEIRA, V. F. Contribuição ao conhecimento e à conservação da planície costeira de Guaratiba-Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, Itajaí, v. 8, 2010. Disponível em: <www.aprh.pt/rgci/pdf/rgcimang91_Chaves.pdf>. Acesso em: 2 de mar. 2012.
- COELHO, P.A.; RAMOS-PORTO, M. Bentos Litorâneos do Nordeste Oriental do Brasil: I – Povoamentos dos Substratos Móveis. **Bol. Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v. 29, n. 2, p.129-131, 1980.
- COELHO-JR., C. Gradiente de inundação pelas marés e a drenagem terrestre sobre o comportamento da salinidade intersticial de bosque de mangue de Cananeia, São Paulo, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, Itajaí, v. 8, 2010. Disponível em: <www.aprh.pt/rgci/pdf/rgcimang80_Junior.pdf>. Acesso em: 2 de mar. 2012.
- COSTA, C. S. B.; IRIBARNE, O. O.; FARINA, J. M. Human impacts and threats to the conservation of South American salt marshes. In: SILLIMAN, B. R.; GROSHOLZ, E. D.; BERTNESS, M. D. (Eds.). **Human Impacts on Salt Marshes.**, Berkeley: University of California Press, 2009. p. 337-359
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. Carcinicultura em apicum no litoral do Piauí: uma análise com sensoriamento remoto e geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 1541-1548.
- CUNHA, A. G. **Dicionário Histórico das Palavras Portuguesas de Origem Tupi**. São Paulo: Melhoramentos, 5ª edição, 1999. 397p.
- DE JESUS, R. S.; HADLICH, G. M. Apicuns: importância social em Madre de Deus e em Saubara, Bahia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., 2009, Viçosa. **Anais eletrônicos...** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2009. p. 1-14. Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo2/017.pdf>. Acesso em: 2 de mar. 2012.
- DIELE, K. Life history and population structure of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus cordatus* (L.) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté estuary, North Brazil. **ZMT Contribution**, Bremen, n.9, p.1-116, 2000.
- DIELE, K.; KOCH, V. 2010. Comparative Population Dynamics and Life Histories of North Brazilian Mangrove Crabs, Genera *Uca* and *Ucides*. In: SAINT-PAUL, U.; SCHNEIDER, H. (eds.). **Mangrove Dynamics and Management in North Brazil, Ecological Studies 211**. Springer-Verlag, Alemanha, Chap. 18: 275–283.
- GLASER, M.; DIELE, K. Asymmetric Outcomes: Assessing Central Aspects of the Biological, Economic and Social Sustainability of Mangrove Crab Fishery, *Ucides cordatus* (OCYPODIDAE), in North Brazil. **Ecol. Econ.**, Amsterdam, v.49, p.361–373, 2004.
- GOMES-SOBRINHO, T. R. Classificação climática de Caravelas (BA) conforme metodologia de Köppen. **Segmentos**, Teixeira de Freitas, v.1, p.33-50, 2008.
- HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; CELINO, J. J. Apicuns na Baía de Todos os Santos, Bahia: distribuição espacial, descrição e caracterização física e química. In: QUEIROZ, A. F.; CELINO, J. J. (Eds.). **Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2008. p. 59-72.
- HARARI, J.; FRANÇA, C. A. S.; MESQUITA, A. R.; CAMARGO, R. Estimativas e projeções das variações globais do nível médio do mar. In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: PATRIMÔNIO AMEAÇADO, 6., 2004, São José dos Campos. **Resumos...** São José dos Campos: ACIESP, 2004, p.42-43.
- HUTCHINGS, P. A.; SAENGER, P. **Ecology of mangroves**. Brisbane: University of Queensland Press. 1987, 388 p.
- JONES, D. A. Crabs of the mangal ecosystem. In: POR, F. D.; DOR, I. (Eds), **Hydrobiology of the Mangal**, The Hague, W. Junk Publishers, 1984. p. 89-109.
- KEOUGH, M. J.; DOWNES, B. J. Recruitment of Marine Invertebrates: The Role of Active Larval Choices and Early Mortality. **Oecologia**, New York, v. 54(3), p. 348–352, 1982.

- LESSA, G. C.; CIRANO, M. On the Circulation of a Coastal Channel within the Abrolhos Coral-Reef System – Southern Bahia (17°40'S), Brazil. **J. Coastal Res.**, Lawrence, v. 39, p. 450–453, 2006.
- LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. **Oecologia**, New York, v. 134, p.455-462, 2003.
- LARA, R.; SZLAFSZTEIN, C.; COHEN, M.; BERGER, U.; GLASER, M. Implications of mangrove dynamics for private land use in Bragança, North Brazil: a case study. **Journal of Coastal Conservation**, Uppsala, v. 8, p. 97-102, 2002.
- LEBIGRE, J. M. Natural spatial dynamics of mangals through their margins: diagnostic elements. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 413, p.103-113, 1999.
- MACIEL, N. C. Alguns Aspectos da Ecologia do Manguezal. In: Alternativas de Uso e Proteção dos Manguezais do Nordeste. **CPRH, Série Publicações Técnicas**, Recife. p. 9-37, 1991.
- MÉIO, B. B.; FREITAS, C. V.; JATOBÁ, L.; SILVA, M. E. F.; RIBEIRO, J. F.; HENRIQUES, R. P. B. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasil. Bot.**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 437-444, 2003.
- MEIRELES, A. J. A.; CASSOLA, R. S.; TUPINAMBÁ, S. V.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades de carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Mercator**, Fortaleza, v. 6, n.12, 2007.
- MESQUITA, A., Sea level variations along the Brazilian coast: A short review. In. BRAZILIAN SYMPOSIUM ON SANDY BEACHES, 2000, São Paulo. **Anais eletrônicos...** São Paulo: IOUSP, 2000. Disponível em: <<http://www.mares.io.usp.br/praias/praias.html>>. Acesso em: 2 mar. 2012.
- NASCIMENTO, S. A. **Estudo da Importância do Apicum para o Ecossistema Manguezal**. Documento Técnico – Aracaju: ADEMA, 1999. 21f.
- NORDHAUS, I.; WOLFF, M.; DIELE, K. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, London, v. 67, p. 239-250, 2006.
- OLIVEIRA, G. D.; MATTOS, K. M. C. Impactos ambientais provocados pela indústria de camarão no município de Nísia Floresta (RN). **Revista Gerenciais**, São Paulo, v. 6, n. 2, p.183-188, 2007.
- OLIVEIRA, V. F.; SOARES, M. L. G.; PELLEGRINI, J. A. C.; SILVA-JR, C. M. G.; CHAVES, F. O.; CORRÊA, F. M. Dinâmica de comunidade de *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* na interface manguezal/planície hipersalina (Guaratiba-RJ). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5., 2000, Vitória. **Anais...** Vitória: ACIESP, 2000, v. 2, p. 255-261.
- ORÉLIS-RIBEIRO, R.; BOEGER, W. A.; VICENTE, V. A.; CHAMMAS, M.; OSTRENSKY, A. Fulfilling Koch's postulates confirms the mycotic origin of Lethargic Crab Disease. **Anton. Leeuw. Int. J. G.**, Dordrecht, v. 99, n. 3, p. 601-608, 2010.
- PALING, E. I.; McCOMB, A. J.; PATE, J. S. Nitrogen Fixation (Acetylene Reduction) in Nonheterocystous Cyanobacterial Mats from the Dampier Archipelago, Western Australia. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, Collingwood, v. 40, p. 147-153, 1989.
- PALING, E. I.; McCOMB, A. J. Cyanobacterial Mats: A possible nitrogen Source for Arid-Coast Mangroves. **Inter. J. Ecol. Envir. Sci.**, Leiden, v. 20, p. 47-54, 1994.
- PALING, E. I.; HUMPHREYS, G.; McCARDLE, I. The effect of a harbour development on mangroves in northwestern Australia. **Wetl. Ecol. Manag.**, Dordrecht, v. 54, p. 281–290, 2003.
- PELLEGRINI, J. A. C. **Caracterização da planície hipersalina (apicum) associada a um bosque de mangue em Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro-RJ**. 2000. 101f. Dissertação (Mestrado em Ciências) -Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PORTUGAL, A. M. M. **Manguezais de Guaratiba frente à perspectiva de elevação do nível médio relativo do mar, Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro – Brasil**. 2002. 147f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Diagnóstico Sobre Manguezal, Marisma e Apicum do Brasil. Relatório do Projeto de Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha**. Documento Técnico - Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1999. 119f.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, Port Republic, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; ROVAI, A. S.; COELHO-JR, C.; MENGHINI, R. P.; ALMEIDA, R. Alguns impactos do PL nº 30/2011 sobre os manguezais brasileiros. In: Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável (Ed.). **Código Florestal e a Ciência**: O que nossos legisladores ainda precisam saber. Brasília: Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável, 2012. p.18-27.
- SCHMIDT, A. J. **Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA-DECAPODA-BRACHYURA) e dos efeitos de uma mortalidade em massa desta espécie em manguezais do sul da Bahia**. 2006. 149f. Dissertação (Mestrado em Ciências) -Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SCHMIDT, A. J.; DIELE, K.. First field record of mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Ucididae) recruits co-inhabiting burrows of conspecific crabs. **Zoologia**, Curitiba, v. 26, n. 4, p. 792-794. 2009
- SCHMIDT, A. J.; OLIVEIRA, M. A; SOUZA, E. P; MAY, M.; ARAÚJO, S. M. B. Relação entre abertura de galeria e comprimento de cefalotórax do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA-DECAPODA-BRACHYURA). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v. 16, n. 1, p. 56-58, 2008a.
- SCHMIDT, A.J.; OLIVEIRA, M.A; SOUZA, E.P; MAY, M.; ARAÚJO, S.M.B. Estudo comparativo da dinâmica populacional de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA-DECAPODA-BRACHYURA) em áreas afetadas e não afetadas por mortalidade em massa no sul da Bahia, Brasil. **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v. 17, n.1, p.41-64, 2009.
- SCHMIDT, A. J.; RABELO, L.B.; GALLI, O. B. S; THEIL, C. I.; BEMVENUTI, C. E; DE JESUS, J. B. G.; SERAFIM, K. B. Distribuição espacial do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e do guaiamum *Cardisoma guanhumi*, em uma transição de manguezal para restinga em Caravelas /BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 4., 2008, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: IOUSP, 2008b. p.1.
- SCHMIDT, A. J. **Ritmos de acasalamento e habitat de recrutamento do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e suas implicações para a gestão em manguezais de Caravelas, BA**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2012, 206 p.
- SCHMIDT, A. J.; THEIL, C. M. I; GALLI, O. B. S. Estudos preliminares sobre efeitos de uma mortalidade em massa em uma população de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (CRUSTACEA, DECAPODA, BRACHYURA), em Caravelas (Bahia Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v. 16, n.1, p.43-49, 2008.
- SILVA, J. R. **Denominações indígenas na toponímia carioca**. Rio de Janeiro: Livraria Brasileira Editora, 1965, 314p.
- SMITH, T. J. III. Forest structure. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI D. M. (Eds). **Tropical mangrove ecosystems**. Washington DC.: American Geophysical Union, 1992. p.101-136
- SOARES, M. L. G. (Coord.). **Laudo Biológico do Sistema Caravelas – Nova Viçosa com vistas à criação da Reserva Extrativista do Cassurubá. Relatório Técnico Final para o Processo de Criação da Unidade de Conservação**. Documento Técnico – Brasília: IBAMA. 2006. 246f.
- SOARES, M. L. G. A conceptual model for the responses of mangrove forest to sea level rise. **J. Coastal Res.**, Lawrence, v. 56, p.267-271, 2009.
- SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; DUQUE-ESTRADA, G. C.; CAVALCANTE, V. F. C.; PORTUGAL, A. M. M.; BARBOSA, B. Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v. 16, n. 1, p.23-41, 2008.
- TRAVASSOS, M. P.; KRÜGER, G. T.; LOPES, E. B. P.; PINTO, J. A. Hydrochemical Characteristics of the Caravelas River Estuary and Surrounding Seazone, Brazil. **J. Coastal Res.**, Lawrence, v. 39, p. 736-740, 2006.
- UCHA, J. M.; HADLICH, G. M.; CELINO, J. J. Apicum: transição entre solos de encostas e de manguezais. **Revista ETC**, Salvador, p.58-63, 2008. Disponível em: <http://www.nea.ufba.br/apicum/UCHA_ETC2008.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2012.
- WOODROFFE, C. Mangrove Sediments and Geomorphology. In: ROBERTSON, A.I.; ALONGI D. M. (Eds.). **Tropical mangrove ecosystems**. Washington DC.: American Geophysical Union, 1992. p.7-42.