

ESTRUTURA DOS MANGUES EM ÁREAS POUCO ANTROPIZADAS E EM REGENERAÇÃO NO RIO PACOTI, CE

Marta Maria de Almeida Souza¹, Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio²

Resumo

A flora e a estrutura da vegetação de mangue de cinco locais pouco antropizados (PA), três locais em viveiros de camarão desativados há 13 anos (V13) e quatro em salinas desativadas há 23 anos, duas delas assoreadas (A23) e duas não (NA23), no rio Pacoti, CE, foram comparadas, dividindo-se as plantas em três categorias: <1 m de altura, ≥1 m e <1,5 m; e ≥1,5 m. A composição florística não variou entre locais pouco antropizados e em regeneração, sendo representada por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus*. A categoria intermediária contribuiu pouco e foi somada à das plantas maiores. V13 apresentou características de um mangue em desenvolvimento, com densidade maior de plantas ≥1 m (9066 ind. ha⁻¹) e de plantas <1 m (103 ind/m²), área basal menor (7,1 m² ha⁻¹) e dominância de *L. racemosa*, comparado com PA (4383 ind. ha⁻¹, 6 ind/m² e 25 m² ha⁻¹), dominadas por *R. mangle*. Nas NA23, também dominadas por *R. mangle*, os valores foram semelhantes aos de PA (5050 ind. ha⁻¹, 10 ind/m² e 22 m² ha⁻¹), enquanto em A23 o bosque apresentava-se com maior densidade (5766 ind. ha⁻¹ e 10 ind/m²), muito menos desenvolvido (5 m² ha⁻¹), e dominado por *L. racemosa*. A estrutura dos mangues em regeneração há 23 anos nos locais não assoreados indica que este tempo pode ser suficiente para a regeneração em manguezais como o do rio Pacoti.

Palavras-chave: manguezal, regeneração, salina, viveiro.

THE STRUCTURE OF MANGROVES IN ANTHROPIZED AND REGENERATED AREAS AT THE PACOTI RIVER, CE

Abstract

Mangrove woody flora and vegetation structure at five little disturbed sites (LD), three sites regenerating for 13 years after being used for shrimp production (S13) and four sites regenerating for 23 years after being used for salt production, two of them covered and two not covered by sand (S23 and NS23), at Pacoti river, were compared, dividing the plants into three groups: <1m height; ≥1m and <1.5 m; and ≥1.5 m height. The species composition was the same in all sites: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* and *Conocarpus erectus*. The plant group of intermediate height had a small contribution and their data were pooled with those of the tallest group. Characteristics of the S13 mangrove were those of a developing vegetation, with greater density of plants ≥1 m (9066 plant/ha) and <1 m (103 plant/m²), smaller basal area (7.1 m² ha⁻¹) and dominance of *L. racemosa*, compared to the LD mangrove (4383 plant/ha, 6 plant/m² and 25 m² ha⁻¹), dominated by *R. mangle*. Characteristics of the NS23 mangrove (5050 plant/ha, 10 plant/m² and 22 m² ha⁻¹), also dominated by *R. mangle*, were similar to those of LD, while S23 had slightly greater density (5766 plant/ha and 19 plant/m²), a less developed structure (5 m² ha⁻¹) and was dominated by *L. racemosa*. Structural data of NS23 indicate that 23 years may be sufficient for regeneration of mangroves at places similar to Pacoti river when not covered by sand.

Keywords: mangrove, regeneration, salt pans, shrimp producing areas.

¹ Professora do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Regional do Cariri-URCA. E-mail: martaalmeida10@yahoo.com.br;

² Professor do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco-UFPE

Introdução

Perda e fragmentação de habitat são vistos como duas das principais ameaças à biodiversidade terrestre (SOULE, 1991). Há um consenso geral de que áreas de manguezais estão diminuindo no mundo, embora seja difícil estabelecer sua dimensão exata (FIELD, 1997). Os manguezais estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta (CINTRÓN, 1987; SNEDAKER; BROWN, 1981) sendo superados apenas pela floresta montana úmida e pelos recifes de corais (GOLLEY; ODUM; WILSON, 1962). Além de grandes produtores de matéria orgânica e exportadores potenciais dessa matéria para os ecossistemas costeiros, têm um importante papel como habitat essencial para a complementação do ciclo de vida de muitas espécies de animais marinhos, várias de grande valor comercial (HEARD, 1969; ODUM; HEALD, 1972, HEALD; ODUM; TABB, 1974; TURNER, 1977). A eliminação dos manguezais significa a diminuição da diversidade de espécies e da biomassa nos biótopos aquáticos vizinhos, tendo como consequência a redução do rendimento pesqueiro nas zonas costeiras e acima de tudo, da pesca de subsistência (MASTELLER, 1987; KALY; JONES, 1998).

Informações acerca dos aspectos estruturais dos bosques de mangue são limitadas, principalmente em áreas impactadas e em regeneração. Alguns estudos mais recentes estão relacionados à regeneração em clareiras (EWEL et al., 1998; CLARKE; KERIGAN, 2000; SHERMAN; FAHERRY; BATTLES, 2000; REN et al., 2008). Essa falta de informação é crítica, uma vez que os dados estruturais quantitativos auxiliam na compreensão de processos como sucessão, produção primária e resposta dos bosques de mangue ao estresse, tanto de origem natural como antrópica (ADAIME, 1987).

A regeneração dos manguezais poderia ser uma sequência de estágios sucessionais, como comumente ocorre nas florestas tropicais (SWAINE; WHITMORE, 1988). Neste caso, diferenças florísticas poderiam ocorrer ao longo do período de regeneração (CLARCK; KERIGAN, 2000). No entanto, conforme estes autores, a regeneração dos manguezais parece seguir um simples modelo de “substituição direta”, ou seja, as plantas das espécies presentes antes do impacto são substituídas por novas plantas das mesmas espécies. Devido a estas características, Lugo (1980) considerou os manguezais como ecossistemas que possuem uma grande estabilidade e determinou que geralmente alcançam a maturidade entre 20 e 30 anos depois da retirada da vegetação (LUGO; SNEDAKER, 1974; LUGO, 1979).

No Nordeste do Brasil, parte dos manguezais tem sido ocupada por salinas e viveiros de camarão. O Ceará está entre os estados que mais utilizaram este ecossistema para a produção de sal. O mais recente estudo sobre o levantamento dos impactos ambientais em áreas de manguezais no Ceará (MIRANDA; SOUZA, 1998) constatou que 60% dos impactos correspondiam ao desmatamento, sendo 14% e 11% deles para implantação de salinas e viveiros de camarão. Na década de 60, parte da vegetação de mangue do rio Pacoti foi retirada com o objetivo de construção de salinas, com uma área estimada em 11 ha (MACHADO, 1984). Muitas dessas salinas foram desativadas na década de 80, enquanto outras foram aproveitadas para viveiro de camarão e abandonadas na década de 90, criando um mosaico de áreas com manguezal em regeneração há diferentes períodos.

Neste estudo são descritas a estrutura e a composição florística em áreas pouco antropizadas e em áreas em regeneração, nas quais haviam viveiros de camarão e salinas até aproximadamente 13 e 23 anos, respectivamente. Especificamente, foram feitas as seguintes perguntas: a) Existem diferenças florísticas entre as áreas de mangues pouco antropizadas e em regeneração há 13 anos em viveiros e há 23 anos em salinas desativadas? b) Em que se diferencia a estrutura das plantas nas três situações? c) Em 13 e 23 anos, o mangue em regeneração apresenta características semelhantes às de um mangue pouco antropizado?

Material e Métodos

O rio Pacoti nasce na Serra de Baturité e se estende por cerca de 150 km até desembocar no Oceano Atlântico. Seu estuário está localizado a nordeste do estado do Ceará, fazendo parte da área metropolitana de Fortaleza, pertencendo também aos municípios de Euzébio e Aquiraz. Está delimitado pelas coordenadas 3°53'15'' e 3°55'0'' de latitude Sul e 38°22'30'' e 38°26'15'' de longitude Oeste. A área de manguezal cobre cerca de 158 ha da zona estuarina (MIRANDA; MARTINS; SOARES, 1988). É considerada unidade de conservação nas categorias de Área de Proteção Ambiental (Lei N° 25.778 de 15/02/2000) e Corredor Ecológico (Lei 25.777 de 15/02/2000) (MIRANDA; SOUZA, 2000).

Diversos estudos foram realizados no estuário do rio Pacoti, descrevendo-o sob diferentes aspectos ambientais: geologia, geomorfologia e solos (GRANGEIRO, 1983; ARAÚJO; OLIVEIRA, 1992); sedimentologia, hidrologia e hidrodinâmica (PRATA, 1983; MORAIS; MEIRELES, FREIRE, 1988; FREIRE, 1989); clima (CAVALCANTI; TELES, 1983); e vegetação, fauna e ecologia (SILVA; SILVA, 1983; OLIVEIRA; IRVING; LIMA, 1988; FERNANDES, 1990; GURGEL, 1992; SILVA, 1993; OLIVEIRA, 1993; MIRANDA; FRANÇA; COUTINHO, 1994; MIRANDA; SOUZA, 1997; MIRANDA; SOUZA 1998).

O clima da área é equatorial úmido e semi-úmido, com precipitação máxima nos meses de março, abril e junho, correspondendo ao tipo AW na classificação de Köppen. A vegetação lenhosa é composta por *Rhizophora mangle* L. *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechman, *Avicennia germinans* L., *Laguncularia racemosa* Gaerth e *Conocarpus erectus* L. (MIRANDA; FRANÇA; COUTINHO, 1994). Os bosques de mangue do rio Pacoti foram classificados por estes autores como do tipo ribeirinho.

Para a caracterização dos parâmetros fitossociológicos utilizou-se o método de parcelas múltiplas, distribuídas ao longo das estações de amostragem, por ser a metodologia mais difundida nos trabalhos quantitativos realizados em bosques de mangue (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; POOL; SNEDAKER; LUGO, 1975; DIXON; ROBERTSON; DANIEL, 1991; BERNINI; REZENDE, 2004; SILVA; BERNINI; CARMO, 2005). Para determinação das áreas foram utilizadas fotografias áreas de 1968 e 2002, cedidas pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE, além de entrevistas com proprietários e empregados das antigas salinas e viveiros. Em 2003, doze estações de amostragem foram distribuídas, sendo cinco em áreas consideradas pouco antropizadas, sem nenhum sinal de corte de árvores, três em áreas regeneradas em viveiros de camarão desativados há aproximadamente 13 anos e quatro em salinas desativadas há aproximadamente 23 anos, duas destas últimas apresentando processo de assoreamento.

Em cada estação, foram alocadas seis parcelas de três tamanhos: 10 x 10 m, 5 x 5 m e 1 x 1 m, paralelas à margem do rio. Nas parcelas de 10 x 10 m foram medidos todos os indivíduos $\geq 1,5$ m de altura; nas parcelas de 5 x 5 m todos os indivíduos $< 1,5$ m e ≥ 1 m de altura; e nas parcelas de 1 x 1 m foram quantificados todos os indivíduos < 1 m de altura. As medidas foram: 1) dos diâmetros dos caules a uma altura de 1,3 m do nível do sedimento (diâmetro a altura do peito – DAP) para as plantas $\geq 1,5$ m e na base do caule para as plantas $< 1,5$ m e ≥ 1 m, exceto para *Rhizophora mangle* que teve medidas logo acima da inserção do rizóforo mais alto; 2) das alturas totais da parte aérea das plantas, tomadas com um telêmetro Ranging optimer-120 ou uma régua metálica. O material botânico coletado foi identificado de acordo com as normais usuais (MORI et al., 1989) e depositado no herbário Prisco Bezerra (EAC) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Para caracterizar a arquitetura de cada fitocenose analisaram-se: 1) a distribuição de todos os indivíduos no espaço vertical, através de histogramas a intervalo fixo de 1 m; 2) a distribuição diamétrica de todos os indivíduos, através de histogramas a intervalo fixo de 3 cm; 3) a densidade total (DT, plantas/ha); e 4) a área basal total (AB, $m^2 ha^{-1}$). Os parâmetros calculados na caracterização da estrutura de abundância (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 1992) foram: densidade absoluta por espécie (DAe, ind. ha^{-1}), densidade relativa por espécie (DRe, %), frequência absoluta por espécie (FAe, %), área basal por espécie (ABe, $m^2 ha^{-1}$), área basal relativa por espécie (ARE, %) e o índice do valor de importância (IVi, %) que é a soma da densidade, da área basal e da frequência relativas. Os parâmetros fitossociológicos foram calculados utilizando o programa FITOPAC (SHEPHERD, 1995).

A salinidade intersticial foi determinada retirando-se amostras de água com um cilindro plástico com perfurações, enterrado no sedimento. As medidas foram feitas com um refratômetro manual, modelo 10419 da “American Optical Golberg” com escala graduada de 0 a 160‰.

Foi coletado sedimento na camada de 0-40 cm de profundidade para análise granulométrica. As análises foram realizadas no Departamento de Solos da UFC, seguindo método da EMBRAPA (1979).

Para a comparação das três situações de antropização foram feitas análises de variância dos parâmetros da arquitetura da comunidade: alturas média e máxima, diâmetros médio e máximo; densidade total; e área basal total. A mesma análise foi feita para o sedimento e a salinidade. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Resultados e Discussão

A composição florística dos bosques de mangue não variou entre as áreas pouco antropizadas e em regeneração. Foram registradas três famílias, quatro gêneros e cinco espécies, representadas por *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* L., *Avicennia schaueriana* Stapf. & Leechman, *Laguncularia racemosa* (L.) e

Conocarpus erectus L. Estas espécies ocorrem praticamente ao longo de todo litoral brasileiro, até o limite de 29° sul em Santa Catarina, com exceção de *A. germinans* que tem o seu limite sul no Espírito Santo (JIMENEZ; LUGO, 1985). As espécies levantadas confirmam a baixa diversidade florística (SAMPAIO, 1996) e a semelhança com outros mangues do Nordeste (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983). *C. erectus* estava presente apenas em uma parcela da área em regeneração, onde predominava um solo bastante arenoso e com pouca interferência de maré. Esta espécie geralmente ocorre na transição dos manguezais para terrenos mais firmes (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983) e parece não ser adaptada à colonização de áreas impactadas, pois também não apareceu em áreas em regeneração após aterro (SOUZA; SAMPAIO, 2001) e após desativação de salina (DEUS, 2000).

Não havia zonas monoespecíficas, como tem sido reportado em outros mangues (TOMLINSON, 1986). Em todas as áreas, as espécies formavam bosques mistos, mas dominados por uma das espécies. Este padrão de zonação não definido pode ser devido aos canais formados nas construções dos viveiros e salinas, que contribuíram para uma homogeneidade dos fatores ambientais, sobretudo na hidrologia da área, uma vez que cada zonação é modificada pela topografia local, determinada pela hidrografia, e pela composição dos sedimentos (SEMENINK, 1980; 1983).

Os valores médios de área basal, densidade, diâmetros e alturas das plantas $\geq 1,5$ m de altura, nas parcelas não antropizadas foram de 24,0 m² ha⁻¹, 2483 ind. ha⁻¹, 11,2 cm e 9,6 m (Tabela 1). Estes valores foram superiores aos da maioria dos mangues ribeirinhos do Nordeste. Sampaio (1996), em revisão para os manguezais do nordeste, encontrou uma variação na densidade de 890 a 8870 ind. ha⁻¹ e de área basal de 5,8 a 33,0 m² ha⁻¹, mas alguns dos trabalhos listados não descreveram a situação de antropização, dificultando a comparação (SOUZA; SAMPAIO, 2001).

O manguê em regeneração há 13 anos em viveiros apresentou características de um manguê em desenvolvimento, com densidade maior (6238 ind. ha⁻¹) e área basal menor (7,1 m² ha⁻¹) que nas áreas pouco antropizadas.

Os valores estruturais da vegetação com 23 anos de regeneração, nas salinas não assoreadas, foram semelhantes aos da área pouco antropizadas, indicando uma grande capacidade de regeneração. Já nas áreas assoreadas, consequência da construção de uma ponte, o bosque apresentava-se pouco desenvolvido, com baixa área basal e alta densidade, principalmente de plantas com caules finos (<3 cm de diâmetro; Figura 1) e pequenas alturas (<2 m; Figura 2). A grande diferença de estrutura, apesar do mesmo período de regeneração, mostra a importância dos fatores ambientais no crescimento. De acordo com Fernandes (2003), as espécies associadas ao manguezal tendem a se adaptar melhor em solos com alta capacidade de retenção de nutrientes, ao contrário dos solos arenosos que são lavados pela ação das marés. Áreas assoreadas tendem a ter árvores com estrutura reduzida (REBELO-MOCHEL, 2003).

Estrutura de manguezais em regeneração há oito anos foram estudados em Suape, PE (BRAGA; UCHOA; DUARTE, 1989; SOUZA, 1996; SOUZA; SAMPAIO, 2001) e em regeneração há 20 anos no Piauí (DEUS et al., 2000).

Tabela 1 – Estrutura da vegetação lenhosa em diferentes situações de antropização em um manguezal do rio Pacoti, CE.

Variável	Pouco antropizada	Regeneração 13 anos	Regeneração 23 anos, assoreada	Regeneração 23 anos, não assoreada
Indivíduos $\geq 1,5$ m de altura				
Área basal (m ² ha ⁻¹)	24,0a	7,1b	3,5b	21,9a
Densidade (planta/ha)	2483b	6238a	3766ab	3650ab
Diâmetro médio (cm)	11,2a	4,0b	3,0b	8,3a
Altura média (m)	9,6a	3,1b	2,6b	8,8a
Indivíduos < 1,5 m e ≥ 1 m de altura				
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0,9a	0,4b	1,2a	0,6ab
Densidade (planta/ha)	1900ab	2828a	2000ab	1400b
Diâmetro médio (cm)	2,4a	1,3b	2,5a	2,3a
Altura média (m)	1,2a	1,2a	1,1a	1,1a
Indivíduos < 1 m de altura				
Densidade (planta/m ²)	6,0b	102,6a	19,4b	9,9b

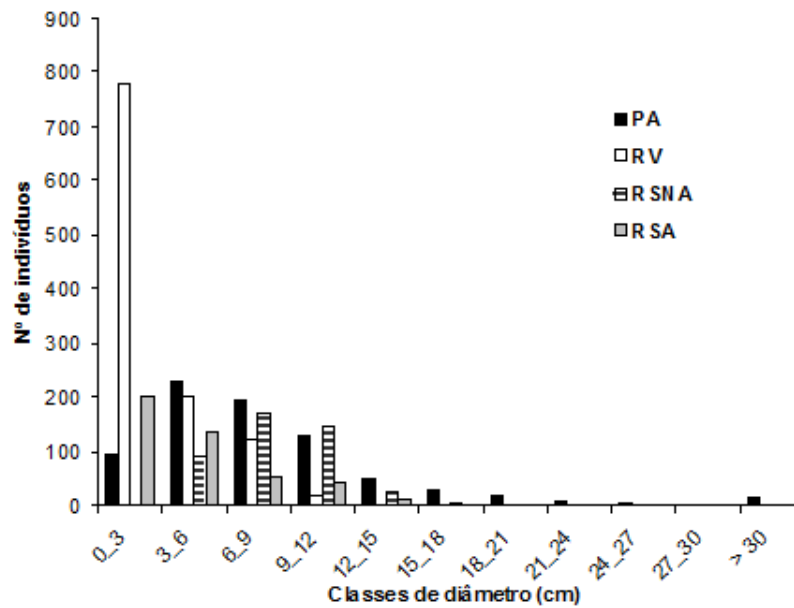


Figura 1 – Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, a intervalo fixo de 3 cm (fechado à esquerda e aberto à direita), em áreas com diferentes situações de antropização (PA= pouco antropizada; RV= em regeneração em viveiro há 13 anos; RSNA= em salinas há 23 anos, não assoreadas; e RSA= em regeneração em salinas há 23 anos, assoreadas), em manguezal do rio Pacoti, CE.

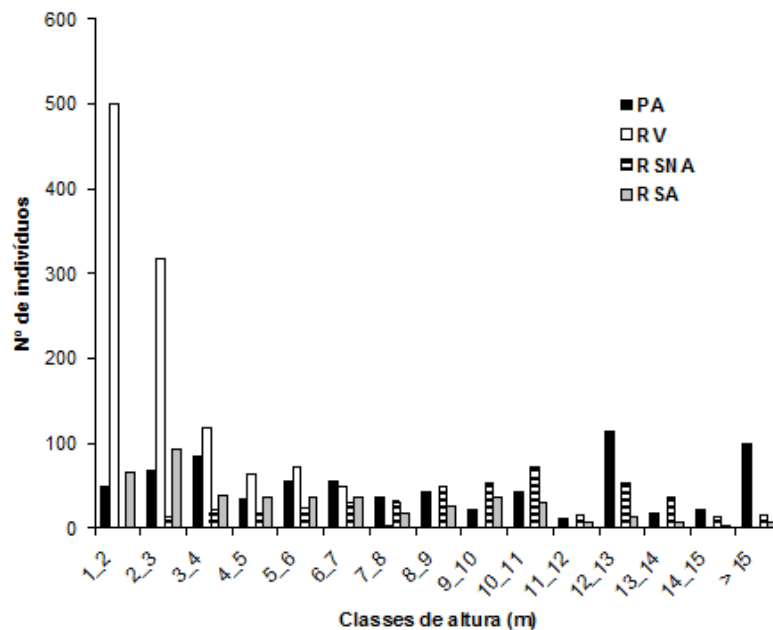


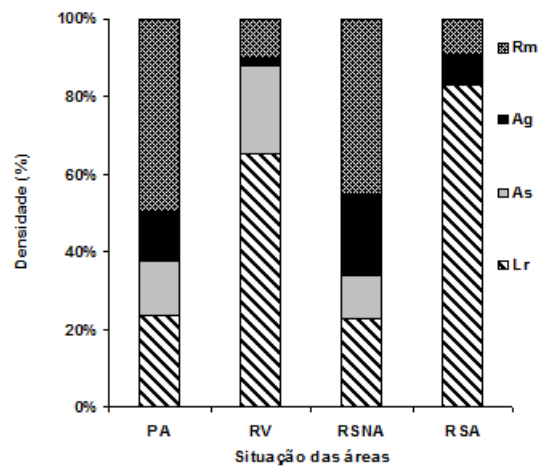
Figura 2 – Distribuição do número de indivíduos por classes de altura, a intervalo fixo de 1m (fechado à esquerda e aberto à direita), em áreas com diferentes situações de antropização, (PA= pouco antropizada; RV= em regeneração em viveiro há 13 anos; RSNA= em regeneração em salinas há 23 anos, não assoreadas; e RSA= em regeneração em salinas há 23 anos, assoreadas) em manguezal do rio Pacoti, CE.

As áreas em regeneração há 13 anos no rio Pacoti mostraram áreas basais maiores e densidades menores que as áreas estudadas por Souza e Sampaio (2001) com oito anos de regeneração. As salinas em regeneração no rio Pacoti há 23 anos apresentaram valores bem superiores ao das estudadas no Piauí, com 20 anos de regeneração, apesar da diferença de apenas três anos. Isto confirma que não só o fator tempo é importante na regeneração, mas também os fatores ambientais.

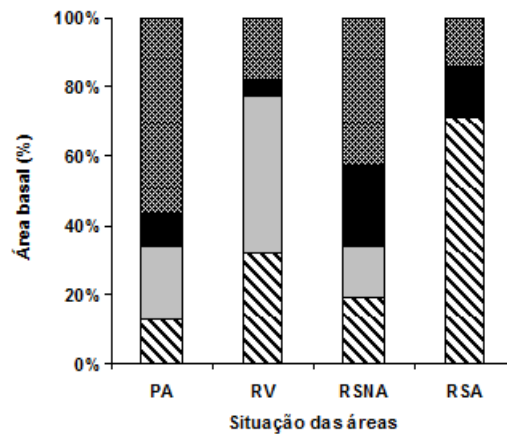
R. mangle apresentou os maiores valores de densidade, área basal e VI nas áreas pouco antropizadas e nas áreas em regeneração há 23 anos, em salinas não assoreadas, enquanto as parcelas com 13 anos de regeneração em viveiro e 23 anos de regeneração em salinas assoreadas foram dominadas por *L. racemosa* (Figura 3). Rebelo-Mochel (2003) encontrou maior estabelecimento de *L. racemosa* que de outras espécies, em áreas assoreadas.

Os indivíduos $< 1,5$ m e ≥ 1 m apresentaram as mais baixas densidades nas áreas pouco antropizadas e nas em regeneração em salinas não assoreadas há 23 anos (Tabela 1), enquanto o menor valor de área basal foi na área com 13 anos de regeneração. Estas áreas com baixos valores de área basal eram dominadas em grande parte por *L. racemosa*.

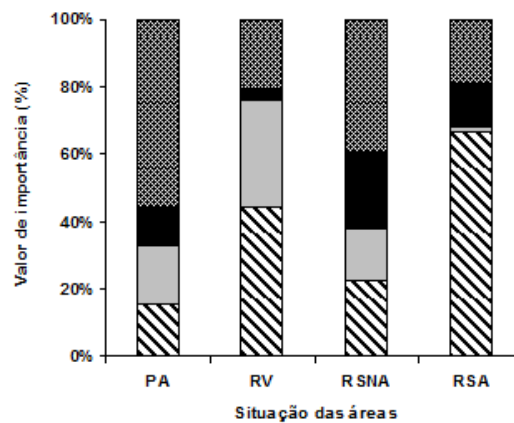
As áreas em regeneração há 13 anos apresentaram as maiores quantidades de plantas < 1 m (Tabela 1). Plantas pequenas e plântulas de todas as espécies foram encontradas em todas as áreas, com exceção de *Avicennia* que não foi encontrada nas áreas em regeneração em salinas assoreadas.



A



B



C

Figura 3 – Valores de área basal (A), densidade (B) e valor de importância (C) de *Rhizophora mangle* (Rm), *Avicennia germinans* (Ag), *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* em diferentes situações de antropização, em manguezal do rio Pacoti, CE. (PA= pouco antropizada; RV= em regeneração em viveiro há 13 anos; RSNA= em regeneração em salinas há 23 anos, não assoreadas; e RSA= em regeneração em salinas há 23 anos, assoreadas).

As plantas de *R. mangle* < 1 m predominaram nas áreas pouco antropizadas (54% da densidade total) enquanto as de *L. racemosa* dominaram nas áreas de viveiros (61%) e salinas assoreadas (98%). *A. schaueriana* também esteve bem representada nas áreas de viveiros (39% da densidade). *A. germinans* apresentou o menor número de indivíduos < 1 m em todas as parcelas. Assim, *L. racemosa* parece ser a espécie mais adaptada a colonizar as áreas em regeneração. No geral, a composição florística não muda, mas há uma variação na abundância das espécies. De acordo com Ball (1980) e Jimenez (1985), *L. racemosa* é intolerante à sombra, enquanto *R. mangle* parece ser tolerante, aumentando o número relativo de plântulas à medida que aumenta a densidade da cobertura de árvores. *A. schaueriana* e *A. germinans* também são intolerantes à sombra e ganham na competição quando a salinidade é alta e o fluxo de água não é contínuo (JIMENEZ; LUGO, 1985).

Na maior parte das áreas, as espécies que apresentavam as maiores densidades de indivíduos com tamanhos $\geq 1,5$ m dominavam também nos indivíduos < 1,5 m e ≥ 1 m e nos indivíduos < 1 m. Isto confirma a hipótese que a ocorrência de árvores adultas favorece a regeneração (BLANCHARD; PRADO, 1995). Grandes árvores provavelmente produzem mais frutos, resultando em mais propágulos viáveis para o recrutamento (BLANCHARD; PRADO, 1995). Por outro lado, em algumas áreas no rio Pacoti ocorreu o inverso, espécies predominantes nas plantas < 1,5 m e ≥ 1 m e/ou nas plantas < 1 m não eram as mesmas que dominavam nas plantas $\geq 1,5$ m. Isto faz supor que não só a presença de árvores adultas na área ou próximas às áreas impactadas garante a regeneração de uma determinada espécie, influenciando também a dispersão dos propágulos e o estabelecimento das plântulas. Blanchard e Prado (1995) sugeriram que faixas de árvores maduras deixadas com uma distância de 20 m da área impactada poderiam suprir um número adequado de propágulos para regeneração (1000 jovens/ha).

A ocorrência de manguezais depende do substrato e uma variável fundamental em todo substrato, é a proporção relativa de frações arenosas para silte e argila (NAIR et al., 1987). No manguezal do rio Pacoti, os maiores percentuais de argila estavam nas áreas pouco antropizadas e nas áreas em regeneração há 23 anos em salinas não assoreadas (Tabela 2). Estas áreas apresentaram os maiores valores de área basal e as maiores alturas, tendo predominado *R. mangle*. Jimenez (1985) comentou que *R. mangle* cresce melhor em solos siltosos, rasos, influenciados por água salobra e/ou salgada com muita chuva e água doce, protegidos de ondas forte. As maiores proporções de areia estavam nas áreas regeneradas há 13 anos em viveiros, sendo *L. racemosa* a espécie predominante. A proporção de argila diminuiu com a profundidade enquanto que a proporção de areia aumentou.

Tabela 2 – Granulometria em duas profundidades do sedimento (%) e salinidade intersticial (g/L) em áreas com diferentes situações de antropização em manguezal do rio Pacoti, CE.

Situação de antropização	Granulometria						Salinidade intersticial
	0-20 (cm)			20-40 (cm)			
	Areia	Silt e	Argila	Areia	Silte	Argila	
PA	42,4b	25,4a	32,2a	56,8a	19,8a	23,4a	22,0a
RV	75,3a	8,3b	16,3a	74,0a	10,0a	16,0ab	28,5a
RSA	86,0a	8,0b	6,0a	84,0a	6,5a	9,5ab	20,2a
RSNA	39,0b	32,0a	29,0a	57,5a	30,0a	12,5ab	34,5a

PA= pouco antropizada; RV= em regeneração em viveiro há 13 anos; RSNA= em regeneração em salinas há 23 anos não assoreadas e RSA= em regeneração em salinas há 23 anos assoreadas.

Como os manguezais em regeneração apresentaram as mesmas espécies encontradas nas áreas não antropizadas e em outros mangues do Nordeste (SAMPAIO, 1996; CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983) conclui-se que, uma vez cessada a perturbação, a regeneração acontece com as mesmas espécies encontradas anteriormente. Estruturalmente, a vegetação crescendo no viveiro há 13 anos ainda apresenta características de um mangue em processo de desenvolvimento, apresentando grande densidade e competição por espaço (JIMENEZ, 1985). Parece provável que, com o tempo, cada espécie assumira o domínio competitivo na zona de sua preferência (SAENGER, 1997). Por outro lado, os mangues regenerados há 23 anos em áreas não assoreadas mostraram estrutura semelhante aos mangues não antropizados, mostrando que este tempo, dependendo dos impactos, pode ser suficiente para a regeneração em manguezais como o do rio Pacoti.

Referências

- ADAIME, R. R. Estrutura, produção e transporte em um manguezal. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA. 1987, São Paulo. **Anais...** Academia de Ciências de São Paulo, S. Paulo, 1987, p. 80-90.
- ARAÚJO, P. OLIVEIRA JR, G. A. **Mapeamento geológico-geomorfológico da região estuarina do rio Pacoti**. 1992. 124f. Monografia (Curso de Geologia), Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará. 1992.
- BALL, M. C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of Southern Florida. **Oecologia**, v. 44, p. 226-235, 1980.
- BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 18, n. 3, p. 491-502, 2004.
- BLANCHARD, J.; PRADO, G. Natural regeneration of *Rhizophora mangle* in Strip Clearcuts in North West Ecuador. **Biotropica**, v. 27, p. 160-162, 1995.
- BRAGA, R. A. P., UCHOA, T. M. M.; DUARTE, M. T. Impactos ambientais sobre o manguezal de Suape-PE. **Acta Botanica Brasílica**. Anais do XL Congresso Nacional de Botânica. v. 3, n. 2, supl. 9 a 27. 1989.

- CAVALCANTI, A. P. B. TELES, J. A. A. 1983. Clima. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ. **Contribuição ao estudo integrado da paisagem e dos ecossistemas da área do município de Aquiraz-Ceará: relatório final.** Fortaleza: Departamento de Geociências, v. 1. 644p, cap 4, p. 127-358.
- CINTRÓN. G.; SCHAEFFER-NOVELLI. **Introducción a la ecología del manglar.** Montevideo, UNESCO/ROSTLAC. 168p. 1983.
- CINTRÓN. G. Caracterización y manejo de áreas de manglar. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: SÍNTESE DOS CONHECIMENTOS, Cananéia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, v. 3, p. 77-95. 1987.
- CLARK, J. P.; KENIGAN, A. R. Do forest gaps influence the population structure and species composition of mangrove stands in Northern Australia. **Biotropica**, v. 32, p. 642-652, 2000.
- DEUS, M. S. M. **Organização arquitetural de três bosques de manguezal do litoral do Piauí.** 2000. 56f. Dissertação (Mestrado Interinstitucional) – Universidade Estadual do Piauí em convênio com a Universidade Federal Rural de Pernambuco, Botânica. Recife, 2000.
- DIXON, P.; ROBERTSON, A. I.; DANIEL, P. A. Structure and productivity in the Fly River estuary, Papua New Guinea. **Marine Biology Austral**, v. 111, n. 1, p. 147- 156, 1991.
- EMBRAPA. Serviço Nacional de levantamento e conservação de solos. **Manual de métodos de análises de solos.** Rio de Janeiro, 45p. 1979.
- EWEL, K.; ZHENG, S.; PINZÓN, Z. S.; JONH, A. B. Environmental effects of canopy gap formation in high-rainfall mangrove forest. **Biotropica**, v. 30, n. 4, p. 510-518, 1998.
- FIELD, C. **La restauración de ecosistemas de manglar.** Sociedad Internacional para Ecosistemas de Manglar, Okinawa, Japón. 280p. il. 1997.
- FERNANDES. Desafios da Botânica no Novo Milênio, Inventário, Sistematização e Conservação da Diversidade Vegetal. **54º Congresso Nacional de Botânica.** Belém, 13 a 18 de julho de 2003. Universidade da Amazônia. UNAMA. 2003.
- FREIRE, G. S. S. **Etude hydrologique e sedimentologique de l'estuarie du rio Pacoti (Fortaleza-Ceará-Brésil).** 1989. 223f. These (Doctorat: Sciences de la Terre), Nantes: Université de Nantes, il.. Université de Nantes, Facultes des Sciences et des Techniques. 1989.
- GRANGEIRO, C. M. M. Geologia. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ. **Contribuição ao estudo integrado da paisagem e dos ecossistemas da área do município de Aquiraz-Ceará: relatório final.** Fortaleza: Departamento de Geociências, v. 1. 644p, cap 2, p. 49-99. 1983.
- GOLLEY, F.; ODUM, H. T.; WILSON, R. F. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove Forest in may. **Ecology**, v. 43, n. 1, p. 9-19, 1962.
- GURGEL, L. B. **A degradação e utilização do manguezal na localidade de Cararu, município de Fortaleza.** 1992. 79f. Relatório de habilitação (Curso de Geografia), Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 1992.
- HEALD, E. J. **The production of organic detritus in a south Florida estuary.** 1969. 110f. Tese de doutorado, Universidade de Miami, Fla. 1969.
- HEALD, E. J.; ODUM, W. E.; TABB, D. C. Mangroves the estuarine food chain. Miami. *Geological Society*, v. 2, p. 182-189, 1974.

- JIMENES, J. A. L.; LUGO, A. *Avicennia germinans* (L.) L. Mangrove, Avicenniaceae Verbena Family. Rio Piedras. **Institute of Tropical Forestry**. 6p (Silviscs Manual, 3). 1985.
- JIMENEZ, J. Structure and dynamics of a mangrove forest along a flood gradient. **Estuaries**. 14: 49-56. 1985.
- LUGO, A. E. Mangrove ecosystems: Successional or steady state? Tropical succession. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 65-72, 1980.
- LUGO, A. E.; SNEDAKE. The ecology of mangroves. **Annual Review Ecology Systematics**, v. 5, p. 39-64, 1974.
- LUGO, A. E. Mangrove ecosystem analysis. In: PATTEN, B.C. (ed.). **Systems analysis and simulation in ecology**. Academia Press. New York, 113-145p. 1979.
- KALY, U. L.; JONES, G. P. Mangrove restoration: a potencial tool for coastal management in tropical developing countries. **Ambio**, v. 27, n. 8, p. 656-661, 1998.
- MACHADO, W. L. Avaliação do potencial salineiro para cultivo de *Artemia*, no Estado do Ceará (Brasil). **Boletim Ciência do Mar**, v. 39, p. 1-23, 1984.
- MASTELLER, M. **Resumo da literatura sobre o conceito do uso de áreas de mangue com referência especial para a agricultura artesanal**. IBAMA, 79p. 1987.
- MIRANDA, P. T. C.; MARTINS, M. L. R.; SOARES, Z. M. L. Levantamento e quantificação das áreas de manguezais no Estado do Ceará (Brasil) através de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 35. Natal, 1988. **Anais...** Natal: Sociedade Brasileira de Sensoriamento Remoto, v.1, p. 90-94, 1988.
- MIRANDA, P. T. C.; FRANÇA, M. A. M.; COUTINHO, M. L. O. **Composição florística e estrutura dos bosques de mangue dos rios Ceará, Cocó e Pacoti**. Fortaleza-Fortaleza: SEMACE, 48 p. 1994.
- MIRANDA, P. T. C; SOUZA, M. M. A. **Efeito de salinidade sobre as medidas foliares em mangues no Estado do Ceará (Brasil)**. Fortaleza: SEMACE, 32p. 1997.
- MIRANDA, P. T. C; SOUZA, M. M. A. Impactos ambientais em áreas de mangue no Estado do Ceará (Brasil). In: IV SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, **Anais...** Águas de Lindóia, SP, Brasil.v. 1, p. 69-80, 1998.
- MIRANDA, P. T. C.; SOUZA, M. M. A. Unidades de Conservação do Estado do Ceará-Brasil. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. **Anais**. V.II. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, p. 673-681, 2000.
- MORAIS, J. O.; MEIRELES, A. J. A.; FREIRE, G. S. S. Processos hidrodinâmicos e material em suspensão no estuário do rio Pacoti-Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35. Belém, 1988. **Anais...** Belém: Sociedade Brasileira de Geologia, v. 2, p. 581-591. 1988.
- NAIR, N. B. The nature of transformation of coastal flora: a case study around Vell Lake, south West coast of India between 1962 and 1986. **Tropical Ecology**, v. 28, p. 161-173, 1987.
- ODUM, W. E.; HEALD, E. J. Trophic analyses of na estuarine mangrove community. **Bulletim. Marine Science**, v. 22, p. 38-671, 1972.
- OLIVEIRA, A. M. E. **Composição e distribuição ecológica da ictiofauna no rio Pacoti-Ceará-Brasil**. 1993. 149f. Tese (Prof^o Titular)-Universidade Federal do Ceará. Departamento de Biologia. 1993.

OLIVEIRA, A. M. E.; IRVING, M. A.; LIMA, H. H. Aspectos bioecológicos do estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil. **Arquivo Ciência Mar**, v. 27, p. 91-100, 1988.

POOL, D. J.; SNEDAKER, S. C.; LUGO, A. E. Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. In: **Memórias do II Simpósio Latino Americano sobre Oceanografia Biológica**. Cumana, p. 49-12, 1975.

PRATA, I. J. C. Hidrografia. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ. **Contribuição ao estudo integrado da paisagem e dos ecossistemas da área do município de Aquiraz-Ceará: relatório final**. Fortaleza: Departamento de Geociências, v. 1, 644p, cap 4, p. 100-126, 1983.

REBELO-MOCHEL. Desafios da Botânica no Novo Milênio, Inventário, Sistematização e Conservação da Diversidade Vegetal. In: **54º Congresso Nacional de Botânica**. Belém, 13 a 18 de julho de 2003. Universidade da Amazônia. UNAMA. 2003.

REN, H.; JIAN, S.; Lu, H.; ZHANG, Q.; SHEN, W.; HAN, W.; YIN, Z.; GUO, Q. Restoration of mangrove plantations and colonization by native species in Leizhou bay, South China. **Ecology Restoration**, v. 23, p. 401-407, 2008.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – ecossistema caatinga** – Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 24p, 1992.

SAENGER, P. Restauración de manglares en Australia. Estudio de caso del Aeropuerto Internacional de Brisbane.p. 37 a 54. In: FIELD, C. **La restauracion de ecosistemas de manglar**. Sociedad Internacional para Ecosistemas de Manglar, Okinawa, Japón. 280p., 1997.

SAMPAIO, E. V. S. B. Fitossociologia. In: **Pesquisa Botânica Nordestina: Progresso e Perspectiva. Sociedade Botânica do Brasil**. Seção Regional de Pernambuco. Recife, p. 225-240, 1996.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON, G. **Guia de estudos de áreas de manguezal: estrutura, função e flora**. São Paulo: Cariban Ecological Research, 150p., 1986.

SEMENINK, V. Mangrove zonation along na eroding coastline in Kind sound, north-westn Austrália. **Journal of Ecology**, v. 68, p. 789-812, 1980.

SEMENINK, V. Mangrove distribution in northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. **Vegetation**, v. 53, p. 11-31, 1983.

SHEPHERD, G. J. FITOPAC 1. **Manual do usuário**. Campinas, UNICAMP. 1995.

SHERMAN, R. E.; FAHERRY, T. J.; BATTLES, J. J. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. **Journal of ecology**, v. 88, n. 1, p. 165-178, 2000.

SILVA, E. V. **Dinâmica da paisagem**. Estudo integrado de ecossistemas litorâneos em Huelva (Espanha) e Ceará (Brasil). 1993. 391f. Tese (Doutorado em Geografia) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 1993.

SILVA, E. V. SILVA, J. M. B. Vegetação e flora. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ. **Contribuição ao estudo integrado da paisagem e dos ecossistemas da área do município de Aquiraz-Ceará: relatório final**. Fortaleza: Departamento de Geociências, v. 1, 644p, cap 6, p. 359-449, il. 1983.

SILVA, M. A. B; BERNINI, E; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SNEDAKER, S. C.; BROWN, M. S. **Water quality and mangrove ecosystem dynamic**. U. S. Environmental Protection Agency. EPA – 600/4-81-002. Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, Florida, 80p., 1981.

SOULE, M. E. Conservation: tactics for a Constant crisis. **Science**, v. 253, p. 744-750, 1991.

SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Variação Temporal da Estrutura dos Bosques de Mangue de Suaape após a construção do porto. **Acta Botanica Brasilia**, v. 15, n. 1, p. 1-12. 2001.

SWAINE, M. D.; WHITMORE. On the definition of ecological species groups in tropical rainforests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves**. Cambridge: Cambridge University Press. 413p., 1996.

TURNER, R. E. Geographic variations in salt marsh macrophyte production: a review. **Contrib. Marine Science**, v. 20, p. 47-68, 1977.

