



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Veronica Rodrigues Villardi

**Variabilidade espacial do estoque de carbono nos manguezais da Baía da  
Ilha Grande (RJ)**

Rio de Janeiro

2017

Veronica Rodrigues Villardi

**Variabilidade espacial do estoque de carbono nos manguezais da Baía da Ilha Grande  
(RJ)**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Calderucio Duque Estrada

Coorientador: Prof. Dr. Mário Luiz Gomes Soares

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

V719 Villardi, Veronica Rodrigues.  
Variabilidade espacial do estoque de carbono nos manguezais da Baía da Ilha Grande (RJ) / Veronica Rodrigues Villardi. – 2017.  
112 f.: il.

Orientador: Gustavo Calderucio Duque Estrada.  
Coorientador: Mário Luiz Gomes Soares  
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Manguezais – Grande, Ilha, Baía da (RJ) – Teses. 2. Biomassa florestal – Grande, Ilha, Baía da (RJ) – Teses. 3. Carbono – Teses. 4. Oceanografia química – Grande, Ilha, Baía da (RJ) – Teses. 5. Conservação da natureza – Grande, Ilha, Baía da (RJ) – Teses. I. Estrada, Gustavo Calderucio Duque. II. Soares, Mário Luiz Gomes. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. IV. Título.

CDU 551.435.33(815.3)

Bibliotecária responsável: Taciane Ferreira da Silva / CRB-7: 6337

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Veronica Rodrigues Villardi

**Variabilidade espacial do estoque de carbono nos manguezais da Baía da Ilha Grande  
(RJ)**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

Aprovada em 03 de agosto de 2017.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Gustavo Calderucio Duque Estrada (Orientador)

Faculdade de Oceanografia – UERJ

---

Prof. Dr. Mário Luiz Gomes Soares (Coorientador)

Faculdade de Oceanografia – UERJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Viviane Fernandez

Universidade Federal Fluminense

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Cássia Farias

Faculdade de Oceanografia – UERJ

Rio de Janeiro

2017

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus pais, Ronaldo e Rosina.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Gustavo, pela confiança, por ter me aceitado como aluna mesmo sabendo da minha falta de experiência em pesquisa e em manguezais. Pelos ensinamentos, pela paciência e por ter me inserido no Núcleo de Estudos em Manguezais (NEMA).

Ao Mário, pela dedicação e pelo magnífico trabalho realizado no NEMA.

A todos os integrantes do NEMA: Mário, Filipe, Gustavo, Vivi, Marciel, Brunna, Renan, Michelle, Raíssa, Ana, Alex, Camila, Laura, Clarisse, Daniel e Márcia. Aos estagiários, Manoela, Gisele e William (equipe terra), que além de terem sido fundamental no processo de triagem realizado para esta dissertação, também foram amigos dedicados e profissionais comprometidos durante essa jornada.

Aos que participaram dos campos comigo, Marciel, Alex, Mário, Gustavo, Felipe, Raíssa, Ana, Manoela, Camila, Laura, Raquel, Clara e Charo. Campos cansativos, de muito trabalho e muiitos mosquitos, mas de muita diversão e companheirismo. Vou guardar cada momento com muito carinho.

Em especial à Ana, Marciel, Manoela, Brunna, Camila, Raíssa e Gisele pelo carinho, dedicação, participação, companheirismo, preocupação e amizade. Que aturaram meus momentos de insegurança mais difíceis e me receberam de braços abertos no NEMA. Vou guardar muitas histórias divertidas e a certeza de que fiz grandes e inesquecíveis amigos. Obrigada mesmo!

Ao Marciel, meu Benhê, obrigada pela parceria, carinho, amizade, conselhos, puxões de orelha, pelos momentos de orientação, por dividir comigo a responsabilidade dessa jornada, e é claro, pelos momentos únicos de risadas.

À Manoela, que “abraçou” a causa, me deu apoio nos campos e especialmente na organização e triagem das amostras, serei sempre muita grata pelo carinho e amizade.

Guardarei os momentos difíceis como aprendizado... foi durante esses momentos que eu pude perceber o quão importante cada um de vocês foi nessa jornada.

As professoras do Programa de Pós Graduação em Oceanografia Cláudia e Cássia, que se disponibilizaram como banca dos dois seminários internos, pelas orientações e disponibilidade.

A Cachaçaria Maria Izabel, que permitiu a entrada da equipe e cedeu suas instalações para utilizarmos durante as coletas de campo na floresta do Saco Grande do Corumbê.

Ao Inea e ao SISBIO pelas autorizações para atividades com finalidade científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa.

Aos amigos que me incentivam ao longo da minha carreira, Carolina, Danielle, Rafael e Luiggia, presentes que a biologia me deu.

Em especial à Luiggia, pelo incentivo e ajuda com o inglês, foi crucial, obrigada.

À Carolina, amiga de faculdade, dividimos as angustias desse processo, obrigada por sua amizade, por me ouvir e por estar sempre ao meu lado.

Aos amigos (recentes e antigos) e familiares que sempre estiveram ao meu lado me apoiando e incentivando: Alessandra, Sidney, Rodrigo, Fernanda, Rosilda, Victória, Marcela, Gabriel, Kelem, Tania, e tantos outros que não mencionei, mas que são de vital importância na minha vida, que me incentivaram e apoiaram a realizar este trabalho.

Ao André, sempre companheiro e dedicado. Obrigada por todo apoio nos momentos mais difíceis em que você era o único capaz de me fazer voltar ao eixo, pelas “gordices” nos dias de tensão, por me ouvir, pelos abraços e gestos de carinho! Você foi fundamental nessa jornada, meu amor.

À minha mãe Rosina, obrigada por ter se dedicado a me tornar quem sou hoje, por todo incentivo, pelas noites de preocupação, pelo investimento na minha educação, pelas comidas gostosas, por me ensinar princípios e por todo amor de sempre.

A todos, muito obrigada!!!

Escrevo estas linhas num papel encharcado em lama. No ambiente flutua a presença aromática do enxofre, que impulsiona os mosquitos a sugar dos meus dedos corados. Os da mão, claro, já que os dos pés estão tão brancos e amolecidos, quase mofados, por trás da patética proteção das meias de futebol molhadas e dos improvisados tênis que tossem areia pelos buracos mais recentes.

Naqueles dedos sinto também uma dor fina e múltipla, como de agulhas ardentes, que provavelmente correspondam às espadas afiadas das ostras. Bicho traiçoeiro este que ataca justo quando a pessoa se propõe escorregar pouco antes de chegar ao cais. Enquanto isso, nos antebraços ostento arranhões que parecem de gato, mas que são de floresta.

Transcendendo as dores, creio ouvir uma música. Sopros ocos de tubos metálicos, a percussão abafada da terra úmida, o arrulho da água interrompido pelos peidos da lama. A sinfonia telúrica é completada por um tenor selvagem que vem do alto, fora dos confins do mangue.

Absorto na melodia, um galho perfura meu olho direito. Tento socorrê-lo com uma mão, mas só consigo acrescentar teia de aranha à ferida. Um passo cego a mais e tropeçaria com um tentáculo vegetal para mergulhar naquele caldo morno, onde afundaria para ir ao encontro dos meus avós. Já sinto a Terra me acolhendo, me digerindo para tornar-me algo novo e puro, moléculas nas nuvens, berço de uma esperança verde e protegida.



Mas sobrevivo. Outros seres tão cheios de lama como eu me socorrem e me levam para um barco. No caminho, os observo, suas calças e botas pretas, herméticas. Carregam bizarros artefatos que vão colocando entre troncos e raízes. A terra mole adivinha suas intenções, e se torna firme quando eles tentam cavar. Em ridícula vingança, os astronautas do lodo pintam as árvores de amarelo e quando acabam, sorriem e vazam.

No caminho me explicam, mas os argumentos parecem transtrocados. “Gostamos de lama. Areia é mal augúrio”. São mercenários turvos envolvidos com sequestro de carbono. Carregam marretas e são capazes de dobrar o ferro com as mãos. Chamam árvores de indivíduos e através de seus poderes psíquicos os organizam em estruturas. Estão tão vivos na lama que em ocasiões olham para o céu com a certeza de que, lá em cima, os espera a morte apical, tipo de apocalipse anunciado pela Floresta Fedorenta.

No final, a maré enche e nos resgata. No barco não cabe todo mundo, mas não faz mal: o estuário recebe os banhistas aprazivelmente. Uma correnteza quase nula se encarrega da lenta transição. Emergimos das trevas e respiramos a água verde. Pouco a pouco vamos sedimentando. Recobramos as nossas cores e entramos em casa.

Pra sobremesa tem gelatina.

*Sebastián Torterola*

(Jornalista, em sua primeira experiência de campo)

## RESUMO

VILLARDI, Verónica Rodrigues. **Variabilidade espacial do estoque de carbono nos manguezais da Baía da Ilha Grande (RJ)**. 2017. 112 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

O presente estudo teve como objetivo geral analisar a variabilidade espacial do estoque de carbono da vegetação de manguezais da baía da Ilha Grande (RJ), de forma a fornecer subsídios para a conservação desses ambientes. De forma específica, tem-se como objetivo testar a hipótese de que o estoque de carbono total e por compartimento (biomassa aérea e subterrânea) é maior em florestas de franja em comparação com florestas de transição. Foram utilizadas vinte e uma parcelas (réplicas) para caracterização estrutural, coleta de testemunhos de sedimento e medição de parâmetros físico-químicos (salinidade da água intersticial, pH e Eh) estabelecidas em florestas de franja e transição da enseada do Jabaquara (JAB), do Saco Grande do Corumbê (SGC), do Saco do Mamanguá (SMA) e do rio Barra Grande (RBG). Os resultados indicam controle da dominância relativa de espécies por fatores físico-químicos, especialmente a salinidade da água intersticial, com *Avicennia schaueriana* dominando nas áreas de maior salinidade e *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora manglen* as áreas de menor salinidade. Com relação ao estoque carbono na biomassa aérea, que apresentou comportamento similar ao do desenvolvimento estrutural, as florestas de franja apresentam maior valor médio quando comparadas às florestas de transição, com exceção da floresta de JAB, onde médias e variâncias são similares. Comparando as médias do estoque de carbono na biomassa subterrânea entre os tipos fisiográficos, o padrão encontrado foi o oposto ao esperado, ou seja, as florestas de transição apresentaram maior estoque sua biomassa subterrânea do que as florestas de franja. Em função disso, o estoque de carbono total na biomassa não apresentou tendência clara de variação entre os tipos fisiográficos. Quando comparados aos valores de estoque de carbono encontrados na literatura, as médias desse estudo estão dentro ou acima do esperado para a faixa latitudinal, o que pode ser indicador de alto grau de conservação para esses sistemas.

Palavras-chave: Baía da Ilha Grande. Biomassa. Desenvolvimento estrutural. Estoque de carbono. Manguezal.

## ABSTRACT

VILLARDI, Verónica Rodrigues. **Spatial variability of carbon stock in the mangroves of Ilha Grande Bay (RJ)**. 2017. 112 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

The present study had as general objective to analyze the spatial variability of the carbon stock of mangroves of the Ilha Grande Bay (RJ), in order to provide subsidies for the conservation of these environments. Specifically, the objective is to test the hypothesis that the total carbon stock and per compartment (above- and belowground biomass) is higher in fringe forests compared to transition forests. Twenty-one plots (replicates) were used for structural characterization, sampling of sediment cores and measurement of physical-chemical parameters (interstitial water salinity, pH and Eh) established in fringe and transition forests of Jabaquara (JAB) Saco Grande do Corumbê (SGC), Saco do Mamanguá (SMA) and Barra Grande River (RBG). The results indicate control of the relative dominance of species by physicochemical factors, especially salinity of interstitial water, with *Avicennia schaueriana* dominating in the areas of higher salinity and *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle* in areas of lower salinity. Regarding the carbon stock in the aboveground biomass, which presented similar behavior to the structural development, the fringe forests present a higher average when compared to the transition forests, except for the JAB forest, where means and variances are similar. Comparing the mean values of the carbon stock in the belowground biomass between the physiographic types, the pattern found was the opposite of what was expected: the transition forests had a higher stock on their belowground biomass than the fringe forests. As a result, total carbon stock in the biomass did not show a clear trend of variation between the physiographic types. When compared to the carbon stock values found in the literature, the averages found in this study are within or above the expected range for the latitudinal range, which can be an indicator of high conservation status for these systems.

Keywords: Biomass. Carbon Stock. Ilha Grande Bay. Mangrove. Structural Development.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Visão geral da baía de Ilha Grande onde se encontram localizados os manguezais estudados.....	26
Figura 2 –	Mosaico de Unidades de Conservação da Região da Costa Verde (RJ)..	30
Figura 3 –	Delimitação de parcela com o auxílio da uma trena.....	36
Figura 4 –	Coleta de testemunho para extração de sedimento.....	38
Figura 5 –	Etapa de retirada das amostras do tudo e de fragmentação do testemunho coletado em sub amostras .....	39
Figura 6 –	Observação feita com o refratômetro de amostra de água.....	41
Figura 7 –	Obtenção dos dados de Eh e pH.....	42
Figura 8 –	Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos por espécie e estação.....	47
Figura 9 –	DAP médio e altura média por estação.....	48
Figura 10 –	Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP < 2,5 cm por espécie e estação.....	50
Figura 11 –	Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP $\geq$ 2,5 e $\leq$ 10 cm por espécie e estação.....	50
Figura 12 –	Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP > 10cm por espécie e estação.....	51
Figura 13 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de salinidade da água intersticial.....	54
Figura 14 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de potencial redox (Eh) superficial do sedimento.....	56
Figura 15 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de potencial redox (Eh) a 15 cm de profundidade do sedimento.....	57
Figura 16 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) do pH superficial do sedimento.....	59
Figura 17 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) do pH a 15 cm de profundidade do sedimento.....	60
Figura 18 –	Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono na biomassa aérea.....	63

Figura 19 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono na biomassa subterrânea.....	64
Figura 20 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono total (biomassa subterrânea + biomassa aérea)....	66
Figura 21 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o potencial redox (Eh) superficial do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	68
Figura 22 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o potencial redox (Eh) a 15 cm de profundidade do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	69
Figura 23 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa subterrânea e o potencial redox (Eh) a 15 cm do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	69
Figura 24 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o pH superficial. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	70
Figura 25 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e o pH superficial do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	70
Figura 26 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa subterrânea e o pH a 15 cm do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).....	71
Figura 27 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e o pH a 15 cm do	

sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura)..... 71

Figura 28 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e salinidade da água intersticial. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura)..... 72

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Coordenadas geográficas florestas e parcelas de manguezal utilizadas como áreas de estudo.....	34
Tabela 2 –	Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea seca de árvores vivas e posterior cálculo das taxas de sequestro de carbono.....	37
Tabela 3 –	Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea seca de árvores vivas e posterior cálculo das taxas de sequestro de carbono.....	37
Tabela 4 –	Composição de espécies e desenvolvimento estrutural dos manguezais nas florestas de mangue de Jabaquara, Saco Grande do Corumbê, Saco do Mamanguá e Rio Barra Grande na região da baía de Ilha Grande (RJ)	45
Tabela 5 –	Valores de média e desvio padrão dos dados de parâmetros físicoquímicos.....	51
Tabela 6 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de salinidade da água intersticial.....	53
Tabela 7 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de Eh superficial.....	55
Tabela 8 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de Eh a 15 cm de profundidade.....	56
Tabela 9 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de pH superficial.....	58
Tabela 10 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de pH a 15 cm de profundidade.....	58
Tabela 11 –	Média e desvio padrão dos valores de estoque de carbono ( $tC.ha^{-1}$ ) nas biomassas aérea, subterrânea e total por sistemas, por tipos fisiográficos e por parcelas.....	61
Tabela 12 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa aérea.....	62
Tabela 13 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa subterrânea.....	64
Tabela 14 –	Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa total.....	65

Tabela 15 – Parâmetros das análises de regressão linear simples entre estoque de carbono na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e total (variáveis dependentes) e os parâmetros físico-químicos analisados.....	67
---	----



## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	17
1	<b>OBJETIVOS</b> .....	22
2	<b>HIPÓTESES</b> .....	23
3	<b>ÁREA DE ESTUDOS</b> .....	24
3.1	<b>Baía de Ilha Grande</b> .....	24
3.1.1	<u>Rio Barra Grande (RBG)</u> .....	28
3.1.2	<u>Jabaquara (JAB)</u> .....	31
3.1.3	<u>Saco Grande do Corumbê (SGC)</u> .....	32
3.1.4	<u>Saco do Mamangá (SMA)</u> .....	32
4	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	34
4.1	<b>Delineamento Amostral</b> .....	34
4.2	<b>Caracterização estrutural</b> .....	35
4.3	<b>Estimativa da Biomassa Aérea</b> .....	36
4.3.1	<u>Conversão da Biomassa Aérea em Estoque de Carbono</u> .....	38
4.4	<b>Estimativa da Biomassa Subterrânea</b> .....	38
4.4.1	<u>Conversão da Biomassa Subterrânea em Estoque de Carbono</u> .....	39
4.5	<b>Parâmetros Físico-químicos</b> .....	40
4.5.1	<u>Salinidade da Água Intersticial</u> .....	40
4.5.2	<u>Potencial Redox (Eh) e Potencial de Hidrogênio (pH)</u> .....	41
4.6	<b>Análises Estatísticas</b> .....	42
5	<b>RESULTADOS</b> .....	44
5.1	<b>Estrutura Vegetal</b> .....	44
5.1.1	<u>Dominância Relativa de Espécies</u> .....	44
5.1.	<u>Desenvolvimento Estrutural</u> .....	47
5.2	<b>Parâmetros Físico-químicos</b> .....	51
5.2.1	<u>Salinidade da Água Intersticial</u> .....	53
5.2.2	<u>Potencial Redox (Eh)</u> .....	54
5.2.3	<u>Potencial de Hidrogênio (pH)</u> .....	57
5.3	<b>Estoque de Carbono</b> .....	60
5.3.1	<u>Estoque de Carbono na Biomassa Aérea</u> .....	62

5.3.2	<u>Estoque de Carbono na Biomassa Subterrânea</u> .....	63
5.3.3	<u>Estoque de Carbono na Biomassa Total</u> .....	65
5.4	<b>Análises de Regressão entre Estoque de Carbono e Parâmetros Físico-Químicos</b> .....	66
6	<b>DISCUSSÃO</b> .....	73
6.1	<b>Parâmetros Físico-químicos</b> .....	73
6.2	<b>Dominância Relativa de Espécies</b> .....	74
6.3	<b>Estoque de Carbono na Biomassa Aérea</b> .....	75
6.4	<b>Estoque de Carbono na Biomassa Subterrânea</b> .....	77
6.5	<b>Estoque de Carbono na Biomassa Total</b> .....	78
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	79
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	81
	<b>APÊNDICE – Manuscrito submetido para publicação</b> .....	87

## INTRODUÇÃO

Manguezal é um ecossistema costeiro que ocorre em regiões tropicais e subtropicais do mundo, ocupando as áreas entremarés (GIRI et al., 2011). É caracterizado por vegetação lenhosa típica, adaptada às condições limitantes de salinidade, substrato não consolidado e pouco oxigenado e frequente submersão pelas marés (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990). São encontrados às margens de baías, barras arenosas, enseadas, desembocaduras de rios, lagunas e reentrâncias costeiras, o que lhe confere a classificação comum sistema ecológico distinto, localizado na transição entre os meios marinho, fluvial e terrestre (FERNANDES, 1998). Segundo Moscatelli (2000), é incontestável a importância ambiental, econômica e social associada aos manguezais, bem como a atuação do processo de degradação que historicamente tem condenado esse tipo de ecossistema por toda a zona costeira brasileira. O ecossistema manguezal desempenha importante papel como exportador de matéria orgânica para o estuário, contribuindo para produtividade primária em regiões costeiras. Esses ecossistemas possuem importância vital na manutenção da alta diversidade de espécies de interesse ecológico, econômico e social, apesar de apresentarem baixa riqueza de espécies vegetais (SOARES et al., 2008). Dentre os bens e serviços fornecidos pelos manguezais, pode-se destacar a proteção da linha de costa da energia de ventos e ondas (EWEL et al., 1998; MAZDA et al., 2006; NAGELKERKEN et al., 2008).

As condições básicas para ocorrência de manguezais apresentadas por Soares (1997) são:

- a) temperatura média do mês mais frio superior a 20°C e amplitude térmica anual inferior a 5°C;
- b) substrato aluvial (lamoso) encontrado em deltas, estuários e lagoas costeiras, onde seu desenvolvimento é maior, mas pode ocorrer também em substrato arenoso ou calcário;
- c) ambientes com presença de água salgada, devido às características halofíticas da vegetação;
- d) baixa energia hidrológica;
- e) presença de planície costeira associada à amplitude das marés;
- f) correntes oceânicas com temperatura da água e direção favoráveis.

A variabilidade estrutural de florestas de mangue pode ser entendida ainda sob a ótica do modelo de assinatura energética (ODUM, 1994; TWILLEY; DAY, 1999), o qual representa um conjunto de compartimentos que atuam como subsidiários de energia para o sistema, determinando sua estrutura e funcionamento. Entre os principais compartimentos, destacam-se a ação das marés, ventos, aporte fluvial, pluvial, ação de ventos e energia solar. Desta forma, franjas que estão tipicamente associadas aos corpos hídricos e submetidas a uma maior frequência de inundação por ação das marés (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000) tendem a possuir uma menor amplitude na variação de salinidade (e.g., menores períodos com sedimento hipersalino), alta produção de serapilheira e exportação de matéria orgânica, tornando esta fisiografia mais produtiva e estruturalmente mais bem desenvolvida se comparada com bacia e transição. Entretanto, nem sempre pode-se observar um padrão claro e unidirecional na distribuição destes fatores e, por consequência, na distribuição das espécies, conferindo heterogeneidade ao longo das florestas de um mesmo sistema.

Ainda no modelo de assinatura energética, a ocorrência de distúrbios naturais ou antrópicos atua como um dreno de energia, que se reflete de forma negativa sobre a estrutura e o funcionamento do ecossistema. Dentre os distúrbios antrópicos que afetam com frequência os manguezais, destacam-se: desmatamentos e aterros (e.g., construções residenciais, industriais e navais; rodovias; fazendas de aquicultura); desvios de curso e retificação de rios e canais; poluição decorrente de despejo de efluentes domésticos e industriais; e deposição de resíduos sólidos. Manguezais que ocorrem em áreas sob forte pressão antrópica tendem a apresentar menor desenvolvimento estrutural (e.g., menor tamanho médio, menor densidade e maior percentual de troncos mortos) (CAVALCANTI et al, 2009).

A distribuição das espécies ao longo das florestas de mangue pode ocorrer em faixas ou zonas discretas paralelas à linha de costa. Diversos autores descrevem a zonação em florestas de mangue (EGLER, 1952; THOM, 1967; CINTRÓN et al., 1978; JIMENEZ et al., 1985; CLARKE, 1995; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). Os padrões de dispersão pelas marés, as condições físico-químicas do substrato, as habilidades de estabelecimento das plantas ao longo da zona entremarés e a proximidade de indivíduos adultos da mesma espécie são fatores primordiais nos estágios iniciais de desenvolvimento que determinarão o sucesso de cada espécie em cada zona, refletindo, portanto, a zonação das espécies (ESTEVAM, 2013).

Em cada ambiente geomorfológico, as florestas de mangue podem ser analisadas numa escala local, na qual a hidrologia e a topografia determinam os regimes de inundação pelas marés e de aporte fluvial, podendo-se classificá-las em tipos fisiográficos (LUGO & SNEDAKER, 1974). Nesta perspectiva, Schaeffer-Novelli et al. (2000) dividiu as florestas de

mangue em três tipos fisiográficos considerando a frequência de inundação pelas marés: franja, bacia e de porte arbustivo. As florestas de franja possuem maior desenvolvimento estrutural por estarem expostas a maior frequência de inundação pelas marés; as florestas de bacia seriam aquelas localizadas em nível topográfico superior, submetidas a uma menor frequência de inundação pelas marés, reduzindo o desenvolvimento das árvores em relação às florestas de franja; enquanto as florestas de transição têm seu desenvolvimento limitado pela baixa frequência de inundação pelas marés ou por qualquer outro fator edáfico ou climático que limite o crescimento das plantas e induza o porte arbustivo (ESTRADA, 2009).

Embora existam padrões fisiográficos, a determinação da estrutura das florestas de mangue depende da interação entre diversos fatores físico-químicos do substrato, bem como da tolerância e da resistência de cada espécie a estes fatores. As espécies de mangue são plantas halófitas, sendo a salinidade intersticial um dos principais fatores reguladores do crescimento, estrutura e sobrevivência das mesmas e, conseqüentemente, da zonation; os níveis de tolerância à salinidade influenciam não somente nas formas de crescimento das plantas, mas também em suas habilidades competitivas, inter e intraespecíficas (ESTEVAM, 2013).

A salinidade, por exemplo, pode limitar a distribuição de espécies. De forma geral, *Rhizophora* é o gênero menos tolerante à salinidade, geralmente formando florestas onde há alta frequência de inundação (franja ou ribeirão), ou ainda em solos onde a água intersticial possui salinidade inferior a 50; *Avicennia* é o gênero mais tolerante, formando florestas em salinidades entre até 60 e 65; e *Laguncularia* apresenta tolerância intermediária (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

Outros fatores possuem grande influência na presença/ausência de árvores de mangue, tais como: (i) a frequência e a intensidade de inundações pelas marés (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1985); (ii) a concentração de sulfetos no sedimento como estressor durante a fase de estabelecimento de propágulos (LYIMO; MUSHI, 2005); (iii) a precipitação pluviométrica e sua sazonalidade (KRAUSS et al., 2007), que determinam os períodos de maior produção de propágulos ou ainda que alteram as concentrações de sais e sulfetos no sedimento (CARDOSO, 2014). Entretanto, nem sempre se pode observar um padrão claro e unidirecional na distribuição destes fatores e, por consequência, na distribuição das espécies, conferindo heterogeneidade ao longo das florestas de um mesmo sistema. Nesse sentido, compreender os padrões e mecanismos que influenciam na estruturação das florestas de mangue é essencial para estabelecer políticas de conservação/preservação desses ambientes, especialmente no atual cenário de mudanças climáticas.

São reconhecidas 38 espécies típicas de mangue no mundo, pertencentes a 12 gêneros e oito famílias, sendo o maior número concentrado na região do IndoPacífico (TOMLINSON, 1986). No Brasil, os manguezais distribuem-se desde o extremo norte do Amapá (04°20'N) até o Município de Laguna-SC (28°30'S) (SCHAEFFER-NOVELLI, 1989), ocupando uma área estimada em 25.000 Km<sup>2</sup> (SAENGER et al., 1983). Segundo Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986), estas florestas apresentam seis espécies típicas de mangue: *Avicennia germinans*, *A. schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *R. harrisonii* e *R. racemosa*. No Estado do Rio de Janeiro, o ecossistema manguezal apresenta grandes formações na região Norte Fluminense (foz do rio Paraíba do Sul), na Baía de Guanabara, na Baía de Sepetiba (Guaratiba) e na Baía da Ilha Grande (municípios de Angra dos Reis e Paraty), região Sul Fluminense (OLIVEIRA, 2005). Os manguezais são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP) pelo Código Florestal Brasileiro (Lei 12651/2012). Oliveira (2005) evidencia a pressão de ocupação da linha de costa ocasionada por desmatamentos, aterros e emissão de esgotos, que prejudicam e ameaçam o funcionamento do ecossistema manguezal.

## INFLUÊNCIAS ANTRÓPICAS EM MANGUEZAIS

Devido ao o aumento das emissões de gases do efeito estufa nas últimas décadas, cresceu a percepção da sociedade sobre os prejuízos sociais e econômicos que podem ser provocados pelas mudanças climáticas, levando a um interesse cada vez maior em minimizar os potenciais impactos dessa alteração no clima (PARRY et al., 2007).

Todo o carbono que chega ao sedimento como detrito pode gerar acúmulo de três formas distintas: acúmulo no sedimento, acúmulo de troncos mortos (em função do longo tempo de residência) e assimilação pela fauna detritívora. Associado a esse acúmulo ocorre a emissão de carbono via respiração animal e microbiana, sendo assim, os detritos não acumulados ou assimilados são exportados pelas marés e pela fauna transitória para o estuário adjacente e ecossistemas terrestres (ESTRADA, 2013).

Em função do acúmulo de carbono orgânico na biomassa florestal, cresce o interesse no estudo da biomassa e do conteúdo de carbono presente neste compartimento (SILVEIRA et al., 2008). Donato et al. (2011) evidenciaram que manguezais são potenciais armazenadores de carbono, com estoques de carbono cerca de quatro vezes superior ao observado em florestas temperadas ou tropicais terrestres, o que demonstra sua importância para a mitigação dos gases causadores de efeito estufa, tornando-se, assim, indispensável a sua conservação e

preservação. Embora a ênfase seja na diminuição das emissões, cada vez mais se reconhece que as taxas de emissão podem ser mitigadas pela transferência de CO<sub>2</sub> da atmosfera para a biosfera (WEST et al., 2002). Twilley et al. (1992) estimam que o estoque global de carbono na biomassa de manguezais seria de  $4.03 \times 10^{15}$  g C e que 70 % desse carbono estaria em regiões entre 0° e 10° de latitude.

Santos (2015) ressalta a relevância do conhecimento e preservação do carbono fixado nos ecossistemas florestais, uma vez que esses contribuem com a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE), e que a perda destes ambientes significa a liberação do carbono estocado para a atmosfera e a não possibilidade de sequestro do mesmo.

No cenário de mudanças ambientais globais que vem se configurando nas últimas três décadas, em função do aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE), o balanço entre as emissões destes gases e a manutenção de seus estoques, as quantificações dos estoques de carbono, suas mudanças e as taxas de sequestro de carbono passam a ganhar um papel de destaque para a sociedade (Santos, 2015).

Assim, estimativas de biomassa são necessárias para avaliar os padrões de alocação de carbono nas regiões costeiras tropicais e subtropicais (KHAN et al, 2007). As florestas de mangue estão entre as mais ricas em carbono nos trópicos, podendo conter até 1.023 toneladas por hectare, em estimativas mais recentes (DONATO et al, 2011). Santos (2015) ressalta que em uma escala global, a temperatura e a radiação solar possuem controle dominante sobre o desenvolvimento estrutural e crescimento das florestas de mangue, e em escalas locais, os padrões espaciais de composição, biomassa e produtividade são provavelmente controlados principalmente por fatores edáficos, histórico de perturbação e padrões de inundação pelas marés, e pontua que a biomassa das florestas de mangue varia em função de diversos fatores como: idade, espécies dominantes e localidade.

Depois do sedimento, que concentra cerca de 70% do carbono armazenado em manguezais, a biomassa aérea e a subterrânea são os compartimentos com maior contribuição para o armazenamento total de carbono no ecossistema (DONATO et al., 2011).

Soares (1997) destaca que a aplicação de estudo de biomassa em manguezais, pode ser útil para a estimativa da produtividade primária dos manguezais; determinação de armazenagem de elementos neste ecossistema, matéria orgânica, nutrientes e metais pesados; medição das condições do sistema (grau de maturidade, desenvolvimento estrutural, e níveis de estresse); indicação da resposta dos manguezais de vários experimentos; e avaliação dos valores comerciais de biomassa para empresas envolvidas na exploração de madeira e práticas de silvicultura.

## 1 OBJETIVOS

O presente estudo teve como objetivo geral analisar a variabilidade espacial do estoque de carbono da vegetação de manguezais da baía da Ilha Grande (RJ), de forma a fornecer subsídios para a conservação desses ambientes.

No Apêndice é apresentado o manuscrito intitulado “*Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors*”, submetido para publicação no periódico *Journal of Coastal Research*. Este manuscrito foi elaborado com base nos estrutura vegetal de Jabaquara e Saco Grande do Corumbê e teve como objetivo avaliar os efeitos conjuntos entre variáveis físico-químicas e o grau de perturbação antrópica entre estes dois sistemas. Trata-se, portanto, de manuscrito que tem objetivo distinto do proposto nesta dissertação por dar foco aos dados estruturais e a apenas dois dos sistemas avaliados. Por outro, este manuscrito apresenta uma visão complementar a esta dissertação no que diz respeito à avaliação da variabilidade espacial dos manguezais da baía da Ilha Grande e os fatores que regem essa variabilidade.



## 2 HIPÓTESES

Com base nos resultados obtidos, foram testadas as seguintes hipóteses:

- a) H1: As florestas de franja apresentam maior estoque de carbono na biomassa aérea em relação às florestas de transição nos manguezais da Baía da Ilha Grande.
- b) H2: As florestas de franja apresentam maior estoque de carbono na biomassa subterrânea em relação às florestas de transição nos manguezais da Baía da Ilha Grande.
- c) H3: As florestas de franja apresentam maior estoque de carbono na biomassa total (aérea + raízes) em relação às florestas de transição nos manguezais da Baía da Ilha Grande.

Para o estabelecimento dessas hipóteses, assume-se a premissa de que maiores frequências de inundação pelas marés proporcionam condições edáficas mais favoráveis à produtividade primária de espécies mangue (LUGO & SNEDAKER, 1974; ESTRADA et al., 2013).

Tal pesquisa apresenta relevância a partir da escassez de dados na literatura sobre os manguezais do litoral sul fluminense, bem como devido à importância atribuída a esses ecossistemas costeiros.

### 3 ÁREAS DE ESTUDO

#### 3.1 Baía da Ilha Grande

O estudo abrange quatro áreas de manguezais da baía da Ilha Grande, que está localizada ao sul do Estado do Rio de Janeiro estado ( $22^{\circ}50'$  -  $23^{\circ}20'$  S,  $44^{\circ}00'$  -  $44^{\circ}45'$  W). A baía da Ilha Grande possui uma área de 65.258 ha e cerca de 350 km de perímetro na linha d'água, sendo um santuário de biodiversidade singular. Possui uma significativa diversidade de ecossistemas marinhos, em grande parte rodeada por costões rochosos, ilhas, praias arenosas e manguezais, características marcantes da costa verde da região sudeste do Brasil, onde a Serra do Mar intercepta o litoral em diversos pontos. A baía de Ilha Grande é um corpo d'água limitado a oeste pela Ponta de Trindade, a leste pela Ponta da Marambaia e ao sul pelo oceano Atlântico.

Mahiques (1987) dividiu a baía de Ilha Grande em três unidades fisiográficas: Porção Oeste, Canal Central e Porção Leste, terminologia que será adotada neste trabalho. Na altura da baía de Ilha Grande, a Serra do Mar passa a constituir a própria linha de costa e a falta de espaço impede o desenvolvimento de planícies costeiras de expressão (MUEHE; VALENTINI 1998). Na Porção Oeste, a profundidade média é superior a 20 m e os valores máximos situam-se em torno de 40 m. A Porção Leste apresenta relevo mais aplainado e profundidades entre 10 e 25m (MAHIQUES 1987).

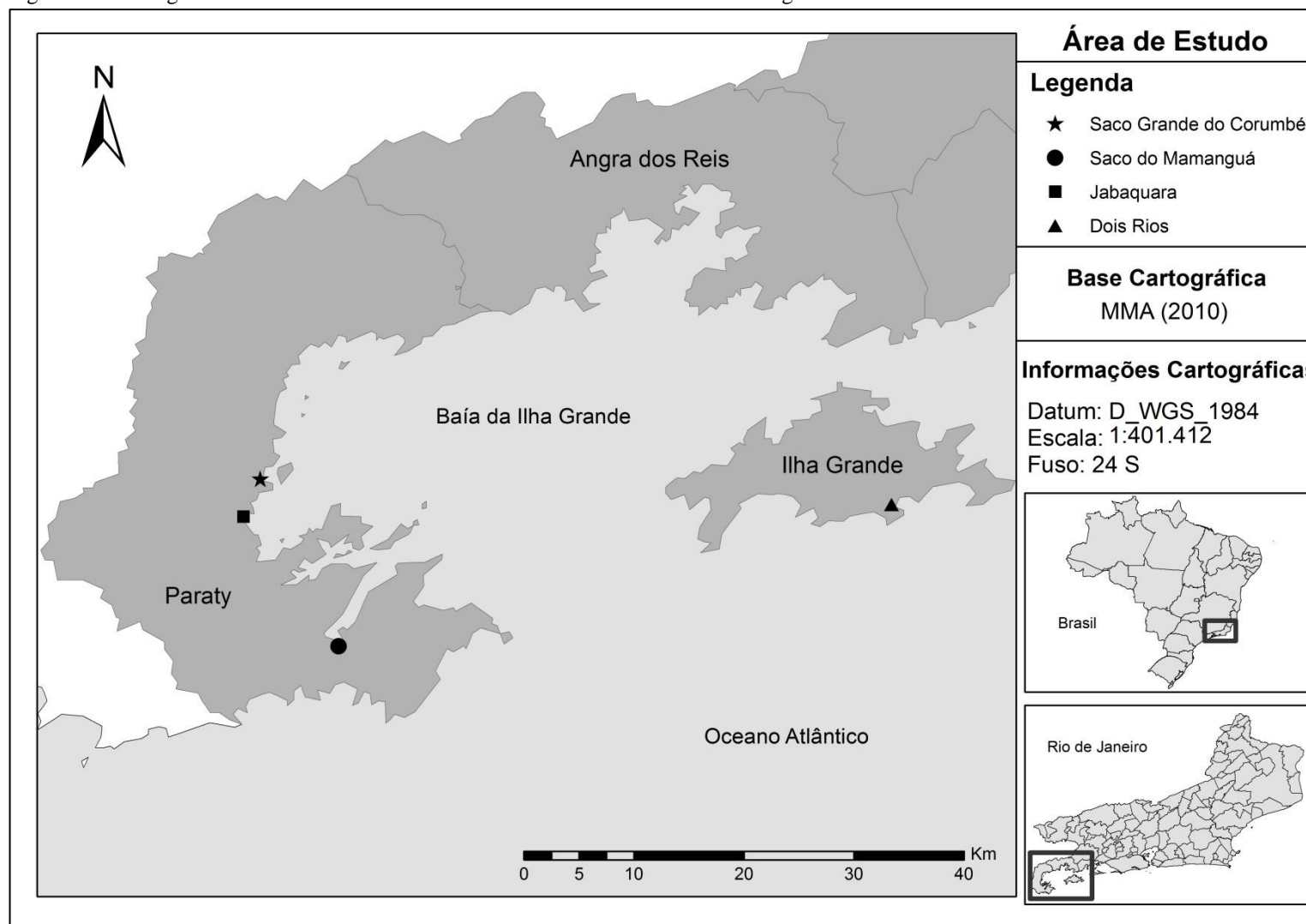
A região da baía da Ilha Grande abriga os municípios de Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba; e possui manguezais cada vez mais pressionados e suprimidos pelo crescimento de atividades e empreendimentos como: turismo, lazer náutico, aterramentos em áreas indevidas, porto comercial (Angra dos Reis), terminal de petróleo (Terminal de Petróleo da Ilha Grande, TEBIG, Petrobrás), terminal de minérios (Vale, Ilha Guaíba), duas usinas nucleares (Almirante Álvaro Alberto, operadas pela Electronuclear) e um estaleiro (BrasFELS) (ARAÚJO; OLIVEIRA, 1998).

Possui clima fortemente influenciado pela compartimentação regional do relevo e pelo desnivelamento altimétrico, que produzem discontinuidades no padrão de distribuição, espacial e temporal, dos regimes de precipitação e de temperatura que se deve, principalmente, ao efeito relativo à grande variação topográfica da Serra do Mar (desde o nível do mar até mais de 2.000 m), que atua sobre o comportamento dos sistemas frontais,

principais responsáveis pela pluviosidade regional (BRASIL, 2005). Segundo Marques (1997), a hidrografia é típica de regiões montanhosas, com forte declividade que é atenuada nas proximidades do litoral.

Schaeffer-Novelli et al. (1990) dividiram os manguezais da costa brasileira em oito unidades fisiográficas, sendo que os manguezais do presente estudo estão situados na Unidade VII, que compreende o litoral desde Cabo Frio (23°00' S) até Torres (29°20' S). Nesta região as florestas podem ser monoespecíficas ou mistas, com presença das espécies arbóreas: *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle*. Para elaboração desse estudo foram selecionadas áreas consideradas representativas dos manguezais da baía da Ilha Grande, quais sejam: Saco do Mamanguá, Jabaquara, Saco Grande do Corumbê e Rio Barra Grande (Vila Dois Rios, Ilha Grande), identificadas no mapa da Figura 1.

Figura 1 – Visão geral da baía de Ilha Grande onde se encontram localizados os manguezais estudados.



Fonte: A autora, 2017.

As áreas de estudo são consideradas importantes polos turísticos nacionais e seus atrativos vão do o centro histórico com casario de arquitetura colonial de Paraty (Considerada, pelo do Decreto-Lei n. 1.450, de 18/09/1945, monumento histórico do Estado do Rio de Janeiro), incluindo presença de Mata Atlântica ao seu redor até outros bens imateriais importantes historicamente como as culturas caiçara, negra, indígena, dos quilombos e portuguesa. Tais atrativos se localizam ou manifestam-se majoritariamente nas áreas periféricas do município (OLIVEIRA, 2005b).

Os manguezais selecionados como área de estudo para o desenvolvimento dessa dissertação estão incluídos em unidades de conservação, que podem ser observadas na Figura 2: Parque Nacional da Serra da Bocaina, com 104.000ha, da qual cerca de 60% localiza-se no Estado do Rio de Janeiro e 40% no Estado de São Paulo (Decreto Federal n. 70.694, de 08 de junho de 1.972); a Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, com 33.800ha (Decreto Federal n. 89242 de 1983) e contém partes do Parque Nacional da Serra da Bocaina, Estação Ecológica Federal dos Tamoios e a Área Estadual de Lazer de Parati-Mirim. Em 1991 é criada a Reserva Ecológica de Juatinga (Paraty), com 7.000ha, sendo administrada pelo Instituto Estadual de Florestas/RJ e está totalmente inserida na APA de Cairuçu.

O Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB), é uma das maiores áreas de Mata Atlântica protegidas do país. Localiza-se em trecho da Serra do Mar, na divisa entre os Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, sendo circundado por importantes núcleos populacionais, como Angra dos Reis, Mambucaba, Paraty, Ubatuba, Cunha, Areias, São José do Barreiro e Bananal. Foi criado pelo Decreto Federal n° 68.172, de 04 de fevereiro de 1971, sob jurisdição do extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), sendo a primeira unidade de Proteção Integral do município de Paraty. Representa um importante fragmento do Domínio da Mata Atlântica, agrupando ampla diversidade de tipos vegetação, grandes extensões contínuas de áreas florestadas, sob diversos domínios geomorfológicos, abrangendo desde áreas costeiras até vertentes íngremes no alto do planalto dissecado da Bocaina, do nível do mar a 2.088 metros de altitude.

A APA Cairuçu ocupa cerca de 40% do município de Paraty, englobando tanto o território continental quanto o insular do município. A primeira, situada na vertente oceânica da Serra do Mar, parte da ponta de Trindade, seguindo em direção Noroeste, pela divisa dos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, até encontrar o rio Mateus Nunes, seguindo a jusante do rio até sua foz, na Praia de Boa Vista, partindo para o Sul, pela linha costeira que contorna o continente. Já a parte insular, é composta por sessenta e três ilhas, da Ilha do Algodão, ao norte, até a Ilha de Trindade, o Sul, todas com grandes amenidades naturais (Decreto Federal

nº 89.242). Na parte continental, a APA se sobrepõe a outras Unidades de Conservação, parcialmente, ao Parque Nacional da Serra da Bocaina, e integralmente, a Reserva Ecológica Estadual da Juatinga. Na parte marinha, há sobreposição com a APA Marinha da Baía de Paraty, Enseada de Paraty-Mirim e Saco do Mamanguá.

A Reserva Ecológica Estadual da Juatinga (REJ), está localizada no extremo sul do Estado do Rio de Janeiro, no município de Paraty, e foi criada pelo Decreto Estadual nº 17.981/92, de 30 de outubro de 1992. Tem como objetivo a preservação do ecossistema, composto por costões rochosos, remanescentes florestais de Mata Atlântica, restingas e mangues. É administrada pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA).

A Estação Ecológica de Tamoios, administrada pelo ICMBio, encontra-se localizada na Baía de Ilha Grande, nos municípios de Angra dos Reis e Paraty. Fazem parte da Estação de Tamoios: ilhas, ilhotas, lajes, rochedos e seus respectivos entornos marinhos no raio de 1 km de extensão.

A APA Marinha da Baía de Paraty, Enseada de Paraty-Mirim e Saco do Mamanguá, criada pela Lei Municipal de 1984, possui 5.642ha e está subordinada à Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (SEDUMA) da Prefeitura de Paraty. A APA da Baía de Paraty, através da Portaria Municipal nº 03, de 23 de fevereiro de 1987, tornou-se “Área de Proibição Permanente à Pesca”, ficando proibida a pesca de arrasto pelo sistema de portas e parelhas, parte da área de abrangência desta APA Marinha, especificamente o Saco do Mamanguá, foi contemplada no Plano de Manejo da APA de Cairuçu. A Zona de Conservação dos Recursos Pesqueiros, subdividida pelo Plano de Manejo em quatro subzonas (Sub Zona de Santuário Marinho; Sub Zona de Proteção do Santuário; Sub Zona de Reserva de Pesca Artesanal e; Sub Zona de Proteção Ambiental), visa estabelecer níveis diferenciados de conservação e proteção nos ambientes marinhos do Saco do Mamanguá.

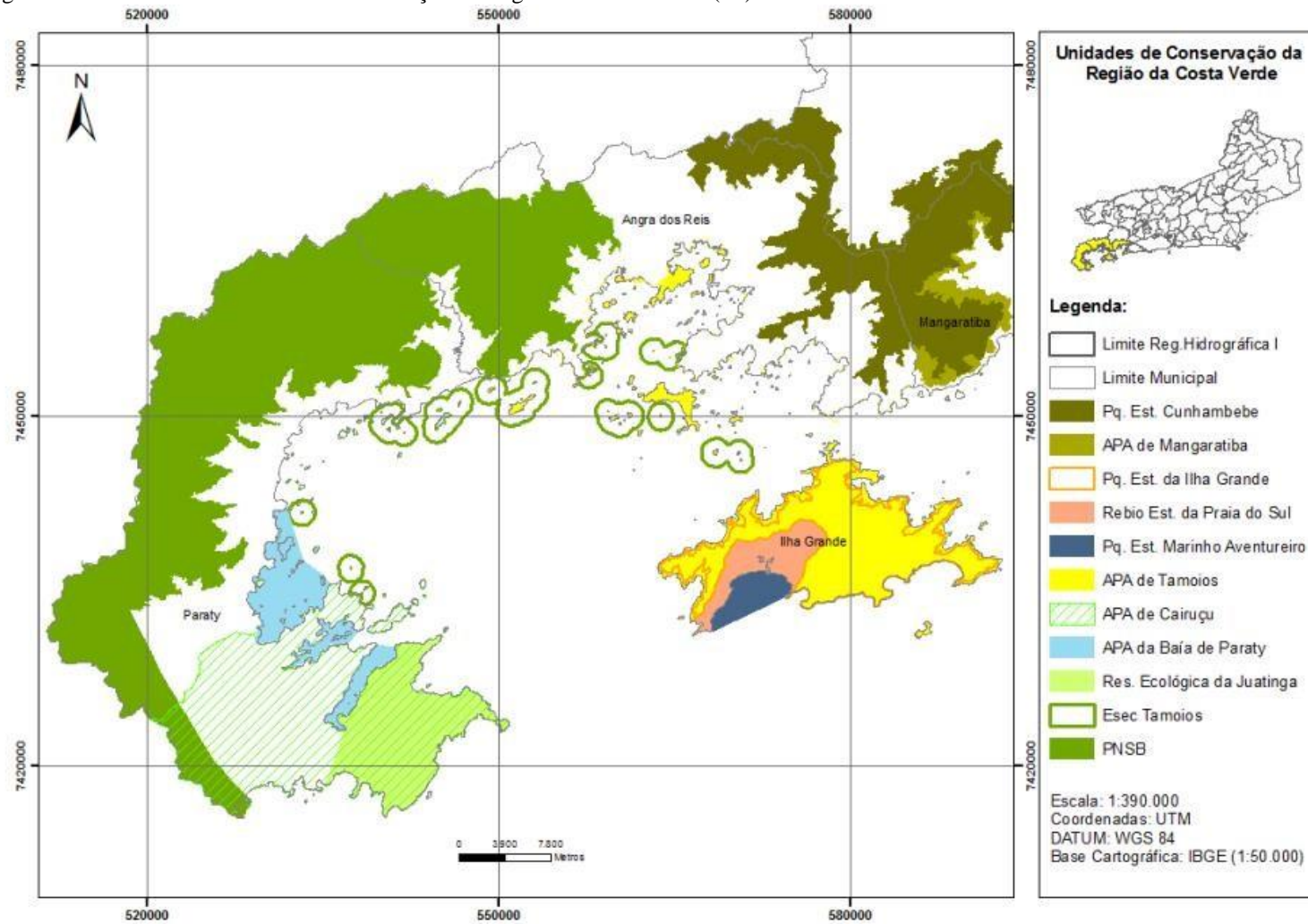
### 3.1.1 Rio Barra Grande (RBG)

A Ilha Grande localiza-se no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (22° 50' - 23° 20' S e 44° 00' - 44° 45' W), encontra-se integralmente incluída na Área de Proteção Ambiental dos Tamoios desde 1986, contém em seu território outras três Unidades de Conservação Ambiental: o Parque Estadual da Ilha Grande, a Reserva Biológica e da Praia do Sul e o Parque Estadual Marinho do Aventureiro. Possui clima tropical, quente e úmido, sem estação

seca, sendo resultado de uma combinação de fatores estáticos, referentes à localização geográfica e topografia (interferência da Serra do Mar e das próprias serras da Ilha Grande), e dinâmicos, como massas de ar (PLANO DE MANEJO, 2010). A Ilha Grande tem, como característica marcante, a alta pluviosidade, tendo como a média anual de precipitação aproximadamente 1500 mm. A região encontra-se sujeita a chuvas durante o ano todo, com maior concentração no verão, não apresentando déficit hídrico. A temperatura média anual varia entre 20 e 26 °C, e apresenta pequena variação ao longo do ano, sendo julho o mês mais frio (20,2 °C) e fevereiro o mais quente (26,4 °C) (PLANO DE MANEJO, 2010).

O manguezal escolhido para o desenvolvimento desse estudo encontra-se no Parque Estadual da Ilha Grande, na Vila de Dois Rios, próximo ao Centro de Estudos Ambientais e de Desenvolvimento Sustentável (CEADS) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Encontra-se integrado ao estuário do rio Barra Grande, região ainda pouco impactada por ação antrópica (COELHO, 2015). Vila Dois Rios é um dos distritos da Ilha Grande e está situada a cerca de 13 km da Vila do Abraão, onde a maioria dos turistas é recebida. Esta área se localiza na face oceânica da ilha. Este mesmo local foi sede da extinta Colônia Penal Agrícola Cândido Mendes (Presídio Ilha Grande) que depois de desativado, tornou-se um atrativo turístico (SANTOS; MONTEIRO, 2001). Dois rios deságuam nesta região: rio Barra Grande e rio Barra Pequena (NUNES-FREITAS; ROCHA, 2007), o que dá origem ao nome da vila.

Figura 2 – Mosaico de Unidades de Conservação da Região da Costa Verde (RJ).



Fonte: FONTES, 2013.



Segundo Mazzoni et al. (2010), o rio Barra Grande possui alta vazão e no seu trajeto é possível encontrar substratos rochosos, cascalhos e áreas com areias e detritos. O estuário do rio Barra Grande é caracterizado por densas florestas de mangue e de Mata Atlântica, com abundância de árvores de grande porte (NUNES-FREITAS; ROCHA, 2007). Leles (2013) e Ramos (2014) classificam este estuário como positivo e, por isso, espera-se que a salinidade aumente a jusante do rio, além de parcialmente estratificado, com uma cunha salina que é aprisionada em determinadas épocas do ano em função da formação de uma barra arenosa na desembocadura do estuário. Em relação às forçantes de maré e vento, o estuário é caracterizado por um regime de micromaré e influência da forçantes vento no empilhamento de água no estuário, principalmente devido a sua baixa profundidade (LELES, 2013). Uma vez que a área não apresenta floresta de transição, os dados gerados representam apenas florestas de franja. De acordo com dados obtidos pelo NEMA (Núcleo de Estudos em Manguezais) através do monitoramento da estrutura, esse manguezal é caracterizado como mono específico, dominado pela espécie *Laguncularia racemosa*.

### 3.1.2 Jabaquara (JAB)

Jabaquara localiza-se a 2 km do centro histórico de Paraty (23°12'0"S 44°43'30"W), possui uma área com forte pressão antrópica oriunda da expansão urbana no entorno. O trecho do Rio de Janeiro à Santos da Rodovia BR-101 foi construído a partir de 1970 e o tráfego aberto em 1976. Segundo o site oficial da prefeitura municipal de Paraty, tal construção consolidou a vocação turística de Paraty no momento em que a tornou mais acessível. A abertura desta rodovia, juntamente com a abertura da estrada de Paraty para Cunha (RJ165), trouxeram a especulação imobiliária e o turismo para o município, proporcionando um aumento demográfico e de circulação de pessoas, mercadorias e serviços.

Devido à especulação imobiliária foi observado em determinados pontos do manguezal perturbações antrópicas como construções dentro da Área de Preservação Permanente que ocasionam a liberação de esgoto sem tratamento adequado diretamente na floresta, além da forte atividade turística e da construção da estrada, que dá acesso à rodovia Rio-Santos, denominada como Avenida Jabaquara. A construção desta estrada bloqueou boa parte dos canais que serviam como vias de irrigação do manguezal, embora existam manilhas

alocadas sob a estrada com o intuito de que ocorra a inundação pelas marés, o que se observa é uma área pouco inundada. Pode-se constatar, ainda, a presença de uma ponte sobre o rio que deságua na região (Rio Jabaquara), a qual dá acesso à rodovia Rio Santos. Além disso, ocorrem problemas quanto ao aterro de uma de suas extremidades (junto à praia do Jabaquara), visando à instalação de loteamento.

### 3.1.3 Saco Grande do Corumbê (SGC)

Saco Grande do Corumbê localiza-se cerca de 10 km do centro de Paraty ( $23^{\circ}10'0''\text{S}$   $44^{\circ}42'30''\text{W}$ ), o qual apresenta características de área conservada e protegida devido à dificuldade de acesso e pela presença da Ilha do Araújo, posicionada frente a floresta. Possui uma área de manguezal peculiar e encontra-se em frente ao Parque Nacional da Serra da Boicaina. Sua floresta de transição possui o limite em uma encosta. Trata-se de área sobre a qual há pouca informação disponível.

### 3.1.4 Saco do Mamanguá (SMA)

O Saco de Mamanguá localiza-se a sudeste da Baía da Ilha Grande ( $23^{\circ}14'$ ,  $23^{\circ}18'\text{S}$  e  $44^{\circ}36'$ ,  $44^{\circ}39'\text{W}$ ), no Município de Paraty, Estado do Rio de Janeiro, constituindo uma reentrância do mar, de cerca de 8 km de comprimento e média de 1 km de largura, com profundidade média de 05 metros, com máxima de 10 metros em sua entrada, decrescendo em direção ao fundo. A partir da região mediana do Mamanguá, delimitada pela Praia do Cruzeiro e Praia Grande, o Saco de Mamanguá se afunila apresentando largura média de 400 metros e 03 metros de profundidade com a presença de parcel do Cruzeiro, da Ilha Grande e da Ilha Pequena até se afunilar novamente na localidade do Currupira, que marca a entrada do fundo do Mamanguá, local de baixíssima profundidade e considerado berçário marinho (MARIANO, 2006). É considerado um dos principais roteiros turísticos de Paraty, e devido a isso, o crescente aumento das atividades náuticas com o aumento do tráfego marítimo, a urbanização e a ocupação das áreas costeiras e de manguezais têm representado ameaças à manutenção de boa qualidade ambiental. Cerca de 2000 pessoas vivem no Saco do

Mamanguá, que recebe, nos meses de verão, cerca de 20.000 visitantes. Durante esta temporada, o volume de esgoto aumenta a quantidade de lixo, barcos e carros em áreas adjacentes que podem induzir impactos (VELHO et al, 2012).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Delineamento Amostral

Para testar as hipóteses propostas nesse estudo foram delimitadas três parcelas aleatórias em cada área de manguezal para dois tipos fisiográficos a serem analisados: florestas de franja e florestas de transição; totalizando 21 parcelas (seis parcelas nas florestas do Saco Grande do Corumbê, Jabaquara e Saco do Mamanguá, e três na floresta do Rio Barra Grande), a determinação da área da parcela seguiu recomendações propostas por Estrada (2009). A floresta de manguezal situada no Rio Barra Grande que é caracterizada apenas por floresta de franja, diante disso, os dados gerados representam somente o tipo fisiográfico encontrado. A classificação das florestas em tipos fisiográficos seguiu as orientações de Estrada et al. (2013).

A nomenclatura adotada para identificação das parcelas foi: JF1, JF2 e JF3 para a franja e JT1, JT2 e JT3 para a transição no Jabaquara; CF1, CF2 e CF3 para a franja e CT1, CT2 e CT3 para a transição no Saco Grande do Corumbê; MF1, MF2 e MF3 para franja e MT1, MT2 e MT3 para transição no Saco do Mamanguá; RF1, RF2 e RF3 para franja do Rio Barra Grande). Na tabela a seguir estão apresentadas as coordenadas geográficas das florestas e parcelas estudadas (Tabela 1).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas florestas e parcelas de manguezal utilizadas como áreas de estudo. (continua)

<b>Áreas</b>	<b>Lat</b>	<b>Long</b>
Rio Barra Grande	23°10'46.35"S	44°11'35.66"O
Jabaquara	23°11'51.66"S	44°43'21.07"O
Saco do Mamanguá	23°18'7.64"S	44°38'12.53"O
Saco Grande do Corumbê	23°10'5.64"S	44°42'27.66"O
<b>Parcelas</b>	<b>Lat</b>	<b>Long</b>
Rio Barra Grande F1	23°11'10.00"S	44°11'31.22"O
Rio Barra Grande F2	23°11'11.38"S	44°11'31.76"O
Rio Barra Grande F3	23°11'12.28"S	44°11'33.44"O
Jabaquara F1	23°11'59.45"S	44°43'16.72"O
Jabaquara F2	23°11'57.15"S	44°43'16.79"O
Jabaquara F3	23°11'53.49"S	44°43'16.84"O

Tabela 1 – Coordenadas geográficas florestas e parcelas de manguezal utilizadas como áreas de estudo. (conclusão)

<b>Parcelas</b>	<b>Lat</b>	<b>Long</b>
Jabaquara T1	23°12'3.42"S	44°43'22.05"O
Jabaquara T2	23°11'58.54"S	44°43'25.06"O
Jabaquara T3	23°11'55.43"S	44°43'25.84"O
Saco Grande do Corumbê F1	23°10'9.39"S	44°42'14.19"O
Saco Grande do Corumbê F2	23°10'6.79"S	44°42'17.98"O
Saco Grande do Corumbê F3	23°10'3.88"S	44°42'21.33"O
Saco Grande do Corumbê T1	44°42'19.08"O	23°10'13.05"S
Saco Grande do Corumbê T2	44°42'25.17"O	23°10'12.09"S
Saco Grande do Corumbê T3	23°10'9.46"S	44°42'29.85"O
Saco do Mamanguá F1	23°18'5.51"S	44°38'27.12"O
Saco do Mamanguá F2	23°17'59.30"S	44°38'13.56"O
Saco do Mamanguá F3	23°17'50.80"S	44°38'20.51"O
Saco do Mamanguá T1	23°18'11.63"S	44°38'24.07"O
Saco do Mamanguá T2	23°18'2.55"S	44°37'58.98"O
Saco do Mamanguá T3	23°17'47.08"S	44°38'12.24"O

Fonte: A autora, 2017.

## 4.2 Caracterização estrutural

A área das parcelas variou entre 30 e 441 m<sup>2</sup>, de acordo com a densidade vegetal observada em cada ponto, sendo amostrado um número representativo de indivíduos, considerando-se a homogeneidade estrutural da floresta com relação à composição de espécies e ao desenvolvimento estrutural dos indivíduos, a delimitação das parcelas foi feita com auxílio da uma trena, como mostrado na Figura 3. Em cada parcela, todos os indivíduos com altura superior a um metro foram identificados em termos de espécie e medidos quanto à altura dos mesmos e o diâmetro dos troncos à altura do peito (DAP - 1,30 m do substrato), além de ter sido descrita a condição (vivo ou morto) de cada tronco (ESTRADA, 2009).

Com o intuito de analisar as características do desenvolvimento estrutural da floresta, foram calculados, seguindo as orientações de Cintrón & Schaeffer-Novelli (1985), os seguintes parâmetros: altura média, DAP médio, densidade de troncos (vivos e mortos), área basal e dominância relativa de espécies (em termos de área basal).

São realizadas ainda análises de relação entre DAP médio e a média da altura, e troncos por indivíduo para analisar possíveis diferenças na arquitetura da floresta.

Figura 3 – Delimitação de parcela com o auxílio da uma trena.



Fonte: A autora, 2015.

Também é realizada uma descrição da distribuição em classes de diâmetros em cada parcela. Para isso, os diâmetros dos troncos são agrupados em classes com intervalos de 2 cm para as parcelas de franja e 1 cm para as parcelas de transição, isso em função da redução do DAP em função da variação estrutural (ESTRADA, 2009). Assim, obtêm-se uma curva de distribuição diamétrica.

#### 4.3 Estimativa da Biomassa Aérea

A estimativa de biomassa aérea foi realizada através da aplicação de equações alométricas aos dados de DAP e altura de cada árvore. As equações utilizadas para as árvores de *L. racemosa* e *R. mangle* foram desenvolvidas a partir de árvores coletadas no

manguezal de Guaratiba (RJ) por Soares (1997) e Soares & Schaeffer-Novelli (2005), e as equações utilizadas para as árvores de *A. schaueriana* foram desenvolvidas, igualmente em Guaratiba por Estrada (2013).

Para as árvores mortas em pé foram aplicadas equações que estimam apenas a biomassa de tronco, galhos principais e rizóforos quando se tratar de *Rhizophora mangle*. Para as árvores mortas, apenas equações cuja variável independente é o DAP foram consideradas, já que nessas árvores a padronização do método de caracterização da estrutura vegetal não determina a medição da altura (ESTRADA, 2013), esses modelos são demonstrados nas Tabelas 2 e 3 a seguir.

Tabela 2 – Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea seca de árvores vivas e posterior cálculo das taxas de sequestro de carbono.

Espécie	Equação	R <sup>2</sup> <sub>a</sub>	EPE
Biomassa Aérea de Árvores Vivas			
<i>A. schaueriana</i> *	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 4,8017 + 2,5282 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,994	0,187
<i>L. racemosa</i> **	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 14,2536 + 0,4985 \times \text{Ln}(\text{AB}^2 \times \text{ALT})$	0,987	0,194
<i>R. mangle</i> **	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 14,9105 + 0,5261 \times \text{Ln}(\text{AB}^2 \times \text{ALT})$	0,991	0,171
Biomassa Aérea de Árvores Mortas			
<i>A. schaueriana</i> **	$\text{Ln}(\text{TR} + \text{GP}) = 4,4117 + 2,5578 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,992	0,227
<i>L. racemosa</i> **	$\text{Ln}(\text{TR} + \text{GP}) = 4,9308 + 2,2951 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,989	0,181
<i>R. mangle</i> ***	$\text{Ln}(\text{TR} + \text{RLNL}) = 4,9851 + 2,5142 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,984	0,227

Legenda: \*= equações extraídas de Estrada (2013); \*\* = equações extraídas de Soares (1997) e Soares & Schaeffer-Novelli (2005); \*\*\*= equação desenvolvida a partir dos dados de Soares (1997) e Soares & Schaeffer-Novelli (2005); R<sup>2</sup><sub>a</sub> = coeficiente de determinação ajustado; EPE= erro padrão da estimativa; DAP = diâmetro do tronco à altura do peito (cm); ALT = altura da árvore (m); AB = área basal do tronco(m<sup>2</sup>); TOTAL = biomassa da parte aérea total da árvore; TR + GP = biomassa do tronco e galhos principais; TR + RLNL = biomassa do tronco e rizóforos lenhosos e não-lenhosos.

Fonte: A autora, 2017.

Tabela 3 – Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea seca de árvores vivas e posterior cálculo das taxas de sequestro de carbono.

Espécie	Equação	R <sup>2</sup> <sub>a</sub>	EPE
<i>A. schaurianna</i> *	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 4,8017 + 2,5282 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,994	0,187
<i>L. racemosa</i> **	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 5,2394 + 2,2792 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,986	0,204
<i>R. mangle</i> **	$\text{Ln}(\text{TOTAL}) = 5,2985 + 2,4810 \times \text{Ln}(\text{DAP})$	0,989	0,182

Legenda: \*= equações extraídas de Estrada (2013) \*\* = equações extraídas de Soares (1997) e Soares & Schaeffer-Novelli (2005); R<sup>2</sup><sub>a</sub> = coeficiente de determinação ajustado; EPE= erro padrão da estimativa; TOTAL = biomassa da parte aérea total da árvore.

Fonte: A autora, 2017.

#### 4.3.1 Conversão da Biomassa Aérea em Estoque de Carbono

Para a conversão dos valores de biomassa aérea ( $t \cdot ha^{-1}$ ) em estoque de carbono ( $tC \cdot ha^{-1}$ ) foi utilizado o teor de carbono em biomassa de espécies de mangue de  $0,45 \text{ gC/g}$  massa seca (TWILLEY *et al.*, 1992). Dessa forma, os valores de biomassa foram multiplicados pelo teor de carbono para obtenção da massa de carbono acumulada.

#### 4.4 Estimativa de Biomassa subterrânea

A estimativa da biomassa subterrânea (ou subterrânea) foi determinada por meio de coletas de testemunhos de sedimento de 1m de profundidade, seguindo procedimentos descritos em linhas gerais por Santos (2015) e demonstrado na Figura 4.

Em cada parcela foram coletados aleatoriamente três testemunhos para análise da biomassa subterrânea. Foram utilizados tubos metálicos de 7cm de diâmetro e 1,5m de comprimento, de forma que fosse possível extrair testemunhos de, no mínimo, 1 m de profundidade.

Figura 4 – Coleta de testemunho para extração de sedimento.



Legenda: (A) – início da inserção do tubo metálico para coleta do testemunho; (B) – tubo coletor totalmente inserido no sedimento e pronto para retirada do mesmo e posteriormente, coleta da amostra.

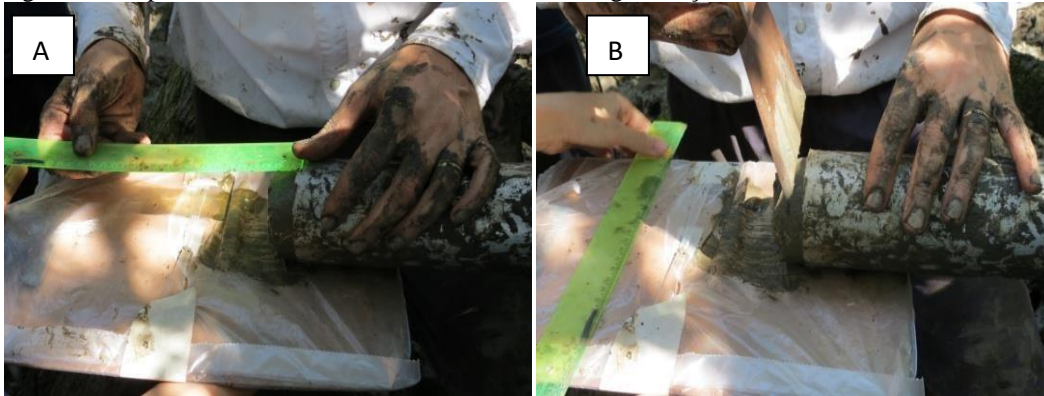
Fonte: A autora, 2015.

Os testemunhos foram divididos em subamostras de 10 centímetros, ainda em campo (Figura 5). Essas amostras foram armazenadas separadamente em sacos individuais e



devidamente identificados. As amostras de sedimento subterrânea foram levadas ao laboratório de Oceanografia Biológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Figura 5 - Etapa de retirada das amostras do tudo e de fragmentação do testemunho coletado em sub amostras.



Legenda: (A) – medição de sub amostras de sedimento; (B) – fragmentação das sub amostras com o auxílio de uma espátula.

Fonte: A autora, 2015.

Em laboratório as amostras passaram pelo processo de lavagem em água corrente para separação total do sedimento das raízes com auxílio de peneiras com malha de 0,25 mm, posteriormente, as raízes triadas foram armazenadas em estufa a 70° C. As amostras foram pesadas até se obter a constância do peso para obtenção do peso seco.

No caso de testemunhos cuja recuperação foi inferior a 1 m, a massa contida no último extrato de 10 cm foi extrapolada para as últimas camadas faltantes. Este procedimento foi realizado para permitir a comparação entre as parcelas sem que os fatores recuperação do testemunho tivesse influência direta no resultado.

A massa subterrânea contida em até 1 metro de testemunho foi transformada em t.ha<sup>1</sup>, extrapolando-se a área superficial ocupada pelo tubo par 1 ha. Foi assumida a média entre os tubos como representativa de cada parcela.

#### 4.4.1 Conversão da Biomassa Subterrânea em Estoque de Carbono

Para calcular, primeiro foi calculada a contribuição de cada espécie, com base na dominância em área basal por espécie, conforme procedimentos descritos por Rodrigues *et al.* (2014). Foi aplicada a taxa de conversão de biomassa seca em carbono específica (42,6%

para *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* 40,0% para *Rhizophora mangle*), relativizando-se pela contribuição de cada espécie na floresta. A fórmula de conversão utilizada nesse estudo foi:

$$\text{Estoque de C} = \frac{(\text{Sp1 BGB [C]} \times \text{RodrDominância\%}) + (\text{Sp2 BGB [C]} \times \text{Sp2 Dominância\%}) + (\text{Sp3 BGB [C]} \times \text{Sp2 Dominância\%})}{100} \quad (1)$$

Sendo:

Sp BGB [C] = Teor de carbono na biomassa subterrânea específico;

Sp Dominância% = Dominância relativa (percentual) em área basal viva da espécie na parcela ou floresta em questão.

#### 4.5 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos mensurados para auxiliar na compreensão da variabilidade espacial da vegetação foram: salinidade da água intersticial, potencial redox (Eh) e potencial de hidrogênio (pH). Todos os parâmetros foram coletados em 5 réplicas aleatórias por parcela.

##### 4.5.1 Salinidade da água intersticial

Para a determinação da salinidade da água intersticial, foram escavados furos no substrato com auxílio de uma espátula de aço de carbono até a profundidade do lençol freático. A profundidade de cada réplica foi mensurada com o auxílio de uma régua, e posteriormente anotada junto as demais informações. Em cada réplica foi coletada uma amostra de água com o auxílio de uma pipeta e utilizou-se um refratômetro American Optical modelo A366ATC, graduado de 0 a 160, com precisão de uma unidade (Figura 6).

#### 4.5.2 Potencia Redox (Eh) e Potencial de Hidrogênio (pH)

O pH e o Eh (mV) foram mensurados por meio de sensores (marca Thermo Scientific, modelo Orion 3-Star Plus) inseridos diretamente no sedimento. Em cada parcela, foram realizadas 5 medições aleatórias em superfície e a 15 cm de profundidade (MCKEE, 1993), como indicado na Figura 7. As medidas foram registradas após a observação da estabilização do equipamento. Os valores de Eh lidos no equipamento foram elevados em 220 mV, medida de calibração do equipamento.

Figura 6 – Observação feita com o refratômetro de amostra de água.



Fonte: A autora, 2015.

Figura 7 – Obtenção dos dados de Eh e pH.



Legenda: (A) – imagem de uma réplica escavada com equipamento realizando medição do fator pH à 15cm de profundidade; (B) – imagem de uma de uma réplica escavada com equipamento realizando medição do fator Eh em superfície.

Fonte: A autora, 2015.

#### 4.6 Análises Estatísticas

Para verificar a existência de padrões espaciais de variação dos parâmetros estruturais, do estoque de carbono (nas biomassas aérea, subterrânea e total) e dos parâmetros físico-químicos, foi utilizado o teste de análise de variância (ANOVA), bifatorial entre os tipos fisiográficos e sistemas, além da interação entre esses fatores.

Foi aplicado o pós-teste de Tukey nos casos em que o teste de ANOVA indicou a existência de diferenças significativas. Foram empregados testes paramétricos apesar de apenas parte dos dados violarem parcialmente as premissas paramétricas. Essa decisão foi tomada com base em Zar (2010), que sugere que somente nos casos em que as premissas do teste de ANOVA são severamente violadas o teste não-paramétrico equivalente deve ser empregado.

Os procedimentos descritos acima foram aplicados apenas para os sistemas que apresentam florestas de franja e transição (SGC, JAB e SMA). Para incluir RBG na comparação entre sistemas foi realizado teste de ANOVA unifatorial entre as florestas de franja dos quatro sistemas.

Para avaliar de forma adicional a relação entre o estoque de carbono (total e por compartimento) e os parâmetros físico-químicos foram testadas também análises de regressão linear simples entre estas variáveis.

Todos os testes seguirão orientações gerais de Zar (2010), foram realizados com auxílio do programa Statistica 6.0 e assumiram intervalo de confiança de 5% ( $p < 0,05$ ).

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Estrutura Vegetal

#### 5.1.1 Dominância Relativa de Espécies

Em três das quatro florestas definidas como áreas de estudo (JAB, SGC e SMA) foram encontradas as espécies arbóreas *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* em diferentes proporções (Tabela 4; Figura 8), na floresta localizada em RBG foi encontrada apenas a espécie *L. racemosa*, embora três indivíduos esparsos de *R. mangle* tenham sido observados fora das parcelas.

Considerando a dominância em área basal por espécie, a composição florestal do manguezal em JAB apresentou, de forma geral, domínio por *A. schaueriana*, tanto na franja quanto na transição. No tipo fisiográfico de franja a espécie *L. racemosa* foi observada com mais frequência quando comparada à espécie *R. mangle*, enquanto na transição esse padrão se inverte.

No manguezal de SGC, *A. schaueriana* domina somente na zona de franja, enquanto na transição a dominância passa a ser determinada por *R. mangle*. A espécie *L. racemosa* obteve maior contribuição observada em relação a JAB, principalmente na transição.

No manguezal do SMA, *A. schaueriana* domina somente na zona de franja, enquanto na transição a floresta passa a ser dominada por *L. racemosa*, com exceção da parcela MT3 que, assim como na franja, é dominada por *A. schaueriana*. A parcela MT3 é também a única onde observa-se contribuição expressiva de *R. mangle* neste sistema.

Nota-se que a contribuição de troncos mortos é, de forma geral, baixa em todos os sistemas, sendo inferior a 10% na maioria das parcelas e nunca ultrapassando 20%.

Tabela 4 – Composição de espécies e desenvolvimento estrutural dos manguezais nas florestas de mangue de Jabaquara, Saco Grande do Corumbê, Saco do Mamanguáe Rio Barra Grande na região da baía de Ilha Grande (RJ). (continua)

Estação	Densidade (tr. vivos.ha <sup>-1</sup> )	DAP Médio (cm)	Altura Média (m)	Área Basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Contribuição em área basal (%)		
					Espécie	viva	morta
Saco Grande do Corumbê							
CF1	9571	6,56	3,15 ± 3,01	32,69	<i>A. schaueriana</i>	69,41	0,15
					<i>L. racemosa</i>	13,98	0,85
					<i>R.mangle</i>	15,60	0
CF2	8133	7,85	4,44±3,64	40,31	<i>A. schaueriana</i>	65,82	0
					<i>L. racemosa</i>	8,57	2,26
					<i>R.mangle</i>	23,34	0
CF3	7333	6,55	4,29±3,51	25,00	<i>A. schaueriana</i>	66,41	0,11
					<i>L. racemosa</i>	16,93	1,13
					<i>R.mangle</i>	15,42	0
CT1	6753	6,75	4,61±3,29	24,95	<i>A. schaueriana</i>	13,04	0,30
					<i>L. racemosa</i>	25,42	2,67
					<i>R.mangle</i>	58,52	0,05
CT2	3067	9,64	8,07±2,37	25,59	<i>A. schaueriana</i>	8,16	8,43
					<i>L. racemosa</i>	21,81	1,56
					<i>R.mangle</i>	57,57	2,48
CT3	2933	9,25	5,83±4,29	21,20	<i>A. schaueriana</i>	17,56	3,71
					<i>L. racemosa</i>	14,77	1,76
					<i>R.mangle</i>	60,59	1,62
Jabaquara							
JF1	1033	17,04	10,95±5,48	23,79	<i>A. schaueriana</i>	93,69	0,98
					<i>L. racemosa</i>	5,33	0
					<i>R.mangle</i>	0	0
JF2	1933	12,29	8,23±6,86	23,76	<i>A. schaueriana</i>	96,46	3,54
					<i>L. racemosa</i>	0	0
					<i>R.mangle</i>	0	0
JF3	2167	14,66	7,29±6,98	37,49	<i>A. schaueriana</i>	87,13	0,35
					<i>L. racemosa</i>	9,16	2,12
					<i>R.mangle</i>	0,64	0
JT1	2917	10,01	8,76±6,66	24,81	<i>A. schaueriana</i>	87,82	4,52
					<i>L. racemosa</i>	0,02	0
					<i>R.mangle</i>	4,72	2,91
JT2	2889	10,01	5,88±5,83	23,17	<i>A. schaueriana</i>	94,53	1,25
					<i>L. racemosa</i>	0,68	0,04
					<i>R.mangle</i>	2,93	0,58

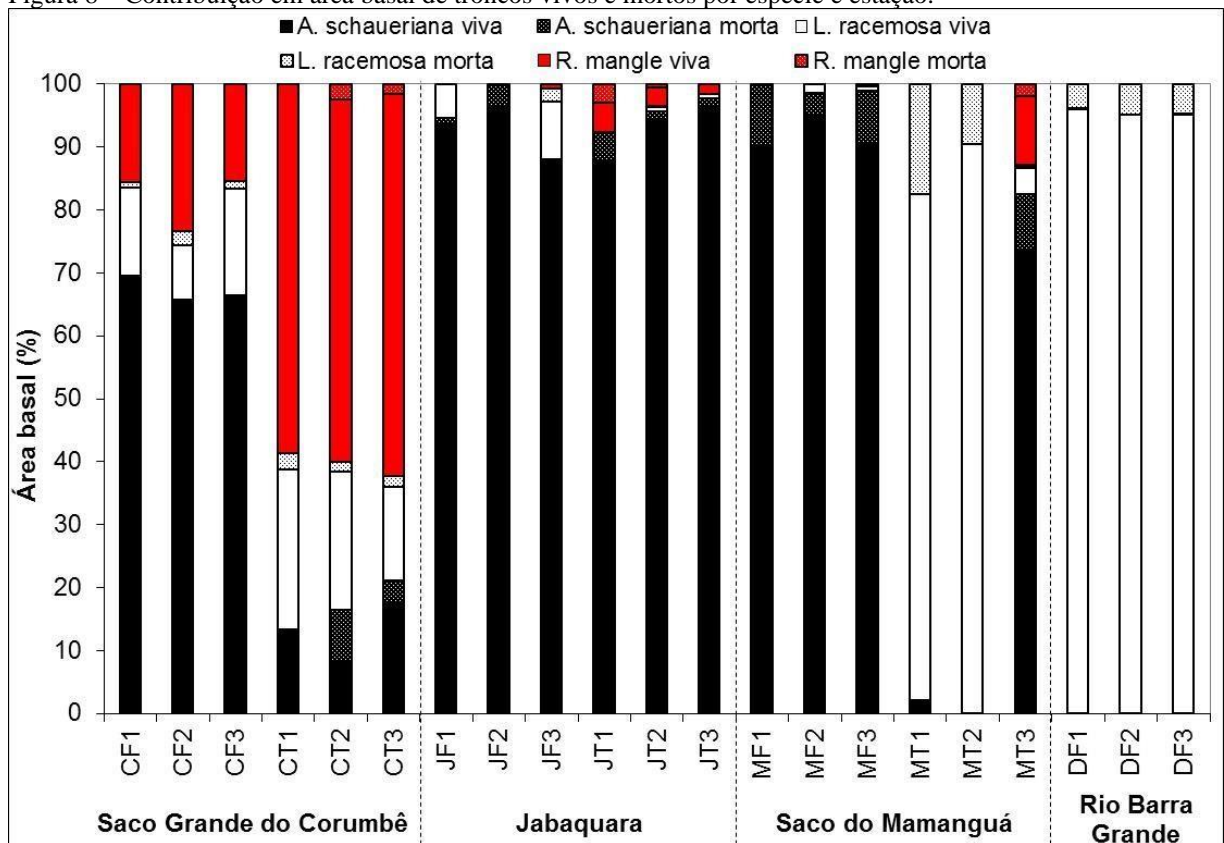
Tabela 4 – Composição de espécies e desenvolvimento estrutural dos manguezais nas florestas de mangue de Jabaquara, Saco Grande do Corumbê, Saco do Mamanguá e Rio Barra Grande na região da baía de Ilha Grande (RJ). (conclusão)

Estação	Densidade (tr. vivos.ha <sup>-1</sup> )	DAP Médio (cm)	Altura Média (m)	Área Basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Contribuição em área basal (%)		
					Espécie	viva	morta
JT3	3333	11,80	4,27±3,63	36,94	<i>A. schaueriana</i>	96,48	1,39
					<i>L. racemosa</i>	0,55	0
					<i>R.mangle</i>	1,58	0
Saco do Mamanguá							
MF1	1131	15,17	9,87±5,04	22,61	<i>A. schaueriana</i>	90,30	9,57
					<i>L. racemosa</i>	0,13	0
					<i>R.mangle</i>	0	0
MF2	1373	16,76	9,51±5,19	31,36	<i>A. schaueriana</i>	95,22	3,42
					<i>L. racemosa</i>	1,32	0,04
					<i>R.mangle</i>	0	0
MF3	1247	17,20	12,03±5,70	31,62	<i>A. schaueriana</i>	90,58	8,39
					<i>L. racemosa</i>	0,65	0
					<i>R.mangle</i>	0,37	0
MT1	14667	3,09	4,15±2,08	13,33	<i>A. schaueriana</i>	2,18	0
					<i>L. racemosa</i>	80,32	17,50
					<i>R.mangle</i>	0	0
MT2	10833	3,72	3,88±2,52	13,04	<i>A. schaueriana</i>	0	0
					<i>L. racemosa</i>	90,48	9,52
					<i>R.mangle</i>	0	0
MT3	14250	4,08	5,43±2,31	21,00	<i>A. schaueriana</i>	73,56	9,05
					<i>L. racemosa</i>	4,19	0,37
					<i>R.mangle</i>	10,89	1,96
Dois Rios							
DF1	4722	10,12	9,26±2,53	39,57	<i>A. schaueriana</i>	0	0
					<i>L. racemosa</i>	96,07	3,93
					<i>R.mangle</i>	0	0
DF2	2800	8,06	5,36±1,60	15,01	<i>A. schaueriana</i>	0	0
					<i>L. racemosa</i>	95,15	4,86
					<i>R.mangle</i>	0	0
DF3	2633	12,01	7,59±2,62	31,29	<i>A. schaueriana</i>	0	0
					<i>L. racemosa</i>	95,26	4,74
					<i>R.mangle</i>	0	0

Fonte: A autora, 2017.



Figura 8 – Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos por espécie e estação.



Fonte: A autora, 2017.

### 5.1.2 Desenvolvimento Estrutural

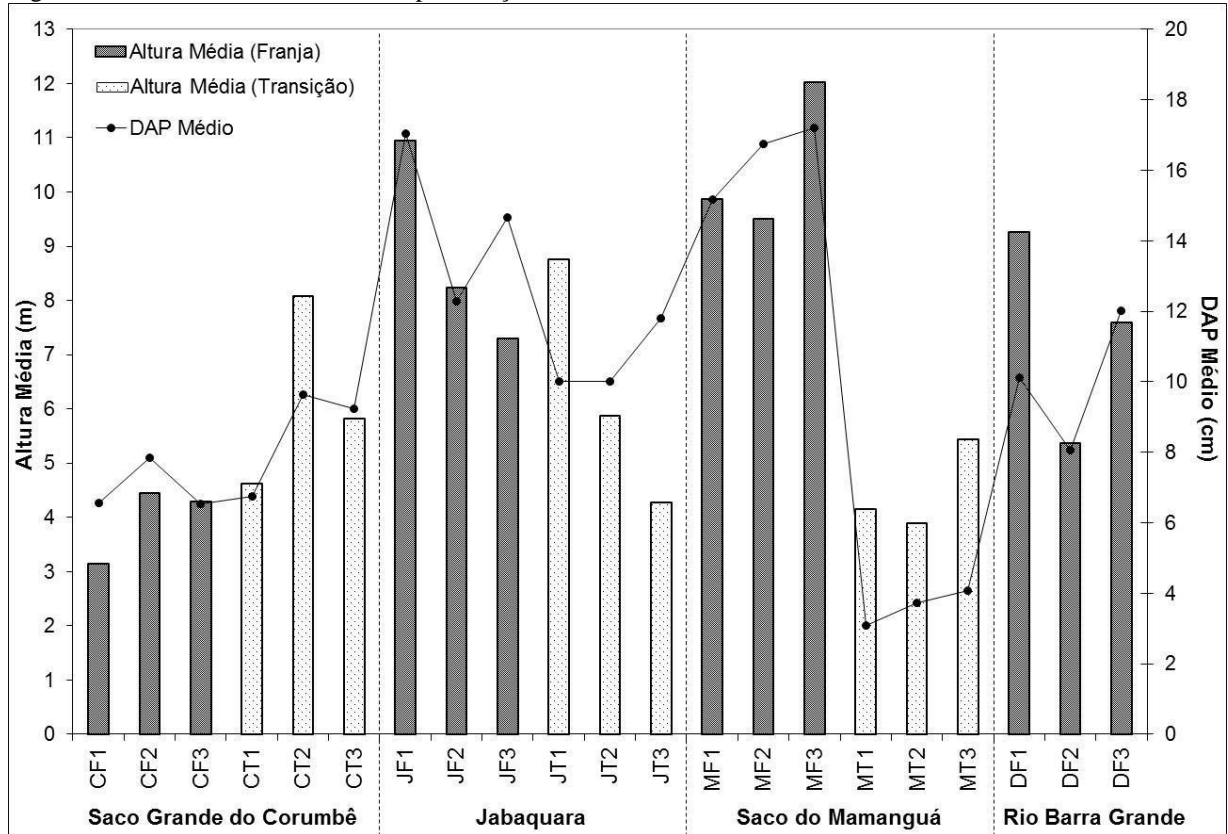
O desenvolvimento estrutural apresenta elevada variabilidade, refletindo a diversidade de condições ambientais entre sistemas e tipos fisiográficos, como pode ser observado na Tabela 4 e na Figura 9. A densidade varia de 1.033 a 14.667tr. vivos.ha<sup>-1</sup>, altura e DAP médio entre 3,15 ± 3,01 e 12,03 ± 5,70m e 3,09 e 17,04 cm, respectivamente, e a área basal entre 13,04 e 40,31 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

De forma geral, as parcelas de florestas de franja de JAB e SMA são as que apresentaram maior desenvolvimento estrutural, com menores densidades de troncos e maiores alturas médias e DAP médios (Figura 9). Por outro lado, as florestas de transição do SMA se destacam como as que apresentam menor desenvolvimento estrutural dentre todas as estudadas.

Na Figura 9, pode-se observar que quando comparados, os tipos fisiográficos apresentaram dois padrões distintos: em SGC, o desenvolvimento estrutural é maior nas

florestas de transição, ao passo que em JAB e SMA o padrão se inverte. Em RBG, que não apresenta florestas de transição, o desenvolvimento estrutural das florestas de franja é intermediário em relação ao observado entre SGC, JAB e SMA.

Figura 9 – DAP médio e altura média por estação.



Fonte: A autora, 2017.

A contribuição em área basal por espécie e classes de DAP ( $DAP < 2,5$  cm;  $2,5 \leq DAP \leq 10$  cm;  $DAP > 10$  cm) é apresentada nas Figuras 10 a 12.

De forma geral, a análise da contribuição em área basal por espécie e classes de DAP corrobora os padrões de variação espacial do desenvolvimento estrutural descritos anteriormente. A análise dos gráficos reforça a identificação das florestas de transição de SMA como as menos desenvolvidas, tendo em vista serem essas as que apresentam os menores percentuais de contribuição na classe de  $DAP > 10$  cm e os maiores nas classes de  $DAP < 2,5$  cm e  $2,5 \leq DAP \leq 10$  cm.

Em SGC nota-se que não apenas a dominância relativa de *A. schaueriana* e *R. mangle* se alterna entre franja e transição, como também a contribuição em área basal nas classes de DAP intermediária e superior ( $>10$  cm) se alternam em proporções similares.

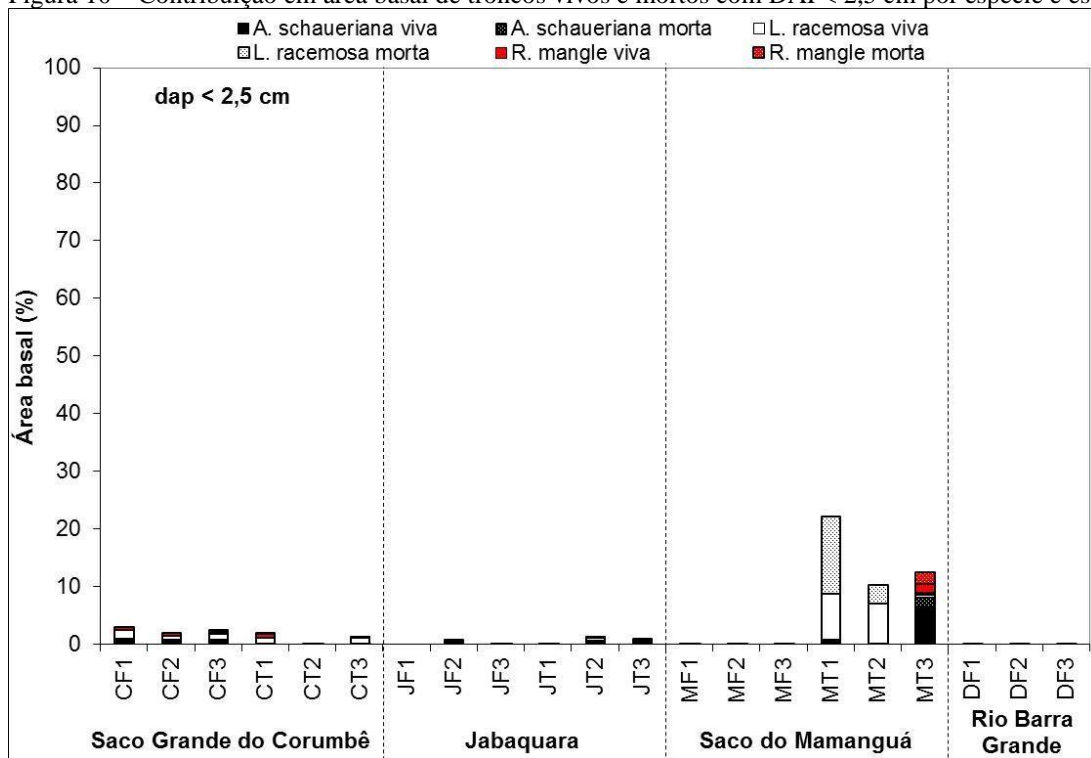
Em JAB, padrão de variação similar é observado entre as menos dominantes *R. mangle* e *L. racemosa*. Ainda em JAB, nota-se elevado desenvolvimento, com indivíduos predominantemente nas classes maiores de DAP.

Nas florestas de SMA, as franjas são compostas por árvores de diâmetros mais variados e a transição, por sua vez, apresentam os menores percentuais de contribuição na classe de  $DAP > 10$  cm e os maiores nas classes de  $DAP < 2,5$  cm e  $2,5 \leq DAP \leq 10$  cm. A mudança da dominância de *A. schaueriana* para *L. racemosa* em direção à transição é, portanto, acompanhada de forte mudança na distribuição da área basal pelas classes de DAP. Na transição, o domínio de *L. racemosa* está associado a muitas árvores de médio e pequeno porte, ao passo que na transição o domínio de *A. schaueriana* se dá por um número menor de árvores de maior porte. Esse padrão de variação espacial, contudo, não se aplica plenamente à estação MT3, que é dominada por *A. schaueriana* e é a única que apresenta ocorrência de *R. mangle*.

De forma geral, a análise da contribuição em área basal por espécie e classes de DAP corrobora os padrões de variação espacial descritos anteriormente. As florestas de franja de RBG, em comparação com os demais sistemas, possuem menor desenvolvimento estrutural tendo em vista os menores percentuais de contribuição da classe de  $DAP > 10$  cm e os maiores na classe intermediária. Apresenta dominância da espécie *L. racemosa*.

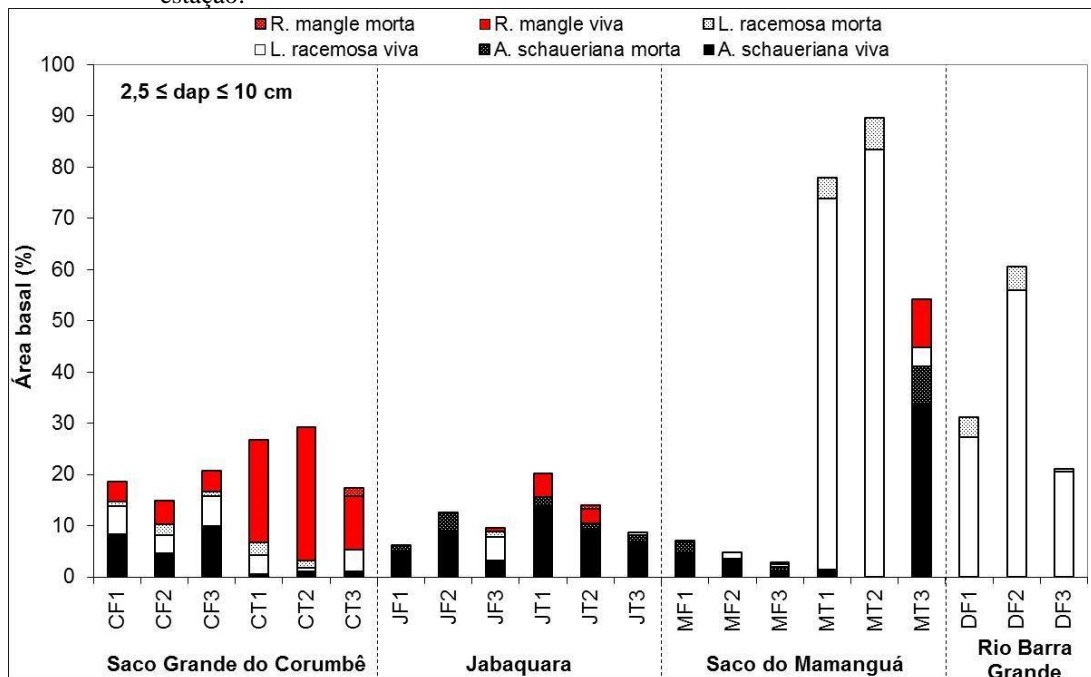
De forma geral todas as florestas apresentaram maior contribuição de troncos vivos, independente da espécie, do DAP e do tipo fisiográfico (Figuras 10, 11 e 12), com exceção da parcela MT1 que demonstrou maior contribuição em área basal de troncos mortos com  $DAP < 2,5$ cm para a espécie *L. racemosa* (Figura 10).

Figura 10 – Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP < 2,5 cm por espécie e estação.



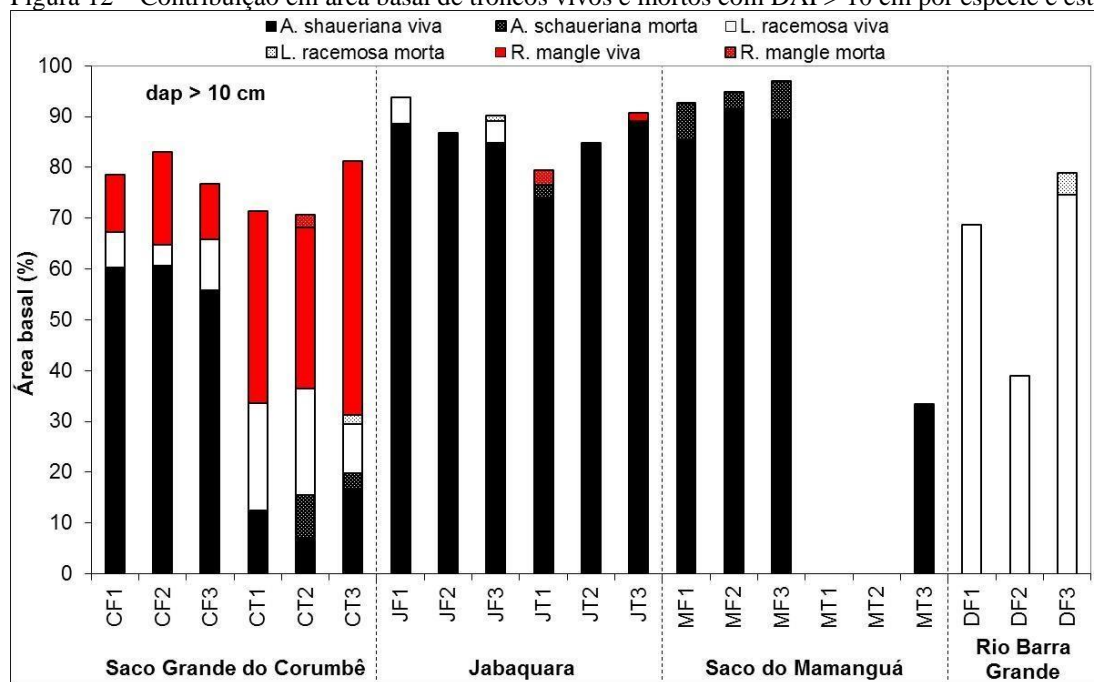
Fonte: A autora, 2017.

Figura 11 – Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP  $\geq 2,5$  e  $\leq 10$  cm por espécie e estação.



Fonte: A autora, 2017.

Figura 12 – Contribuição em área basal de troncos vivos e mortos com DAP &gt; 10 cm por espécie e estação.



Fonte: A autora, 2017.

## 5.2 Parâmetros Físico-Químicos

Nesta seção são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos medidos em campo, cujas médias (por estação e fator) são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Valores de média e desvio padrão dos dados de parâmetros físicoquímicos. (continua)

Sistemas	Salinidade	pH	pH 15	Eh (mv)	Eh 15 (mv)
SGC	29,2 ± 13,7	6,64 ± 0,24	6,45 ± 0,00	187,4 ± 237,7	166,0 ± 291,8
JAB	41,5 ± 6,4	6,55 ± 0,65	6,20 ± 0,46	428,3 ± 191,1	424,3 ± 194,1
SMA	37,2 ± 2,3	6,41 ± 0,14	6,57 ± 0,12	1,8 ± 189,8	-165,1 ± 196,4
RBG	19,5 ± 1,3	5,01 ± 0,82	5,68 ± 0,50	106,0 ± 114,6	58,4 ± 274,8
Franjas	33,2 ± 9,2	6,13 ± 0,88	6,14 ± 0,47	234,2 ± 188,2	281,0 ± 162,9
Transições	34,1 ± 13,5	6,60 ± 0,39	6,52 ± 0,06	464,5 ± 153,5	472,0 ± 179,4
Franjas SGC	38,3 ± 2,2	6,83 ± 0,25	6,40 ± 0,04	398,9 ± 83,4	425,5 ± 98,9
Transições SGC	20,1 ± 14,8	6,51 ± 0,14	6,52 ± 0,00	-24,5 ± 9,8	-93,4 ± 33,3

Tabela 5. Valores de média e desvio padrão dos dados de parâmetros físicoquímicos. (conclusão)

<b>Sistemas</b>	<b>Salinidade</b>	<b>pH</b>	<b>pH 15</b>	<b>Eh (mv)</b>	<b>Eh 15 (mv)</b>
Franjas JAB	35,9 ± 1,7	6,14 ± 0,54	5,89 ± 0,41	392,3 ± 87,6	375,9 ± 96,4
Transições JAB	47,2 ± 2,3	6,96 ± 0,37	6,50 ± 0,22	464,5 ± 282,4	472,0 ± 279,0
Franjas SMA	39,2 ± 0,2	6,55 ± 0,02	6,59 ± 0,00	39,8 ± 194,0	-82,9 ± 264,5
Transições SMA	35,1 ± 0,8	6,33 ± 0,21	6,56 ± 0,29	-36,1 ± 219,3	-247,2 ± 17,0
Franjas RBG	19,5 ± 1,3	5,00 ± 0,81	5,68 ± 0,55	106,0 ± 114,6	58,4 ± 274,8
CF1	40,2 ± 1,1	7,01 ± 0,51	6,43 ± 0,13	477,7 ± 156,0	356,8 ± 68,5
CF2	39,0 ± 1,2	6,65 ± 0,56	6,34 ± 0,16	407,5 ± 70,7	380,7 ± 82,4
CF3	35,8 ± 1,9	6,54 ± 0,79	6,44 ± 0,22	311,4 ± 66,6	538,9 ± 28,1
CT1	31,8 ± 1,9	6,50 ± 0,17	6,51 ± 0,19	-33,0 ± 88,1	-54,9 ± 86,3
CT2	25,2 ± 4,9	6,41 ± 0,35	6,47 ± 0,11	-13,5 ± 97,5	-113,3 ± 35,8
CT3	3,4 ± 1,7	6,64 ± 0,24	6,56 ± 0,26	-25,6 ± 61,9	-112,1 ± 30,7
JF1	35,6 ± 2,7	5,56 ± 0,63	5,68 ± 0,66	464,3 ± 77,9	316,5 ± 80,2
JF2	34,4 ± 1,5	6,20 ± 0,38	5,60 ± 0,85	417,7 ± 60,0	324,1 ± 160,1
JF3	37,8 ± 1,6	6,67 ± 0,33	6,41 ± 0,11	294,7 ± 39,7	487,2 ± 79,7
JT1	45,0 ± 1,2	6,61 ± 0,35	6,22 ± 0,40	144,8 ± 72,6	155,5 ± 43,6
JT2	49,6 ± 3,6	7,10 ± 0,67	6,52 ± 0,16	567,9 ± 183,4	583,1 ± 144,1
JT3	47,0 ± 2,3	7,17 ± 0,43	6,77 ± 0,13	680,6 ± 129,2	679,9 ± 100,6
MF1	39,4 ± 0,9	6,41 ± 0,12	6,66 ± 0,11	259,6 ± 3,28	222,4 ± 69,9
MF2	39,0 ± 1,2	6,53 ± 0,18	6,57 ± 0,21	-32,2 ± 119,2	-226,4 ± 149,0
MF3	39,4 ± 1,3	6,56 ± 0,28	6,54 ± 0,11	-107,8 ± 143,8	-244,8 ± 71,3
MT1	36,0 ± 2,3	6,61 ± 0,11	6,81 ± 0,10	-263,2 ± 95,2	-335,2 ± 6,6
MT2	34,4 ± 1,3	6,22 ± 0,60	6,47 ± 0,23	-19,8 ± 128,0	-182,2 ± 167,4
MT3	35,0 ± 0,7	6,16 ± 0,46	6,41 ± 0,66	174,6 ± 87,0	-224,4 ± 223,6
RF1	18,4 ± 2,3	5,98 ± 0,44	6,08 ± 0,78	59,6 ± 155,4	-258,0 ± 73,7
RF2	19,2 ± 1,1	4,35 ± 0,43	5,08 ± 0,57	21,8 ± 1,9	195,8 ± 16,3
RF3	21,0 ± 2,2	4,67 ± 0,63	5,89 ± 0,22	236,6 ± 11,3	237,6 ± 13,3

Fonte: A autora, 2017.

### 5.2.1 Salinidade da Água Intersticial

Os valores médios de salinidade da água intersticial dos sedimentos variaram entre  $34,4 \pm 1,5$  e  $49,6 \pm 3,6$  no manguezal do JAB; entre  $3,4 \pm 1,7$  e  $40,2 \pm 1,1$  no manguezal do SGC; entre  $34,4 \pm 1,3$  e  $39,4 \pm 2,3$  no manguezal do SMA; e entre  $18,4 \pm 1,1$  e  $21,0 \pm 2,2$  no manguezal do RBG. Foram observados maiores valores nas estações localizadas na transição do JAB, enquanto em SGC e SMA os maiores valores foram observados para as parcelas localizadas na franja (Tabela 5).

Na comparação entre os sistemas que apresentam florestas de transição (Figuras 13A a 13C), as análises estatísticas confirmam diferenças significativa entre sistemas e na interação entre sistemas e tipos fisiográficos (Tabela 6). O pós-teste de Tukey indica que a salinidade em SGC é significativamente mais baixa que em JAB, mas não que em SMA (Figura 13A). Esse resultado é explicado pela baixa salinidade na transição de SGC, a qual é significativamente diferente da maioria dos tratamentos (Figura 13C).

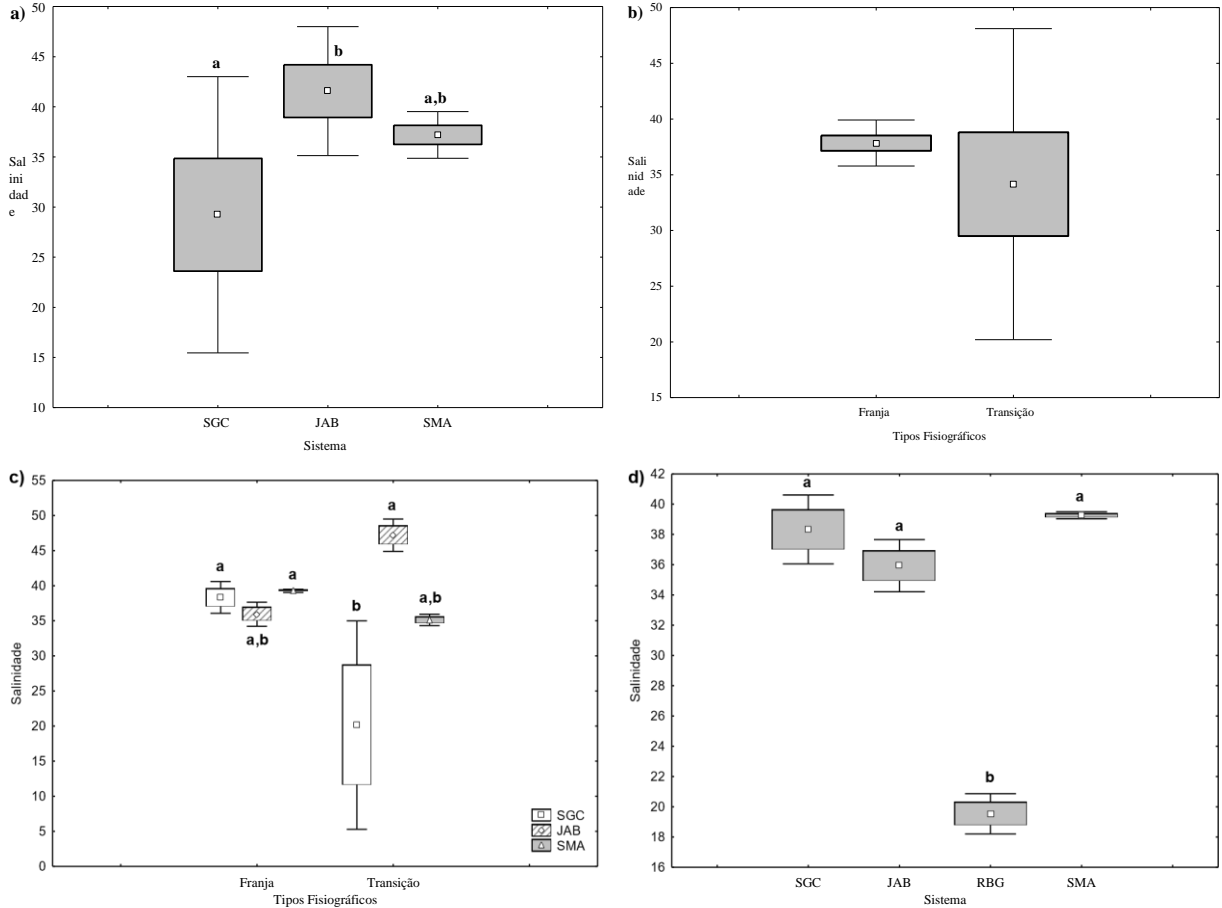
A comparação entre as florestas de franja dos quatro sistemas ( $GL = 3$ ;  $MS = 257,39$ ;  $F = 103,230$ ;  $p = 0,000001$ ) também indica diferenças significativas. O pós teste de Tukey demonstra que este resultado se deve à salinidade significativamente mais baixa em RBG na comparação com os demais sistemas (Figura 13D).

Tabela 6 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de salinidade da água intersticial.

<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Tipo Fisiográfico	1	61,24	1,5630	0,235055
Sistema	2	234,65	5,9893	<b>0,015709</b>
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	325,83	8,3167	<b>0,005418</b>

Fonte: A autora, 2017.

Figura 13 - Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de salinidade da água intersticial: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; Saco do Mamangá = SMA); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



Fonte: A autora, 2017.

### 5.2.2 Potencial Redox (Eh)

Em relação aos valores médios do potencial Redox (Eh) do sedimento (Tabela 5), em JAB os dados de superfície variaram entre  $144,82 \pm 72,64$  e  $680,64 \pm 129,2$ , enquanto a 15 cm de profundidade estiveram entre  $155,56 \pm 43,69$  e  $679,88 \pm 100,6$ . SGC apresentou valores negativos tanto em superfície, com  $-33,06 \pm 88,61$  e  $477,68 \pm 156,0$ , quanto a 15 cm de profundidade, com  $-113,34 \pm 35,83$  e  $538,98 \pm 28,11$ . No manguezal do SMA, os valores de Eh superficial variaram entre  $-263,2 \pm 95,28$  e  $259,6 \pm 3,288$  em superfície, e entre  $-335,2 \pm 6,611$  e  $222,4 \pm 69,96$  a 15cm de profundidade. No RBG variaram entre  $21,80 \pm 1,910$  e



236,6 ± 11,31 em superfície e entre -258,0 ± 73,73 e 237,6 ± 13,3 6 a 15 cm de profundidade.

Os maiores valores de Eh superficial e a 15cm foram na estação localizada na transição do JAB (JT3), enquanto a menor de Eh superficial foi encontrada da transição do SMA (MT1). O menor valor de Eh a 15cm de profundidade foi observado para a parcela localizada na franja do SMA (MF3) (Tabela 7).

As análises estatísticas indicam diferenças significativas na comparação entre sistemas e na interação entre sistemas e tipos fisiográficos, para o Eh superficial, e apenas entre sistemas para o Eh a 15 cm (Tabelas 7 e 8). O pós-teste de Tukey indica que o Eh superficial e a 15 cm em SMA são significativamente mais baixos que em JAB. Para o Eh a 15 cm ainda verifica-se diferença significativa entre o primeiro e SGC (Figuras 14 e 15). Apesar do fator tipos fisiográficos não ter apresentado diferenças significativas, a interação entre os dois fatores confirma diferenças entre franja e transição para o Eh superficial. Em SGC, o Eh superficial é significativamente mais elevado na franja do que na transição. Além disso, o Eh superficial nas transições de SGC e SMA são significativamente mais baixos que na transição de JAB.

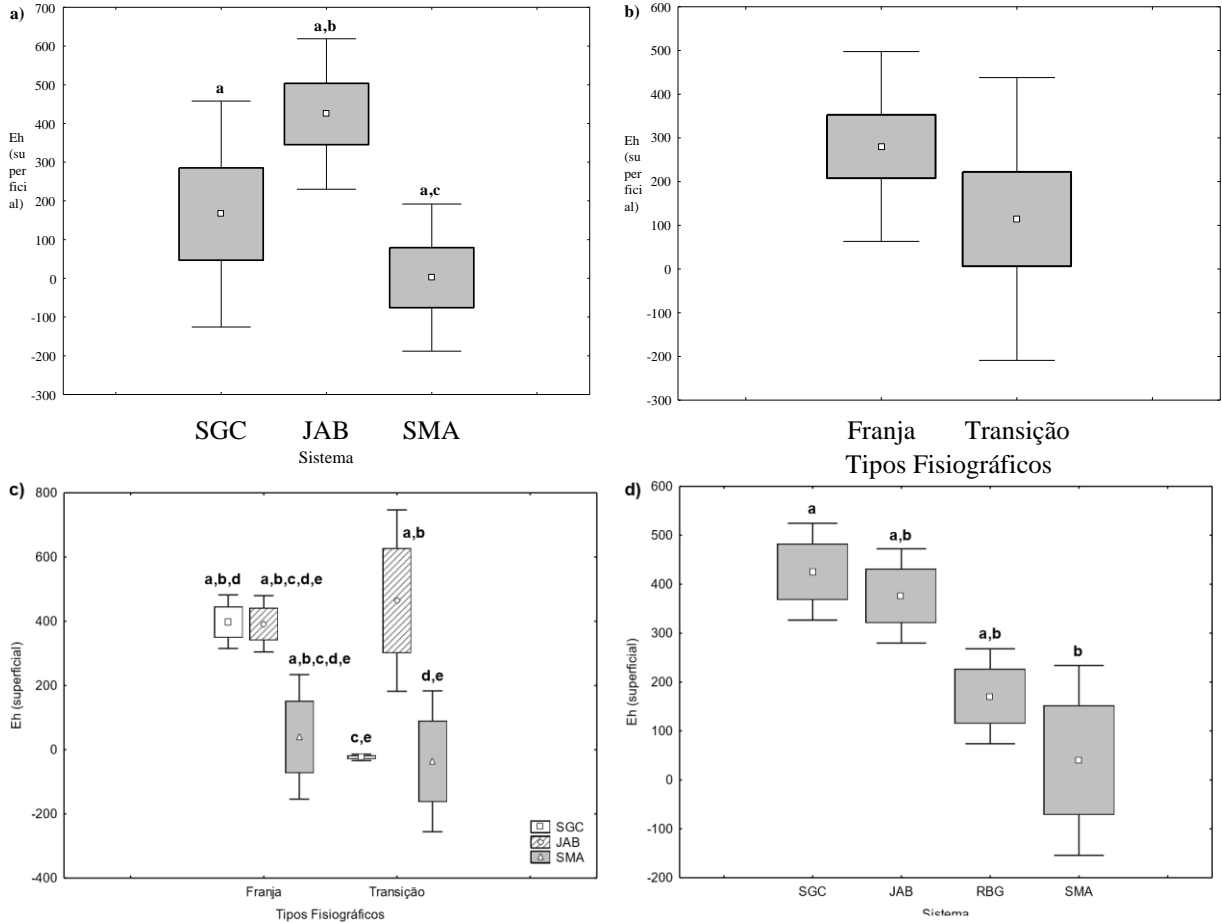
Na comparação unifatorial entre as florestas de franja dos quatro sistemas, observam-se diferenças significativas tanto para o Eh superficial (GL = 3; MS = 97024,9; F = 5,86786; p = 0,020303) quanto a 15 cm (GL = 3; MS = 176314,4; F = 4,40245; p = 0,041601). Contudo, o pós-teste de Tukey confirma diferenças significativas apenas para o Eh superficial: a média em SGC é significativamente mais elevada que em SMA (Figura 14D).

Tabela 7 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de Eh superficial.

<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Tipo Fisiográfico	1	124045,2	4,04908	0,067196
Sistema	2	272237,7	8,88639	<b>0,004287</b>
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	151374,3	4,94116	<b>0,027197</b>

Fonte: A autora, 2017.

Figura 14 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de potencial redox (Eh) superficial do sedimento: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA = Saco do Mamangá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



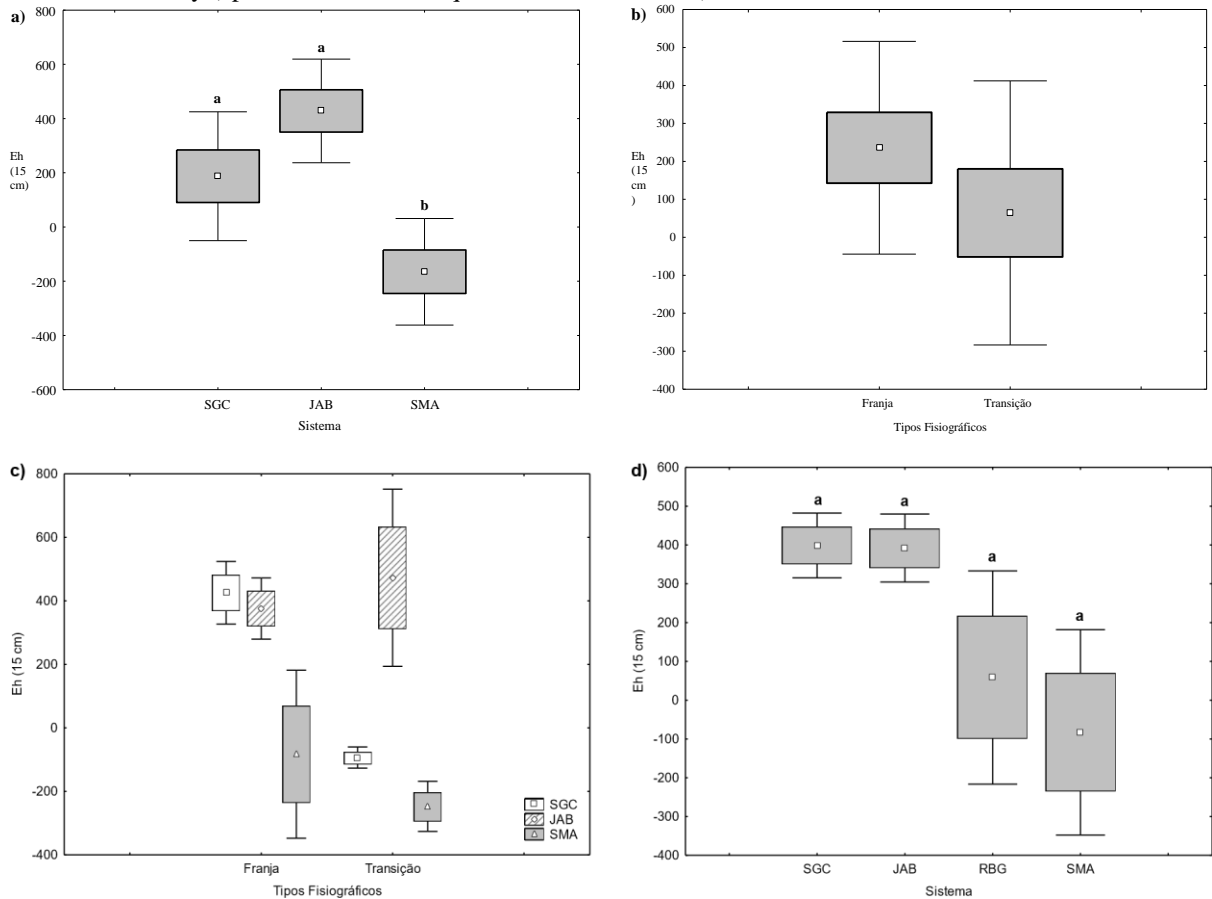
Fonte: A autora, 2017.

Tabela 8 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de Eh a 15 cm de profundidade.

Fator	GL	MS	F	p
Tipo Fisiográfico	1	132643,4	4,65996	0,051832
Sistema	2	534487,9	18,77736	<b>0,000202</b>
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	91997,2	3,23200	0,075359

Fonte: A autora, 2017.

Figura 15 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de potencial redox (Eh) a 15 cm de profundidade do sedimento: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; Saco do Mamanguá = Saco do Mamanguá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



Fonte: A autora, 2017.

### 5.2.3 Potencial de Hidrogênio (pH)

Os valores médios do pH superficial no sedimento das florestas do JAB variaram entre  $5,56 \pm 0,63$  e  $7,10 \pm 0,67$ , a 15cm de profundidade variaram entre  $5,60 \pm 0,85$  e  $6,77 \pm 0,13$  (Tabela 8). Em SGC variam entre  $6,41 \pm 0,35$  e  $7,01 \pm 0,51$ , e entre  $6,34 \pm 0,16$  e  $6,56 \pm 0,26$ , respectivamente. Em SMA variaram entre  $6,16 \pm 0,46$  e  $6,56 \pm 0,28$ , e entre  $6,41 \pm 0,66$  e  $6,81 \pm 0,10$ , respectivamente. Em RBG variaram entre  $4,35 \pm 0,43$  e  $5,98 \pm 0,44$ , e entre  $5,08 \pm 0,57$  e  $6,08 \pm 0,78$ , respectivamente.

Os menores valores de pH superficial e a 15cm foram na estação localizada na franja do RBG (RF2). Os maiores valores de pH superficial e a 15cm de profundidade foram observados nas parcelas de transição das florestas do JAB (JT3) e do SMA (MT1).

Apesar das diferenças aparentes observadas para o pH superficial entre SGC, JAB e SMA, a se destacar as médias mais baixas nas florestas de transição em JAB, as análises estatísticas não indicam diferenças significativas para nenhum dos fatores (Tabela 9; Figura 16). A interação entre sistemas e tipos fisiográficos chega a indicar diferenças significativas, mas o pós-teste de Tukey demonstra que na realidade não há diferença significativa em nenhum caso (Figura 16C). No caso no pH a 15 cm de profundidade, não houve diferenças significativas (Tabela 10; Figura 17).

Na comparação entre as florestas de franja dos quatro sistemas, a ANOVA unifatorial indicou significância apenas para o pH superficial (GL = 3; MS = 1,7695; F = 6,542; p = 0,015163). De acordo com o pós-teste de Tukey, o pH superficial em RBG é significativamente mais baixo que em SGC e SMA (Figura 16D). Nos demais casos não há diferença significativa. Para o pH a 15 cm de profundidade não houve diferença significativa (GL = 3; MS = 0,5242; F = 3,991; p = 0,052151).

Tabela 9 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de pH superficial.

<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Tipo Fisiográfico	1	0,0919	1,074	0,320537
Sistema	2	0,0726	0,848	0,452320
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	0,4784	5,591	<b>0,019236</b>

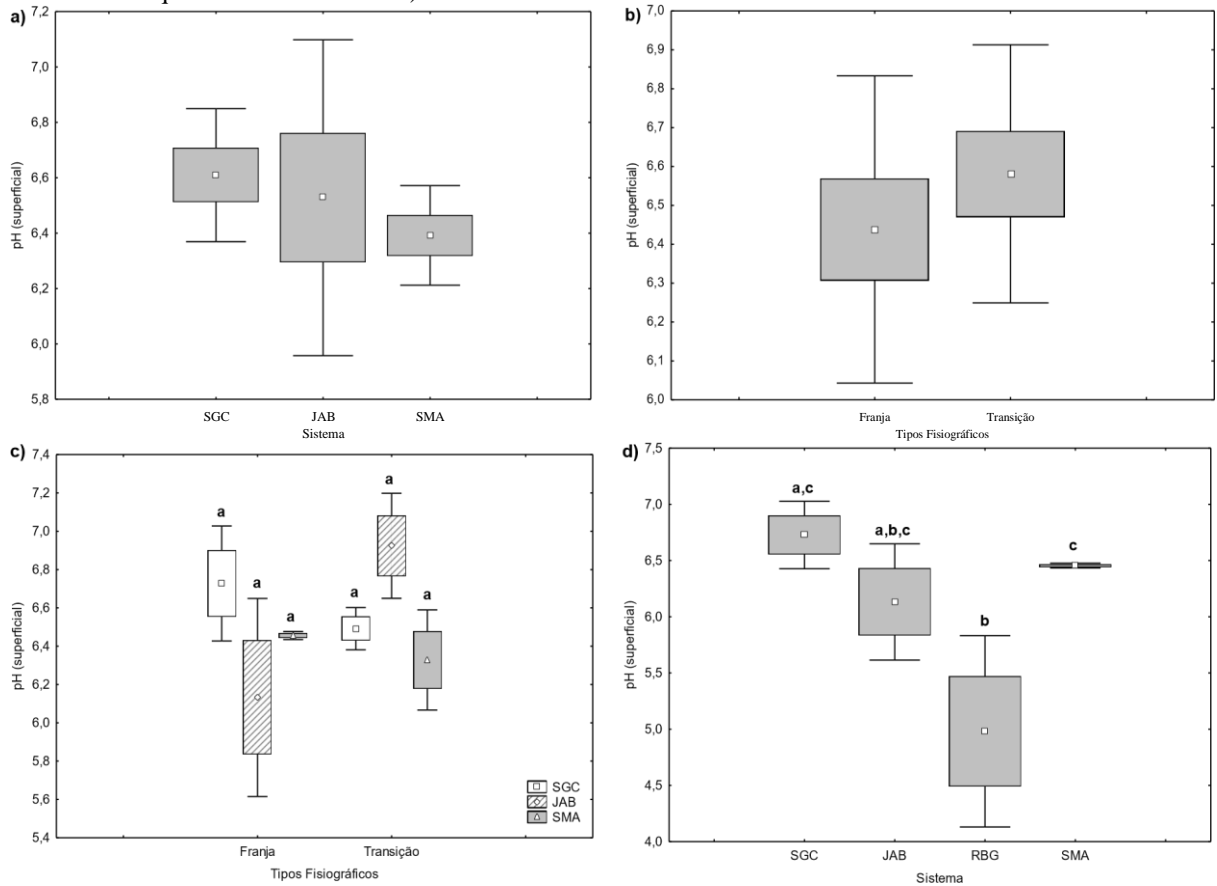
Fonte: A autora, 2017.

Tabela 10 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de pH a 15 cm de profundidade.

<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Tipo Fisiográfico	1	0,1910	3,35	0,091985
Sistema	2	0,2007	3,52	0,062483
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	0,1238	2,17	0,156310

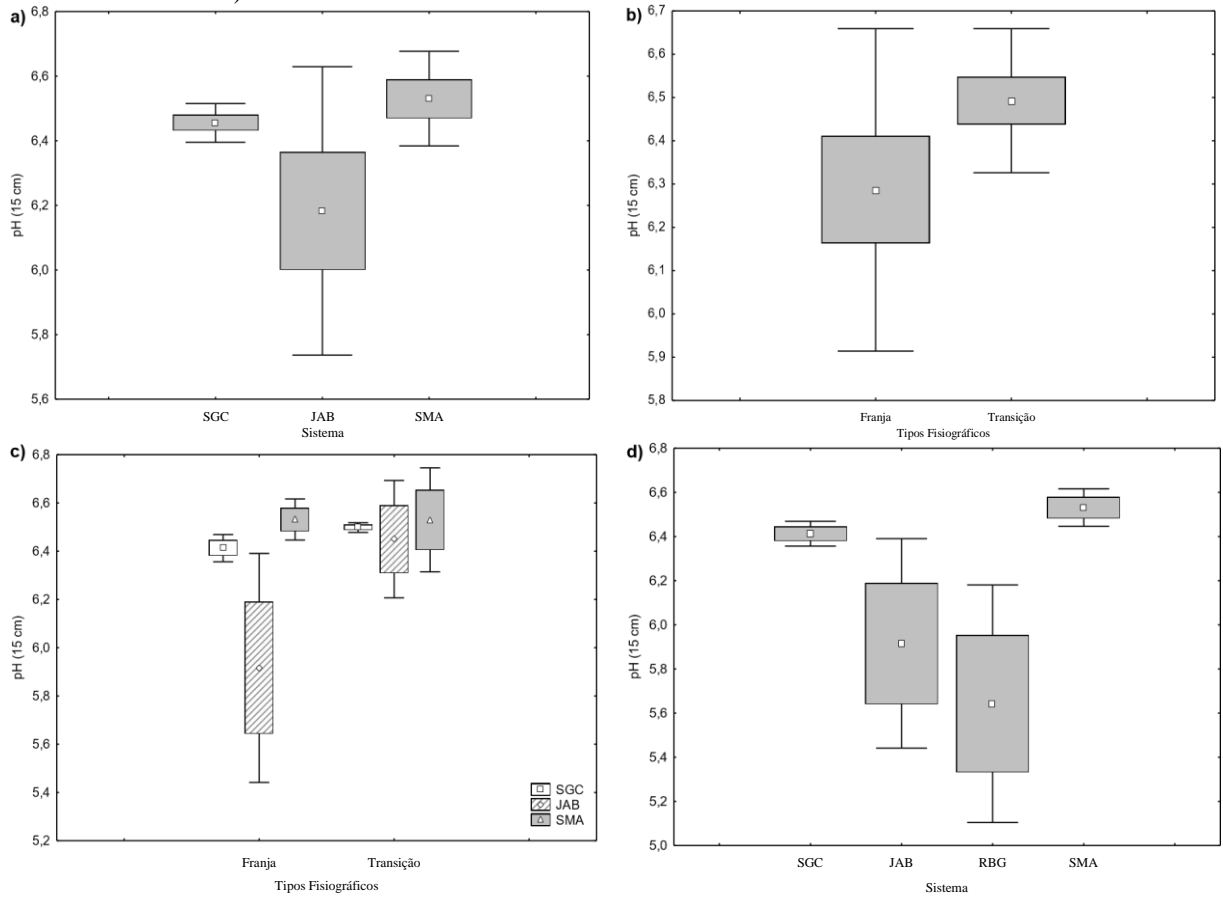
Fonte: A autora, 2017.

Figura 16 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) do pH superficial do sedimento: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA = Saco do Mamangá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



Fonte: A autora, 2017.

Figura 17 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) do pH a 15 cm de profundidade do sedimento: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA= Saco do Mamangá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande).



Fonte: A autora, 2017.

### 5.3 Estoque de Carbono

Nesta seção são apresentados os resultados de estoque de carbono na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e na biomassa total. As médias por parcela e fator são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 – Média e desvio padrão dos valores de estoque de carbono ( $tC.ha^{-1}$ ) nas biomassas aérea, subterrânea e total por sistemas, por tipos fisiográficos e por parcelas. (continua)

Sistemas	Estoque de carbono na biomassa aérea	Estoque de carbono na biomassa subterrânea	Estoque de carbono na biomassa total
SGC	90,1 ± 28,3	89,5 ± 15,5	179,6 ± 28,9
JAB	117,6 ± 53,9	91,6 ± 38,2	209,2 ± 76,6
SMA	67,8 ± 45,3	117,4 ± 32,2	185,2 ± 22,9
RBG	58,7 ± 30,0	84,5 ± 34,3	143,2 ± 64,3
Franjas (SGC+JAB+SMA+RBG)	96,4 ± 39,9	84,0 ± 25,5	180,4 ± 59,0
Transições (SGC+JAB+SMA)	74,7 ± 51,5	115,2 ± 30,4	189,9 ± 42,7
Franjas SGC	106,2 ± 35,1	85,2 ± 6,6	191,3 ± 34,3
Transições SGC	74,0 ± 0,3	93,9 ± 22,3	167,9 ± 22,4
Franjas JAB	114,8 ± 56,6	75,2 ± 45,5	190,0 ± 101,0
Transições JAB	120,0 ± 63,4	107,9 ± 27,8	288,4 ± 58,1
Franjas SMA	106,1 ± 22,5	91,1 ± 9,2	197,2 ± 29,0
Transições SMA	29,5 ± 15,0	143,7 ± 21,0	173,2 ± 6,1
Franjas RBG	58,7 ± 30,0	84,5 ± 34,3	143,2 ± 64,3
CF1	100,9	77,9	178,9
CF2	143,6	86,5	230,1
CF3	74,0	91,0	165,0
CT1	73,7	93,4	167,1
CT2	74,2	116,5	190,6
CT3	74,1	71,8	145,9
JF1	81,6	36,7	118,3
JF2	82,5	63,6	146,1
JF3	180,2	124,4	305,5
JT1	72,7	94,1	166,8
JT2	96,3	140,0	236,3
JT3	192,4	89,7	282,1
MF1	81,0	82,8	163,7
MF2	124,4	89,7	214,1
MF3	112,8	101,0	213,9

Tabela 11 – Média e desvio padrão dos valores de estoque de carbono ( $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) nas biomassas aérea, subterrânea e total por sistemas, por tipos fisiográficos e por parcelas. (conclusão)

Sistemas	Estoque de carbono na biomassa aérea	Estoque de carbono na biomassa subterrânea	Estoque de carbono na biomassa total
MT1	20,0	155,6	175,5
MT2	21,8	156,1	177,9
MT3	46,8	119,5	166,3
RF1	86,2	117,3	203,6
RF2	26,8	48,8	75,6
RF3	62,9	87,5	150,4

Fonte: A autora, 2017.

### 5.3.1 Estoque de Carbono na Biomassa Aérea

No que diz respeito às estações, o estoque de carbono na biomassa aérea variou entre 74,0 e 144  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na franja, e 73,7 e 74,2  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na transição da floresta de SGC; de 81,0 a 124,4  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na franja e 20,0 a 46,8  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na transição da floresta do SMA; e de 81,6 a 180,2  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na franja e 72,7 a 192,4  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  na transição da floresta do JAB; e entre 26,8 e 86,3  $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$  em RBG (Tabela 11).

Apesar das diferenças visuais observadas na Figura 18, em especial a média mais elevada em JAB e a média mais baixa na transição (influenciada pelas parcelas de SMA), o teste de ANOVA bi-fatorial não indicou diferenças significativas (Tabela 12).

Com relação à comparação entre as franjas dos quatro sistemas, embora RBG apresente média notadamente mais baixa que a dos demais sistemas (Figura 18D), a ANOVA unifatorial também não indicou diferenças significativas ( $GL = 3$ ;  $MS = 1949,7$ ;  $F = 1,33447$ ;  $p = 0,329671$ ).

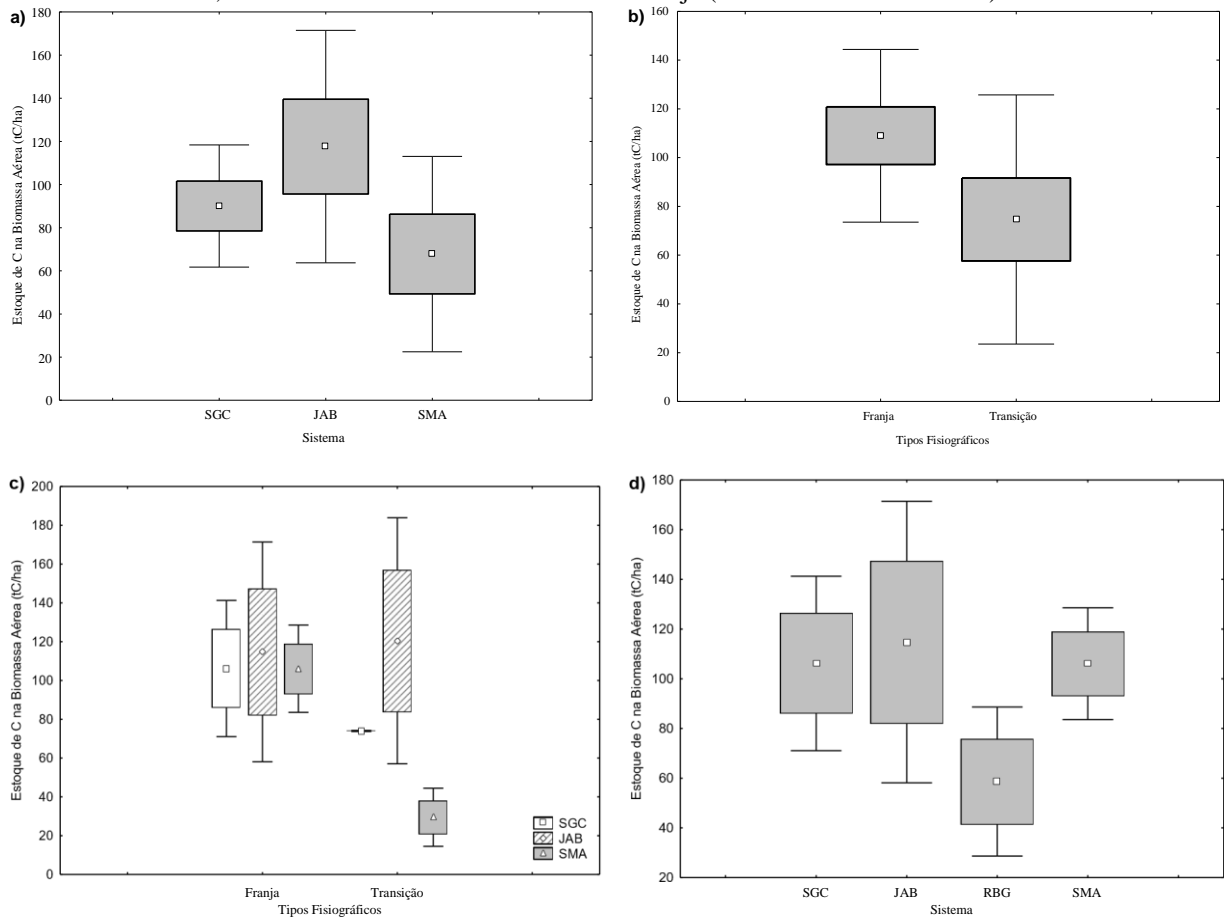
Tabela 12 - Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa aérea.

Fator	GL	MS	F	p
Tipo Fisiográfico	1	5304,5	3,46341	0,087409
Sistema	2	3738,2	2,44073	0,129012
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	2542,7	1,66013	0,230935

Fonte: A autora, 2017.



Figura 18 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono na biomassa aérea: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA = Saco do Mamangá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande).



Fonte: A autora, 2017.

### 5.3.2 Estoque de Carbono na Biomassa Subterrânea

No que diz respeito à variabilidade entre parcelas, o estoque de carbono na biomassa subterrânea variou de 77,9 a 91,0 tC.ha<sup>-1</sup> na franja e de 71,8 a 116,5 tC.ha<sup>-1</sup> na transição em SGC; de 82,8 a 101,0 tC.ha<sup>-1</sup> na franja e 119,5 a 156,1 tC.ha<sup>-1</sup> na transição em SMA; de 36,7 a 125,4 tC.ha<sup>-1</sup> na franja e 89,7 a 140,0 tC.ha<sup>-1</sup> na transição em JAB; e entre 48,8 e 117,3 tC.ha<sup>-1</sup> em RBG (Tabela 11).

A despeito da média mais elevada em SMA, na comparação entre sistemas (Tabela 11; Figura 19A), o teste de ANOVA bi-fatorial demonstrou diferenças significativas apenas entre tipos fisiográficos (Tabela 13; Figura 19B). A média mais elevada na transição reflete o padrão observado localmente: a média na transição é mais elevada do que na franja nos

três sistemas (Tabela 11; Figura 19C), apesar da interação entre sistemas e tipos fisiográficos não ter indicado diferenças significativas (Tabela 13).

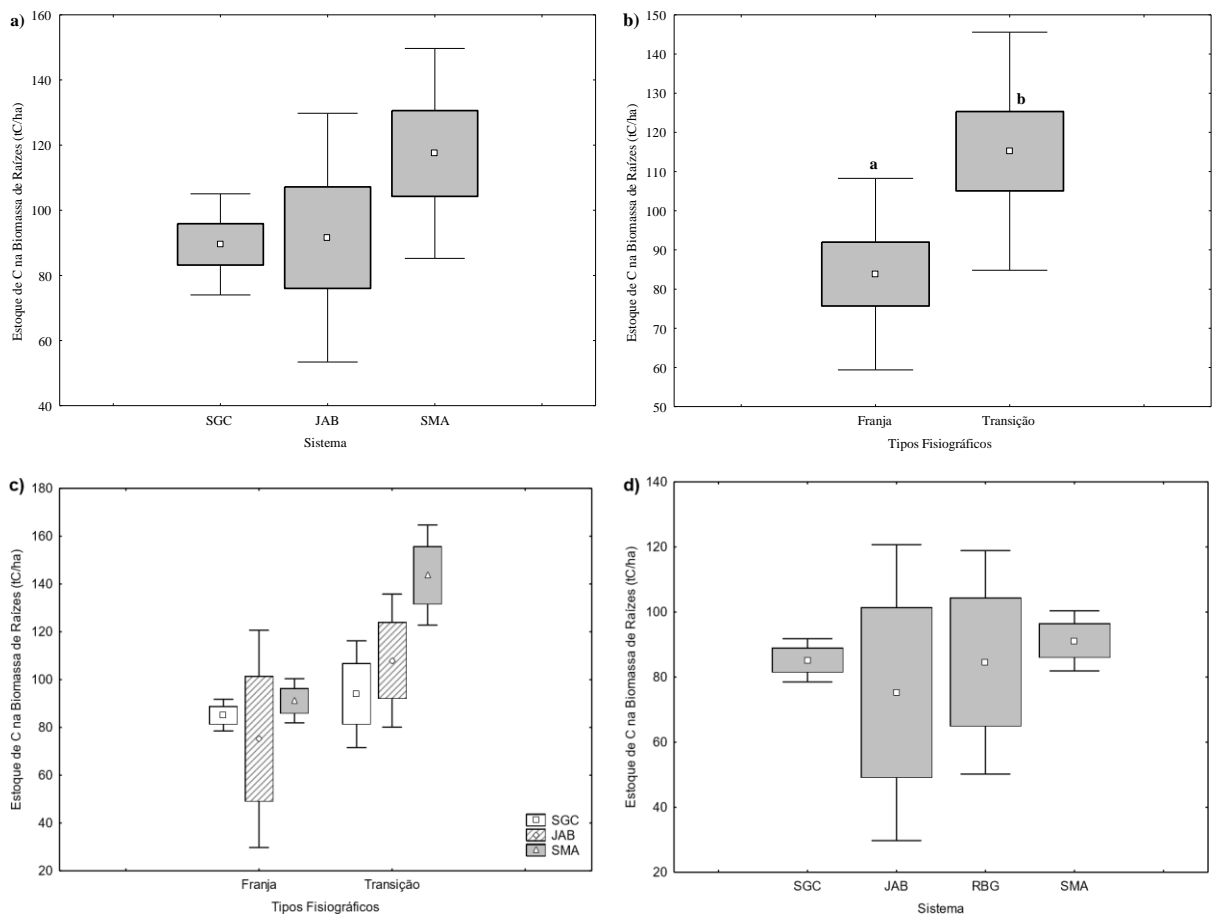
Na comparação entre as franjas dos quatro sistemas (Figura 19D), o teste de ANOVA unifatorial não indica diferenças significativas (GL = 3; MS = 129,78; F = 0,1538; p = 0,924318).

Tabela 13 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa subterrânea.

Fator	GL	MS	F	p
Tipo Fisiográfico	1	4422,5	6,7872	<b>0,023003</b>
Sistema	2	1451,5	2,2275	0,150416
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	722,5	1,1088	0,361529

Fonte: A autora, 2017.

Figura 19 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono na biomassa subterrânea: a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA = Saco do Mamangá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



Fonte: A autora, 2017.

### 5.3.3 Estoque de Carbono Total

O estoque de carbono total (biomassa aérea e subterrânea) nas florestas que apresentam ambos os tipos fisiográficos variou entre  $164,96 \pm 230,09$  na franja, e  $145,93 \pm 190,64$  na transição da floresta do SGC. Entre  $163,71 \pm 214,05$  na franja, e  $166,30 \pm 177,88$  na transição da floresta do SMA. Entre  $118,32 \pm 305,53$  na franja, e  $166,83 \pm 282,14$  na transição da floresta do JAB (Tabela 14).

O teste de ANOVA bi-fatorial não demonstrou diferenças significativas (Tabela 14), apesar da média mais elevada em JAB (Figura 20A, que reflete a média destacadamente mais elevada na transição deste sistema em comparação com os demais (Figura 20C).

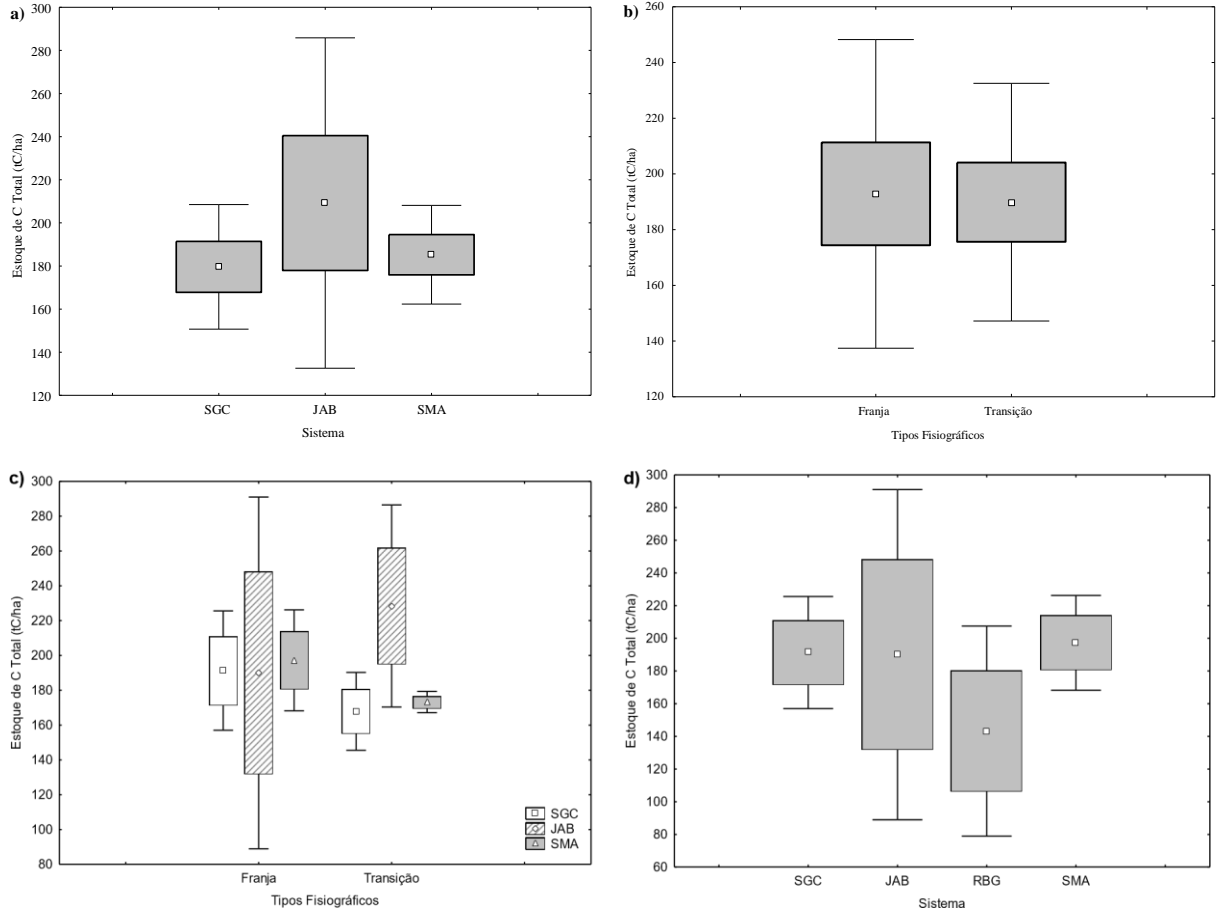
Com relação à comparação entre as franjas dos 4 sistemas, o teste ANOVA unifatorial também não indicou diferenças significativas (GL = 3; MS = 1877,9; F = 0,45919; p = 0,718346), apesar da média mais baixa em RBG (Figura 20D, a qual é determinada pela área basal (vide Figura 18D).

Tabela 14 – Resultados da ANOVA bi-fatorial para os dados de estoque de carbono na biomassa total.

<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Tipo Fisiográfico	1	40,1	0,0149	0,904859
Sistema	2	1482,8	0,5515	0,590022
Sistema x Tipo Fisiográfico	2	1930,1	0,7179	0,507604

Fonte: A autora, 2017.

Figura 20 – Média (símbolos internos), erro padrão (box) e desvio padrão (barras) de estoque de carbono total (biomassa subterrânea+ biomassa aérea): a) por sistema (SGC = Saco Grande do Corumbê; Jabaquara = JAB; SMA = Saco do Mamanguá); b) por tipo fisiográfico; por interação entre sistema e tipo fisiográfico; d) por sistema, mas incluindo somente as florestas de franja (RBG = Rio Barra Grande). As letras associadas a cada tratamento indicam o resultado do pós-teste de Tukey (apenas nos casos em que o teste foi realizado).



Fonte: A autora, 2017.

#### 5.4 Análises de Regressão entre Estoque de Carbono e Parâmetros Físico-Químicos

Ao se analisar as dispersões entre o estoque de carbono e os parâmetros físico-químicos, foram encontrados alguns resultados de padrões de regressões significativos (Tabela 15), tendo sido apresentados gráficos apenas para estes (Figuras 21 a 28). Foi constatado que existem regressões significativas para todos os parâmetros físico-químicos, porém é possível observar que o  $R^2$  é quase sempre baixo (i.e., menor que 0,30), com exceção do carbono total relacionado ao pH superficial, no qual o  $R^2$  chega a 0,42.

Com relação ao Eh, nota-se que o estoque de carbono na biomassa aérea aumenta conforme este parâmetro (especialmente o Eh a 15 cm de profundidade) também aumenta,

ao passo que a tendência se inverte para a biomassa subterrânea (Figuras 21 e 22). Em função dessas tendências inversas entre os dois componentes, o estoque total não demonstrou relação significativa com o Eh.

No que diz respeito ao pH, todos os compartimentos de estoque de carbono apresentaram relação significativa e constatou-se uma tendência de elevação com seu aumento (Figuras 24 a 27). É para esta variável independente que ocorrem os maiores valores de R<sup>2</sup> (Tabela 15).

Com relação à salinidade, a regressão significativa com o estoque de carbono total é intrigante, pois indica relação positiva entre as duas variáveis, ou seja, aumento da salinidade determinando o aumento do estoque (Figura 28). Apesar do valor baixo de R<sup>2</sup>, esta relação positiva com a salinidade pode estar relacionada ao padrão de variação espacial descrito anteriormente para o estoque de carbono na biomassa subterrânea, mais elevado na transição do que na franja.

Tabela 15 - Parâmetros das análises de regressão linear simples entre estoque de carbono na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e total (variáveis dependentes) e os parâmetros físico-químicos analisados. (Continua)

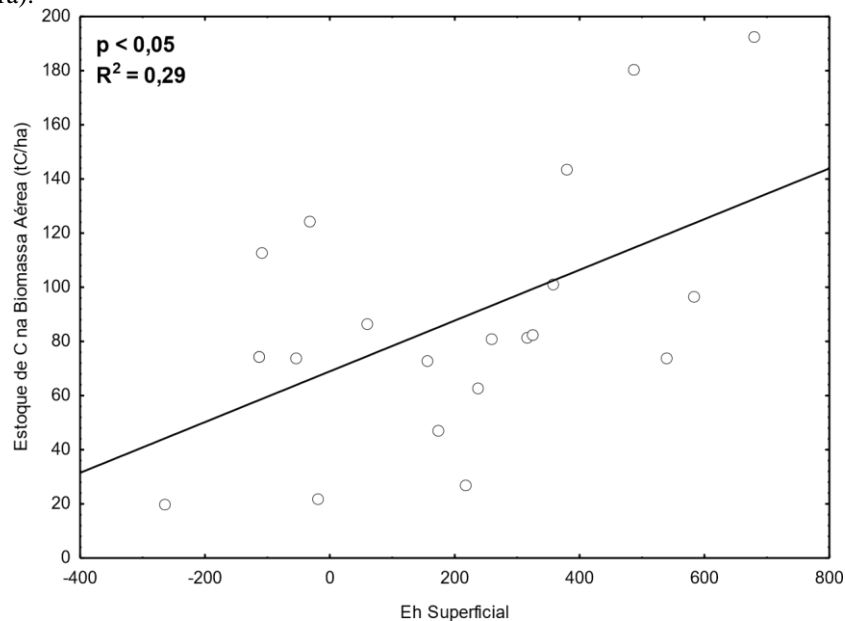
<b>Varável Dependente</b>	<b>Varável Independente</b>	<b>R2</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
C Biomassa Aérea	Eh 15 cm	0,23	77,40	0,07	5,74	<b>0,03</b>
C Biomassa Raízes	Eh 15 cm	0,20	103,52	-0,04	4,62	<b>0,04</b>
C Total	Eh 15 cm	-	-	-	0,46	0,51
C Bioassa Aérea	Eh superficial	0,29	68,95	0,09	7,84	<b>0,01</b>
C Biomassa Raízes	Eh superficial	-	-	-	1,17	0,29
C Total	Eh superficial	-	-	-	2,28	0,15
C Biomassa Aérea	pH 15 cm	-	-	-	1,88	0,19
C Biomassa Raízes	pH 15 cm	0,35	-178,08	43,84	10,15	<b>&lt;0,01</b>
C Total	pH 15 cm	0,38	-293,38	76,05	11,82	<b>&lt;0,01</b>

Tabela 15 - Parâmetros das análises de regressão linear simples entre estoque de carbono na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e total (variáveis dependentes) e os parâmetros físico-químicos analisados (conclusão)

Varável Dependente	Varável Independente	R <sup>2</sup>	a	b	F	p
C Biomassa Aérea	pH superficial	0,22	-105,96	30,69	5,45	<b>0,03</b>
C Biomassa Raízes	pH superficial	-	-	-	3,35	0,08
C Total	pH superficial	0,42	-118,05	48,09	13,72	<b>&lt;0,01</b>
C Biomassa Aérea	Salinidade	-	-	-	3,55	0,08
C Biomassa Raízes	Salinidade	-	-	-	1,07	0,31
C Total	Salinidade	0,24	106,45	2,32	5,90	<b>0,03</b>

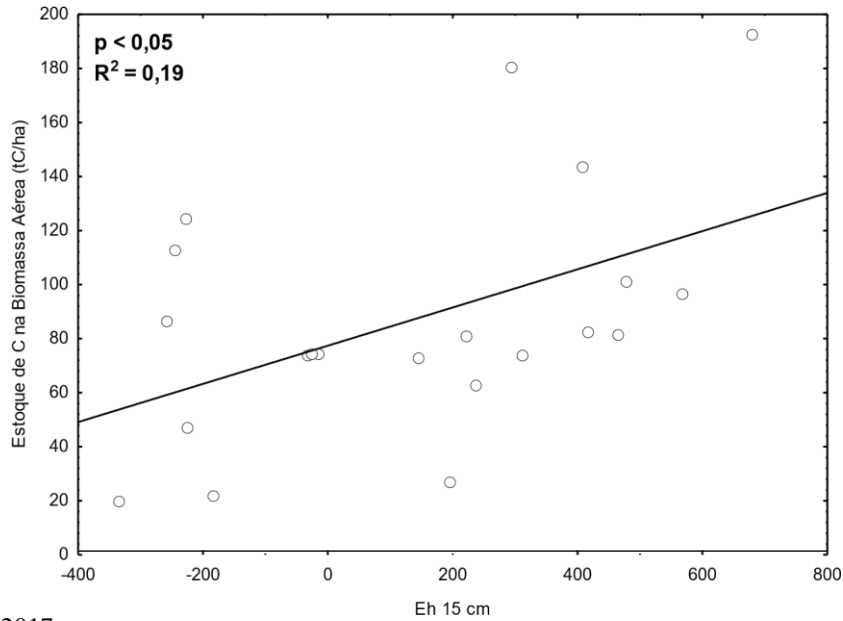
Fonte: A autora, 2017.

Figura 21 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o potencial redox (Eh) superficial do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



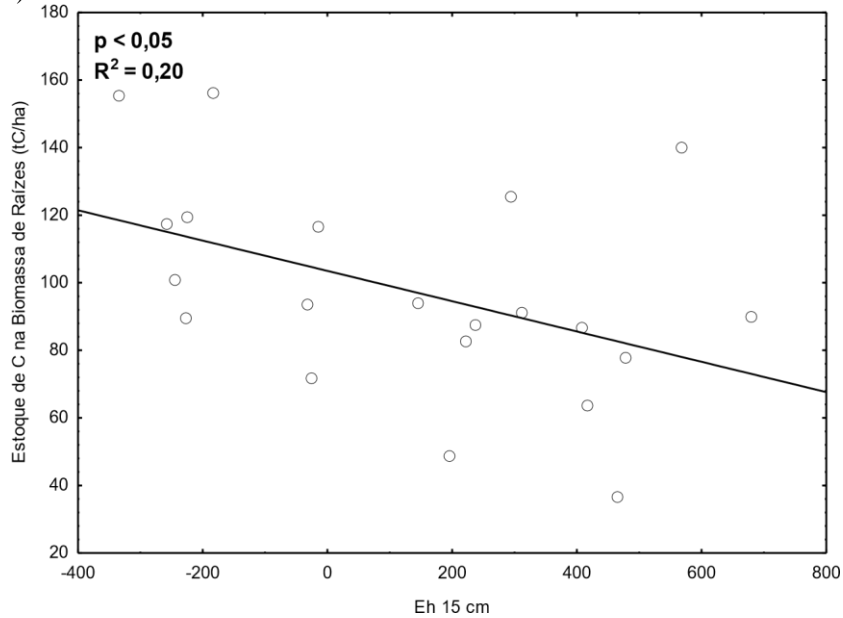
Fonte: A autora, 2017.

Figura 22 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o potencial redox (Eh) a 15 cm de profundidade do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da



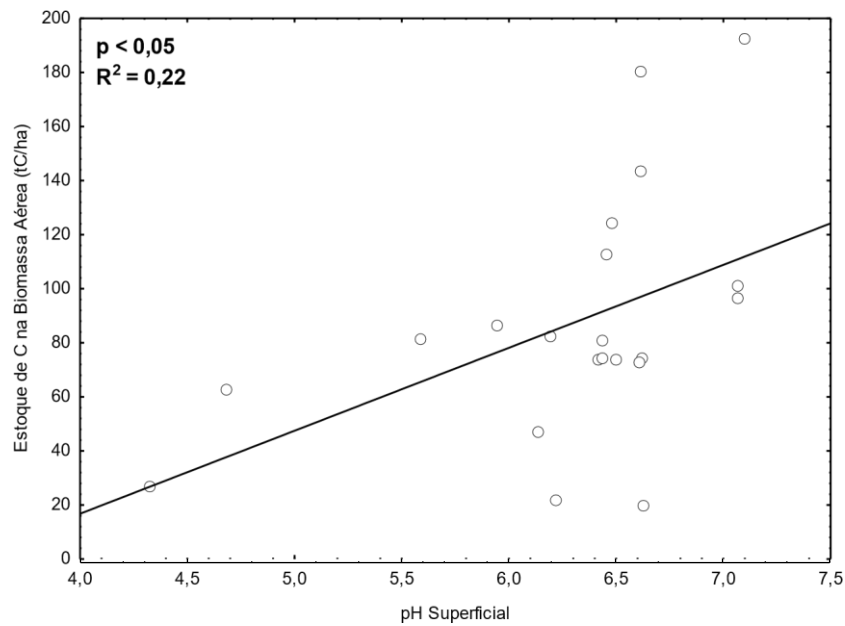
Fonte: A autora, 2017.

Figura 23 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa subterrânea e o potencial redox (Eh) a 15 cm do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



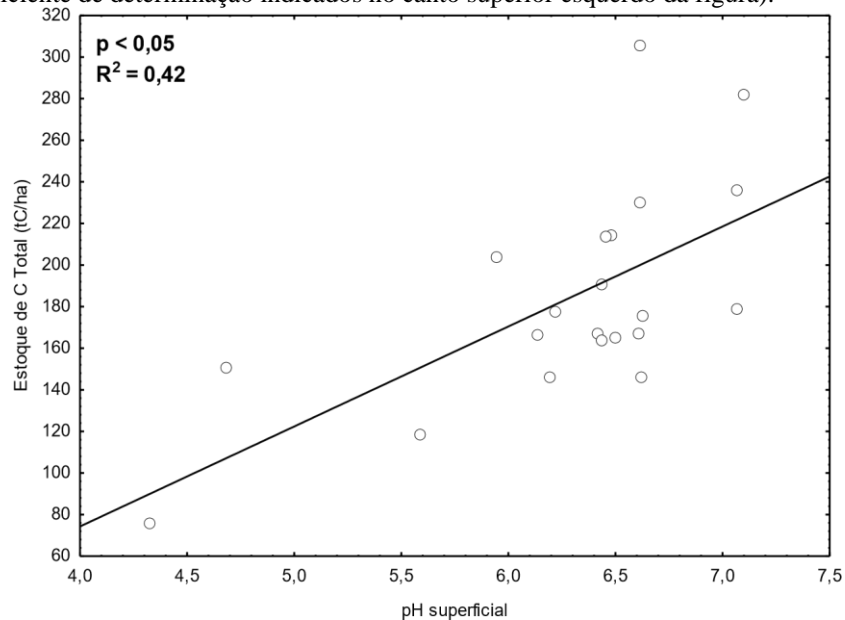
Fonte: A autora, 2017.

Figura 24 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa aérea e o pH superficial. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



Fonte: A autora, 2017.

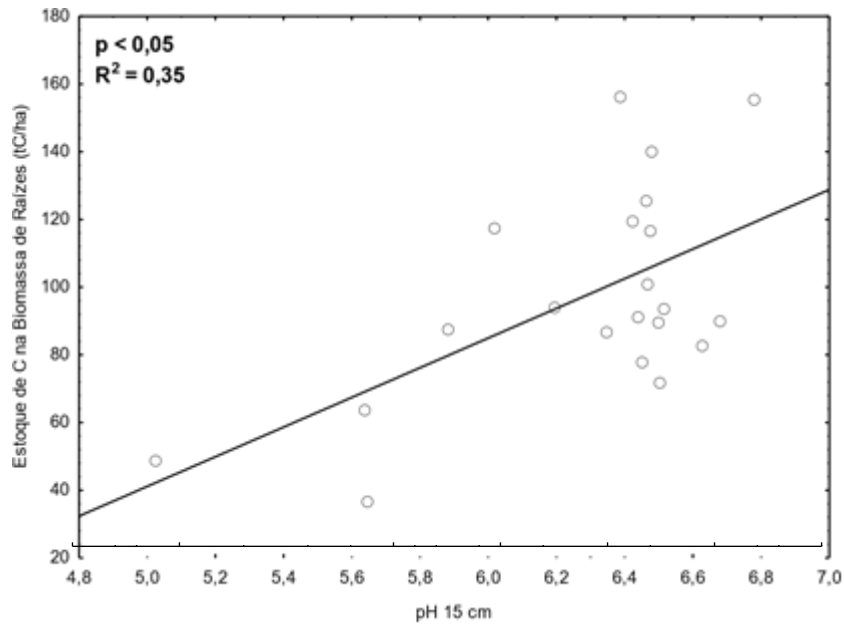
Figura 25 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e o pH superficial do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



Fonte: A autora, 2017.

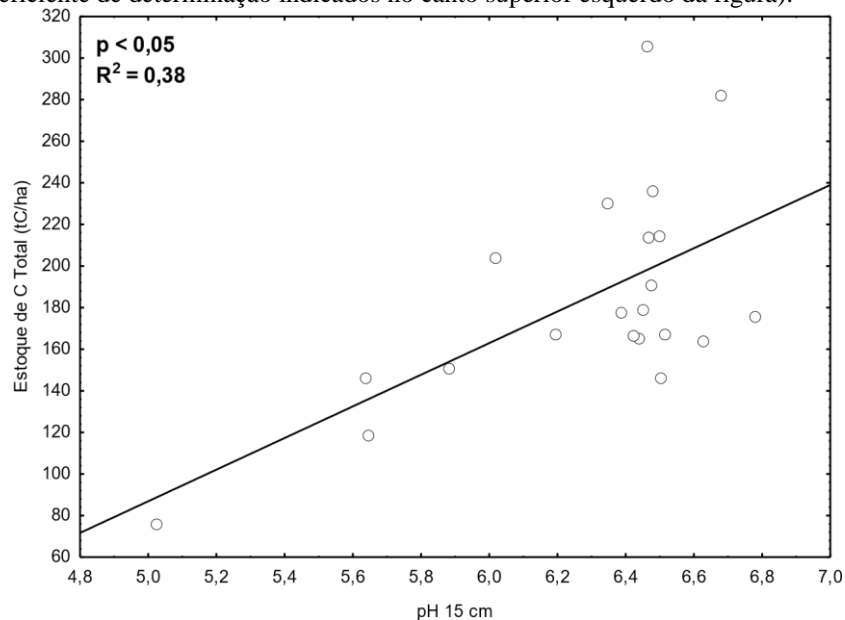


Figura 26 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono na biomassa subterrânea e o pH a 15 cm do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



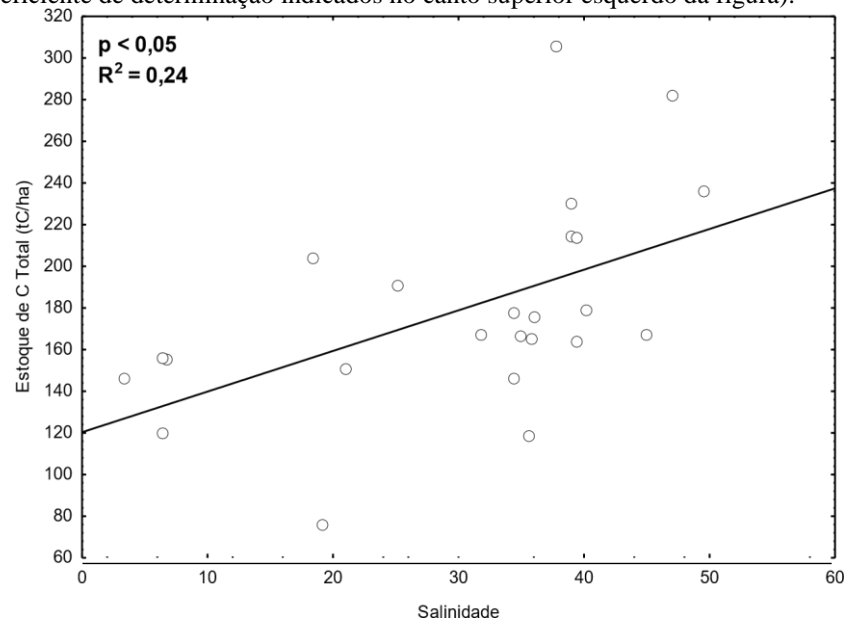
Fonte: A autora, 2017.

Figura 27 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e o pH a 15 cm do sedimento. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



Fonte: A autora, 2017.

Figura 28 – Gráfico de dispersão entre estoque de carbono total e salinidade da água intersticial. A linha de tendência é resultante de análise de regressão simples entre as duas variáveis (significância e coeficiente de determinação indicados no canto superior esquerdo da figura).



Fonte: A autora, 2017.

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Parâmetros Físico-Químicos

De forma geral, os padrões de variação espacial dos parâmetros físico-químicos responderam à frequência de inundação pelas marés presumida e à proximidade de rios ou fontes de escoamento terrestre de água doce.

No que diz respeito à salinidade, ressalta-se que apenas em JAB observa-se aumento entre franja e transição, o que pode estar relacionado à diminuição da frequência de inundação pelas marés entre esses tipos fisiográficos, propiciando o acúmulo de sais no sedimento, como reportado por Cintrón et al. (1978), Sam & Ridd (1998), Ellison, Mukherjee e Karim (2000), Pellegrini et al. (2009), dentre outros.

Contudo, em regiões sob regime de alta pluviosidade e/ou sítios com aporte significativo de água doce via escoamento superficial ou subterrâneo da terra-firme para o manguezal e/ou proximidade de rios, o padrão de variação da salinidade pode ser invertido, em função do efeito da diluição (EWEL et al., 1998). Esse parece ser o caso dos manguezais de SGC e SMA, que apresenta redução da salinidade entre franja e transição, embora esta tendência seja significativa apenas para SGC. Essa hipótese é plausível na medida em que tais manguezais localizam-se em sopés de declives rochosos que se projetam sobre o litoral, feição geomorfológica típica deste segmento costeiro (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990).

A salinidade média mais baixa em RBG na comparação com os demais sistemas só corrobora a hipótese levantada acima, já que neste sistema também há proximidade do manguezal com declives rochosos da Serra do Mar.

Com relação aos valores de pH e Eh, estes estão dentro da faixa reportada na literatura para manguezais saudáveis (MCKEE, 1993; BOTO; WELLINGTON, 1984; NICKERSON; THIBODEAU, 1985; EWEL et al., 1998; PIOU et al., 2006). Foram mensuradas médias negativas de Eh observadas em SGC, SMA e RBG, porém esses resultados não indicam claramente efeitos de eutrofização associada ao lançamento de efluentes domésticos, apesar de limitados no tempo e de não serem levados em consideração outros fatores que contribuem para as características físico-químicas do substrato, como a granulometria e o teor de matéria orgânica e de nutrientes.

Especificamente para o Eh, foi observado um padrão de variação entre os tipos fisiográficos: mais baixo na transição do que na franja, apesar desse padrão ser significativo apenas em SGC para o Eh superficial. Segundo Estrada et. al. (2013), esse padrão de variação pode ser reflexo da menor frequência de inundação pelas marés nas florestas de transição, tornando o ambiente mais propenso a condições redutoras.

Para os dados de pH, notou-se elevada variância, não sendo possível identificar padrões claros de variação espacial entre tipos fisiográficos.

## 6.2 Dominância Relativa de Espécies

Os padrões de variação de dominância relativa de espécies apresentam relação aparente com a variação de salinidade da água intersticial.

Ao passo *A. schaueriana* domina nas áreas com maior salinidade média (franja de SGC; JAB; franja de SMA), *R. mangle* e *L. racemosa* dominam nas áreas com menor salinidade (RBG; transição de SGC; e transição de SMA). A única exceção é a parcela MT3, onde *A. schaueriana* domina apesar da salinidade mais baixa.

Esse padrão de variação da dominância relativa é frequentemente reportado na literatura (LÓPEZ-PORTILLO; EZCURRA, 1989; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; SHERMAN; FAHEY; BATTLES., 2000; FELLER et al., 2003; LARA; COHEN, 2006; PIOU et al., 2006) e pode ser explicado pela tolerância e performance fisiológica diferenciais entre estas espécies.

De acordo com a literatura, as espécies de *Avicennia* apresentam maior tolerância à salinidade e melhor performance fisiológica em condições salinidade elevada, mas tolerada por espécies de outros gêneros (MEDINA; FRANCISCO, 1997; LOVELOCK; FELLER, 2003; SOBRADO; EWE, 2006; LUGO et al., 2007). Esta vantagem competitiva tende a se limitar, contudo, a condições de alta salinidade e alta disponibilidade de nitrogênio (MCKEE, 1995). Fora dessas condições, a probabilidade de espécies de *Rhizophora* serem dominantes é maior do que as de *Avicennia*, tendo em vista a maior eficiência fotossintética do uso de nitrogênio que as espécies pertencentes ao primeiro gênero apresentam (MCKEE, 1995; MEDINA; FRANCISCO, 1997; LOVELOCK; FELLER, 2003; LUGO et al., 2007). Estudos

adicionais seriam necessários, entretanto, para confirmar a existência de diferenças de concentração de nitrogênio no substrato dos manguezais estudados.

### 6.3 Estoque de Carbono na Biomassa Aérea

Twilley et al. (1992) estimaram em  $54,3 \pm 7,4 \text{ tC.ha}^{-1}$  o estoque de carbono médio em biomassa aérea de florestas de mangue que ocorrem entre as latitudes de  $20^\circ$  e  $30^\circ$ . Estrada (2013) e Estrada & Soares (2017), por sua vez, estimaram em  $75,5 \pm 55,1 \text{ tC.ha}^{-1}$  o estoque médio na biomassa aérea de florestas de mangue que se localizam entre  $10^\circ$  e  $25^\circ$  e, de forma específica,  $63,1 \pm 35,9 \text{ tC.ha}^{-1}$  nas florestas de mangue de Guaratiba ( $23^\circ\text{S}$ ), distante apenas cerca de 100 Km a leste dos manguezais estudados. As médias de estoque de carbono na biomassa aérea encontradas nesse estudo estão, portanto, acima do esperado para as florestas do SGC e JAB e dentro da média para as SMA e RBG quando comparadas aos dados encontrados na literatura e de acordo com a faixa latitudinal de onde se encontram as áreas analisadas nesse estudo.

A inexistência de diferenças significativas para ambos os fatores (tipo fisiográfico e sistema) e suas interações após a aplicação dos testes estatísticos para o estoque de carbono na biomassa aérea, apesar das médias indicarem algumas diferenças notáveis, é explicada, provavelmente, pela elevada variância dos dados. Mediante a isso, é recomendável um aumento do número amostral (parcelas) em estudos similares no futuro, de forma a reduzir a variância e demonstrar de forma mais robusta a diferença entre os tratamentos dos fatores.

De forma geral, as florestas de transição apresentaram valores mais baixos quando comparados às florestas de franja, com exceção de JAB, onde médias e variâncias são similares. O padrão encontrado em SGC e SMA estão de acordo com o reportado na literatura na comparação entre florestas expostas a alta (franja) e baixa (transição) frequência de inundação pelas marés (ESTRADA, 2013; ESTRADA; SOARES, 2017; LUGO; SNEDAKER 1974; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). Cabe ressaltar também que os padrões de variação espacial observados para o estoque de carbono na biomassa aérea refletem, de forma geral, os resultados referentes ao desenvolvimento estrutural, reportados na sessão dos resultados de biomassa aérea.

O padrão descrito acima, contudo, não parece estar relacionado à variação de salinidade, como reportado para outros manguezais (BALL, 1988), na medida em que ocorre justamente nos sistemas onde a salinidade diminui entre franja e transição (SGC e SMA), o que deveria propiciar aumento, não diminuição do estoque de carbono na biomassa aérea. Contudo, nesses mesmos sistemas foram observados também, de forma geral, valores de Eh e pH mais baixos na transição em comparação com a franja. Esse fato pode ser indicador de que, apesar dos valores da salinidade serem reduzido sem decorrência do aporte de água continental, a menor frequência de inundação pelas marés na transição ainda impõe condição de crescimento mais estressante para as plantas, o que é verificado pelos valores mais baixos de Eh, resultando em redução do estoque de carbono na biomassa aérea. Esse padrão é corroborado pelas análises de regressão relacionadas ao Eh, que indicam tendência de redução do estoque de carbono na biomassa aérea quando há redução do Eh. A redução do estoque de carbono na biomassa aérea em resposta à redução do Eh ou diretamente em relação ao aumento da concentração de H<sub>2</sub>S foi reportada anteriormente para outros manguezais (ALONGI & CARVALHO, 2008; LOVELOCK *et al.*, 2005).

Em JAB, por outro lado, a inexistência de diferenças notáveis entre franja e transição pode ser explicada pelo balanço entre a tendência de aumento da salinidade (que tende a gerar redução do estoque) e a tendência de aumento do Eh (que tende a propiciar também aumento do estoque).

Nas parcelas localizadas na floresta de franja de RBG as médias de estoque de carbono na biomassa aérea são mais baixas em na comparação com os demais sistemas, a despeito da média destacadamente mais baixa de salinidade. Possui também as médias de pH e Eh mais baixas, o que para esse sistema, pode ser uma possível explicação. Contudo, ao coletar os testemunhos para análise de biomassa subterrânea notou-se que o solo do manguezal no RBG é relativamente mais raso em comparação com os demais sistemas, atingindo-se uma camada arenosa e de difícil penetração a partir de cerca de 50-60 cm de profundidade. Solos com granulometria mais grossa, como o encontrado em RBG, são prejudiciais ao desenvolvimento de árvores de mangue, na medida em que o lençol freático tende a ser mais profundo, dificultando a absorção de água pelas raízes.

#### 6.4 Estoque de Carbono na Biomassa Subterrânea

O estoque de carbono na biomassa subterrânea pode alcançar até 434,8 tC.ha<sup>-1</sup> (DONATO et al., 2011), mas apresenta média geral global de 75,3 tC.ha<sup>-1</sup> (SANTOS, 2015). Na faixa latitudinal entre 10° e 25°, o estoque de carbono na biomassa subterrânea já reportado para florestas de mangue no mundo varia entre 7,1 tC.ha<sup>-1</sup> (RAY et al., 2010) e 123,0 tC.ha<sup>-1</sup> (MATSUI, 1998). Segundo Santos (2015), o estoque de carbono na biomassa subterrânea diminui com a latitude e apresenta as seguintes medianas para as faixas latitudinais de 0° a 10°, 10° a 25° e mais que 25°: 80,0 tC.ha<sup>-1</sup>, 41,2 tC.ha<sup>-1</sup> e 26,9 tC.ha<sup>-1</sup>. Como demonstrado na Tabela 14, as médias de estoque de carbono na biomassa subterrâneas encontradas nesse estudo estão, portanto, dentro ou acima da faixa esperada em relação a estimativas globais e para a faixa latitudinal onde a área de estudo se situa.

Em comparação com os manguezais de Guaratiba (23°S), distante apenas cerca de 100 Km a leste dos manguezais estudados, manguezal mais próximo com estimativas de biomassa subterrânea, notam-se médias ligeiramente mais elevadas neste sistema (SANTOS, 2015): 105,6 ± 22,8 tC.ha<sup>-1</sup> em florestas de franja e de 136,1 ± 59,1 tC.ha<sup>-1</sup> em florestas de bacia, sendo que no presente estudo as médias foram de 84,0 ± 25,5 tC.ha<sup>-1</sup> e 115,2 ± 30,4 tC.ha<sup>-1</sup> para florestas de franja e transição, respectivamente. Apesar do autor ter utilizado o método de trincheira para a estimativa de biomassa subterrânea para estas estimativas, no mesmo estudo demonstrou que os resultados oriundos deste método não geram estimativas de biomassa subterrânea significativamente diferentes daquelas geradas pelo método de testemunhos. Portanto, as diferenças encontradas entre os manguezais de Guaratiba e os da baía da Ilha Grande se devem, provavelmente, a outros fatores, tais como condições físico-químicas do solo, disponibilidade de nutrientes, idade das florestas, dentre outros.

Santos (2015) enfatiza a necessidade de aprofundar os estudos para o melhor entendimento do comportamento do estoque de carbono na biomassa subterrânea em florestas de mangue uma vez que os estoques de carbono na biomassa subterrânea podem variar dentro de uma mesma floresta em função da posição da mesma em relação ao corpo hídrico, por exemplo. De fato, no presente estudo foi possível observar que o estoque de carbono na biomassa subterrânea apresentou um padrão de variação espacial consistente, sendo as médias encontradas nas florestas de transição maiores quando comparadas às médias encontradas nas florestas de franja nos três sistemas (SGC, JAB e SMA). Esse padrão de variação espacial é

coerente com o observado por Santos (2015) para os manguezais de Guaratiba, embora neste caso o aumento tenha sido observado entre florestas de franja e bacia, como mencionado anteriormente. Além de Guaratiba, o aumento da biomassa subterrânea em zonas do manguezal expostas a maior frequência de inundação pelas marés foi observado.

O aumento da biomassa subterrânea absoluta e relativa nas florestas de transição indica uma mudança na alocação de energia das árvores entre franja e transição. Ou seja, em condições mais estressantes associadas à menor frequência de inundação pelas marés, pode haver maior investimento em raízes para fins de otimização de absorção de água e nutrientes. Por outro lado, na franja as árvores podem ser impelidas a investirem mais em raízes grossas para fins de sustentação, o que reduz a biomassa total, como hipotetizado por Santos (2015).

### **6.5 Estoque de Carbono na Biomassa Total**

Os padrões de variação espacial observados em relação ao estoque de carbono na biomassa total são resultantes do balanço entre os padrões descritos para os estoques de carbono nas biomassas aéreas e subterrâneas. Nas florestas localizadas no SGC e SMA o estoque de carbono diminui entre franja e transição, influenciado pelo padrão de estoque da biomassa aérea. Em JAB observou-se aumento, influenciado pelo padrão de estoque na biomassa subterrânea, embora tenha apresentado uma variância elevada.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou, de forma pioneira, a capacidade de armazenamento de carbono na biomassa e a estrutura de florestas de mangue localizadas na baía de Ilha Grande.

De forma geral, a estrutura das florestas de mangue da baía de Ilha Grande apresenta características de manguezais bem preservados e dominância relativa de espécies que varia, de forma geral, de acordo com as condições físico-químicas prevalecentes.

No que diz respeito às hipóteses levantadas para o estoque de carbono, as seguintes respostas foram encontradas:

- a) **Hipótese 1:** as florestas de franja apresentam maior estoque de carbono na biomassa aérea em relação às florestas de transição, com exceção da floresta de JAB. Esse padrão de variação espacial é explicado, provavelmente, pela redução da frequência de inundação pelas marés, que impõe condições físico-químicas mais restritivas na transição, embora apenas o Eh tenha demonstrado isso de forma mais robusta;
- b) **Hipótese 2:** o padrão encontrado foi oposto ao esperado, ou seja, as florestas de transição apresentaram maior estoque na biomassa subterrânea. É importante ressaltar que esse é um dos primeiros estudos a mostrar de forma consistente o aumento da biomassa subterrânea em áreas expostas a menor frequência de inundação pelas marés em manguezais. Este resultado reforça a hipótese levantada anteriormente por Santos (2015), de que o maior estresse ambiental provocado pela redução da frequência de inundação pelas marés induziria as árvores a aumentar a alocação de energia para a produção subterrânea, enquanto na franja as árvores podem ser impelidas a investirem mais em raízes grossas para fins de sustentação, o que reduz a biomassa total;
- c) **Hipótese 3:** não foi encontrado um padrão claro de variação entre os tipos fisiográficos para o estoque de carbono na biomassa total, reflexo das tendências espaciais opostas observadas entre a biomassa aérea e a subterrânea.

O estoque de carbono na biomassa aérea e subterrânea estão dentro ou acima do esperado para a faixa latitudinal onde ocorrem os manguezais da baía de Ilha Grande, incluindo a ReBio de Guaratiba, o que pode ser considerado indicador de alto grau de conservação.

De forma a preencher lacunas e aprimorar estudos futuros, recomenda-se:

- a) Aumentar número de parcelas representativas de cada tipo fisiográfico, de forma a reduzir a variância;
- b) Ampliar a malha amostral para incluir os manguezais continentais de Angra dos Reis e os das Lagoas do Sul e do Leste, na Ilha Grande, de forma a aumentar a representatividade espacial em relação à baía de Ilha Grande;
- c) Quantificar o estoque de carbono no sedimento. Parte das amostras necessárias para este fim foram coletadas e serão analisadas para estudos futuros;
- d) Extrapolar as médias de estoque de carbono obtidas neste estudo para a área total de manguezais da baía de Ilha Grande, visando contribuir para a utilização dessas estimativas em mercados de créditos de carbono.

## REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M.; CARVALHO, N. A. The effect of small-scale logging on stand Briggs SV. 1977. Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Australian Journal of Ecology*, v. 2, p. 369–373, 2008.
- ARAÚJO, D. S. D.; OLIVEIRA, R. R. Reserva biológica estadual da praia do sul (Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro): Lista preliminar da flora. *Acta Botanica Brasilica*, v. 1, n. 2, p. 83-94, 1988.
- BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, v. 2, p. 129-142, 1988.
- BOTO, K.G.; WELLINGTON, J.T. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. *Estuaries*, v. 7, p. 61-69, 1984.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/IBAMA/DIREC. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina. Brasília: FEC/UNICAMP, 2002.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/IBAMA/DIREC. Plano de Manejo da APA de Cairucu. Brasília: FEC/UNICAMP, 2005.
- CARDOSO, C. Variabilidade Espacial e Temporal na Produção de Propágulos em Florestas de Mangue de Guaratiba, Rio de Janeiro, 2014.
- CAVALCANTI et al. Characteristics and soil biogeochemistry in mangrove forests of Timor Leste. 2009.
- CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Introducción a la ecología del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe – ROSTLAC, Montevideo, Uruguay, 109p., 1983.
- CINTRÓN, G.; Y. SCHAEFFER-NOVELLI, Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana*, v. 25, n. 1-4, p. 4-15. 1985.
- CINTRÓN, G. et al. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, v. 10, n. 2, p. 110-121, 1978.
- CLARKE, P. J. The population dynamics of the mangrove *Avicennia marina*; demographic synthesis and predictive modelling. *Hydrobiologia*, v. 295, p. 83-88, 1995.
- COELHO, C. A. W. *Sistema carbonato de fluxo de CO<sub>2</sub> no estuário do rio Barra Grande (Ilha Grande, RJ)*. Monografia (Bacharelado em Oceanografia), Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- DONATO, D. C. et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, v. 4, p. 293-297, 2011.
- EGLER, F. E. Southeast saline Everglades vegetation, Florida, and its management. *Vegetation Acta Geobotanica*, v. 3, p. 213-265, 1952.

ELLISON, A. M.; MUKHERJEE, B. B.; KARIM, A. Testing patterns of zonation in mangroves: scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. *Journal of Ecology*, v. 88, p. 813–824, 2000.

ESTEVAM, M. R. M. *Dinâmica de uma planície hipersalina por espécies de mangue em Guaratiba, RJ / Marciel Rocha de Medeiros Estevam*. 2013. 180 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ESTRADA, G. C. D., *Análise da variabilidade estrutural de florestas de mangue de Guaratiba, Rio de Janeiro - RJ*. 2009. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ESTRADA, G. C. D. et al. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types. *Aquatic Botany*, v. 111, p. 135-143, 2013.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, p. 973-989, 2017.

ESTRADA, G.C.D. *Análise espaço-temporal do sequestro e estoque de carbono na biomassa aérea de manguezais*. 2013. 263 f. Tese (Doutorado) - PPGE/UFRJ, 2013.

EWEL, K. C. et al. Environmental effects of canopy gap formation in high - rainfall mangrove forests. *Biotropica*, v. 34, n. 4, p. 510-518, 1998.

FELLER, I.C. et al. Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. *Biogeochemistry*, v. 62, p. 145–175, 2003.

FERNANDES, A. Fitogeografia brasileira. *Multigraf, Fortaleza*, p. 1-340, 1998.

FONTES, C.F.L; *Análise dos Conflitos Socioambientais na Área de Proteção Ambiental de Cairuçu (Paraty – RJ)*. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

INEA, Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/index.htm>. Acesso em: 16 de maio de 2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Diagnóstico das Ilhas da APA de Cairuçu. Rio de Janeiro, 84 f, 2010.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Plano de Gestão Integrada do Ecossistema da Baía da Ilha Grande. Rio de Janeiro, 40 f, 2010.

JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRÓN, G. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, v. 17, n. 3, p. 177-185, 1985.

- KHAN, M. N. I.; SUWA, R.; HAGIHARA, A. Carbon and nitrogen pools in a mangrove stand of *Kandelia crotolaria* (S., L.) Yong: vertical distribution in the soil– vegetation system. *Wetlands Ecology and Management*, v. 15, p. 141-153, 2007.
- KRAUSS, K. W. et al. Effects of season, rainfall and hydrogeomorphic setting on mangrove tree growth in Micronesia. *Biotropica*, v. 39, n. 2, p. 161-170. 2007.
- LARA, R. J.; COHEN, M. C. L. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, a North Brazil: an ecohydrology based empirical model. *Wetl. Forest Ecology and Management*. v. 14, p. 349–358. 2006.
- LELES, S.G. *Caracterização ecológica da comunidade fitoplanctônica em um estuário prístino e transporte de células entre os sistemas*. 2013. Monografia (Graduação em Oceanografia) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, 2013.
- LÓPEZ-PORTILLO, J.; EZCURRA, E. Zonation in Mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecocan, Mexico. *Biotropica*, v. 21, p. 107–114, 1989.
- LOVELOCK, C. E. et al. Variation in mangrove forest structure and sediment characteristics in Bocas del Toro, Panama. *Caribbean Journal of Science*, v. 41, n. 3, p. 456-464. 2005.
- LOVELOCK, C.; FELLER, I. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest, 2003.
- LUGO, A.E et al. Ecophysiology of a Mangrove Forest in Jobos Bay Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*. v. 43, p. 200–219, 2007.
- LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 5, p. 39-64, 1974.
- LYIMO, T. L.; MUSHI, D. Sulfide concentration and redox potential patterns in mangrove forests of Dar es Salaam: Effects on *Avicennia marina* and *Rhizophora mucronata* seedling establishment. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, v. 4, n. 2, p. 163-174, 2005.
- MAHIQUES, M.M. *Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da Baía de Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro*. 1987. Dissertação de Mestrado, 1987.
- MARIANO, I. J. O Estudo Técnico do Caso do Saco do Mamanguá – Paraty-RJ., Uma Questão Sócio-ambiental, 2006.
- MARQUES, M. C. M. Mapeamento da cobertura vegetal e listagem das espécies ocorrentes na Área de Proteção Ambiental de Cairucu, Município de Parati, RJ. *Série Estudos e Contribuições*, v. 13, p. 1-96, 1997.
- MATSUI, N. Estimated stocks of organic carbon in mangrove roots and sediments in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes*, v. 2, p. 199–204, 1998.
- MAZDA, Y. et al. Wave reduction in a mangrove forest dominated by *Sonneratia* sp. *Wetlands Ecology and Management*, v. 14, n. 4, p. 365-378, 2006.

- MAZZONI, R. et al. Feeding ecology of *Phalloceros anisophallos* (Osteichthyes: Cyprinodontiformes) from Andorinha Stream, Ilha Grande, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 8, p. 179-182, 2010.
- MCKEE, K. L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - Reciprocal effects? *The Journal of Ecology*, v. 81, n. 3, p. 477-487, 1993.
- MEDINA, E.; FRANCISCO, M. Osmolality and  $\delta^{13}\text{C}$  of Leaf Tissues of Mangrove Species from Environments of Contrasting Rainfall and Salinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 45, n. 3, p. 337-344, 1997.
- MOSCATELLI, M. 500 anos de degradação. *Ciência Hoje*, v.27, n. 158, p. 42-45, 2000.
- MUEHE, D.; VALENTINI, E. O litoral do estado do Rio de Janeiro: uma caracterização físico-ambiental. FEMAR, Rio de Janeiro, 120 f., 1998.
- NAGELKERKEN, I. S. J. M. et al. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic botany*, v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008.
- NICKERSON, N. H.; THIBODEAU, F. R. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry*, v. 1, p. 183-192, 1985.
- NUNES-FREITAS, A.F.; ROCHA, C.F.D. Spatial distribution by *Canistropsis micros* (E. Morren ex Mez) Leme in the Atlantic rain forest in Ilha Grande, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, p. 467- 474, 2007.
- ODUM, H. T. Ecological and general systems: an introduction to systems ecology. *Systems Ecology*. Colorado: University Press of Colorado. 235 f., 1994.
- OLIVEIRA, V.F. *Influência do estresse hídrico e salino na germinação de propágulos de Avicennia schaueriana Stapf e Leechman ex Moldenke e Laguncularia racemosa (L.) Gaertn.* 2005. 82 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, 2005.
- OLIVEIRA, A. C. Turismo em áreas “menos desenvolvidas”: caracterização, desenvolvimento e planejamento turístico da Vila de Trindade, município de Paraty/Rio de Janeiro–Brasil. *Revista de Turismo y Patrimônio Cultural. Tenerife*, v. 3, n. 1, p. 149-169, 2005b.
- PARRY, M. L. et al. Impacts, Adaptation and Vulnerability”, Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, Cambridge University Press, 2007.
- PELLEGRINI, J.A.C. et al. A method for the classification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. *Journal of Coastal Research*, v. 56, p. 443–447. 2009.
- PIOU, C. et al. Zonation patterns of belizean offshore mangrove forests 41 years after a catastrophic hurricane. *Biotropica*, v. 38, p. 365–374. 2006.
- RAMOS, A. B. A. *Fluxo de nutrientes dissolvidos no estuário do rio Barra Grande (Vila Dois Rios, Ilha Grande, RJ)*. 2014. Monografia (Bacharelado em Oceanografia). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2014

- RAY, R. et al. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego andorinha, Ilha Grande – RJ. *Biota Neotropica*, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2003.
- RODRIGUES, D.P. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. *Aquatic Botany*, v. 120, p. 346-351, 2014.
- SAENGER, P.; HEGERL, E.J.; DAVIE, J.D.S. Global Status of Mangrove Ecosystems. *The Environment*, v. 3, n.3, p. 1-88, 1983.
- SAM, R.; RIDD, P. Spatial variations of groundwater salinity in a mangrove-salt flat system, Cocoa Creek, Australia. *Mangroves and Salt Marshes*, v. 2, n. 3, p. 121-132, 1998.
- SANTOS, D.M.C. *Biomassa de raízes: Estoque Subterrâneo de Carbono em Florestas de Mangue*. 2015. 136 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 2015.
- SANTOS, S. B.; MONTEIRO, D. P. Composição de gastrópodes terrestres em duas áreas do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentado (CEADS), Vila Dois Rios, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil - um estudo-piloto. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 18, p. 181-190, 2001.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. Guía para estudio de áreas de manguezal. Estructura funcao e flora. *Caribbean ecological Research*. Sao Pablo, Brasil. 1986.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 3, p. 561-570, 2000.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Perfil dos ecossistemas Litorâneos Brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico* v. 7, p. 1-16, 1989.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.
- SHERMAN, R. E.; FAHEY, T. J.; BATTLES, J.J. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical. *Mangrove Forestry Journal Ecology*, v. 88, p. 165–178. 2000.
- SILVEIRA, P. et al. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. *Floresta*, v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008.
- SOARES, M. L. G. *Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil - análise de modelos*. 1997. 560 f. Tese (Doutorado) Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. 2 vol. 1997.
- SOARES, M. L. G. Caracterização das Florestas de Mangue no Complexo Estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*, v. 16, n. 5, p. 23-41. 2008.
- SOARES, M. L. G.; Y. SCHAEFFER-NOVELLI. Above-ground biomass of mangrove species. I. Analysis of models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65, p. 1–18, 2005.

SOBRADO, M.; EWE, S. M. Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees*, v. 20, n. 6, p. 679-687, 2006.

THOM, B. G. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, v. 55, n. 30, p. 1-343, 1967.

TOMLINSON, P.B. The botany of mangroves. *Cambridge University Press*. p.413, 1986.

TWILLEY, R. R.; DAY, J. W. JR. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystems In: YÁNEZ-ARANCIBIA, A, LARA-DOMINGUEZ, L. (eds.). *Ecosistemas de Manglaren América Tropical*. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Springs MD USA. p. 127-152, 1999.

TWILLEY, R.R.; CHEN, R.H.; HARGIS, T. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 64, n. 1-2, p. 265-288, 1992.

VELHO, A. M. A. Preliminary study by environmental indicator measurements of sediments in a mangrove forest in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Protection*, v. 3, n. 8, p. 731-739. 2012.

WEST, T. O; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal*, v. 66, n. 6, p. 1930-1946, 2002.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis* (5th ed.). Prentice-Hall/Pearson. 2010.



**APÊNDICE** – Manuscrito submetido para publicação

*Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors.*

Manuscrito submetido para publicação no periódico *Journal of Coastal Research*.

*Journal of Coastal Research*  
**Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between  
 Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors**  
 --Manuscript Draft--

Manuscript Number:	
Full Title:	Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors
Short Title:	Factors Driving Mangrove Forest Structure
Article Type:	Research Article (Professional Paper)
Keywords:	Coastal Ecosystems; Vegetation; Structural Parameters; Anthropic Disturbances; Physico-Chemical Factors
Corresponding Author:	Gustavo Estrada, Ph.D. Universidade do Estado do Rio de Janeiro Rio de Janeiro, RJ BRAZIL
Corresponding Author Secondary Information:	
Corresponding Author's Institution:	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Corresponding Author's Secondary Institution:	
First Author:	Veronica Villardi
First Author Secondary Information:	
Order of Authors:	Veronica Villardi
	Gustavo Estrada, Ph.D.
	Brunna Souza
	Marciel Estevam
	Gabriel Souza
	Alex Alves
	Camila Oliveira
	Mário Soares
Order of Authors Secondary Information:	

Abstract:	To contribute to the understanding of the combined effects between physicochemical factors and anthropogenic disturbances on mangroves, this study has assessed the structural variability of mangrove forests from Ilha Grande Bay (SE-Brazil) exposed to different levels of anthropogenic pressure and tidal flooding frequency. Twelve plots (replicates) for forest structure characterization and measurement of physico-chemical parameters (pH and Eh) were established in fringe and transition forests of Jabaquara Beach (JAB) and Saco Grande do Corumbê (SGC). The latter differ from the former for being exposed to higher anthropic pressure. The results indicate a strong control of structural development and relative dominance of species by physico-chemical factors, in particular the salinity of interstitial water. Although clear evidences of anthropogenic pressure on the forest structure have not been observed, it is possible that the influence of this factor may have been superposed by physico-chemical factors and the lesser degree of maturity of the mangrove forests in SGC. The absence of evidences of structural changes, however, does not rule out the possibility that the persistence of disturbances are causing or will cause changes on the functioning of the ecosystem which, over time, may drive changes in the forest structure.
Suggested Reviewers:	Paulo Lana <a href="mailto:lane@ufpr.br">lane@ufpr.br</a>

*Powered by Editorial Manager® and ProduXion Manager® from Aries Systems Corporation*

Dear Editor,

I have the pleasure of submitting herewith a manuscript entitled “**Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors**”, for publication in JCR.

The influence of anthropic disturbances and physico-chemical factors on mangroves forest structure has been extensively assessed earlier. However, the interaction between these sets of factors has been addressed by very few studies so far and is still poorly understood.

To fill in this gap, this manuscript assesses the structural variability of mangrove forests in Brazil exposed to different levels of anthropogenic pressure and tidal flooding frequency and tests the interaction between these factors.

Confident of your understanding, I respectfully close.

Dr. Gustavo Estrada  
Rio de Janeiro State University  
Faculty of Oceanography  
+ 55 21 23340765

## **Mangrove Forest Structure Driven by the Interaction between Anthropogenic Pressure and Edaphic Factors**

Veronica R. Villardi<sup>1,2</sup>, Gustavo C. D. Estrada<sup>1,2\*</sup>, B. T. Souza<sup>1,3</sup>, Marciel R. M. Estevam<sup>1,3</sup>, Gabriel B. G. Souza<sup>4</sup>, Alex Alves<sup>1,4</sup>, Camila P. Oliveira<sup>1,2</sup>, Mário L.G. Soares<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Núcleo de Estudos em Manguezais da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ), 20550-013, Brasil

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ), 20550-013, Brasil

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ), 20550-013, Brasil

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ), 21944-970, Brasil.

\*[gustavo.estrada@uerj.br](mailto:gustavo.estrada@uerj.br)

**LRH:** Villardi, Estrada, Estevam, Souza, Alves, Souza, Oliveira and Soares

**RRH:** Factors Driving Mangrove Forest Structure

## ABSTRACT

To contribute to the understanding of the combined effects between physicochemical factors and anthropogenic disturbances on mangroves, this study has assessed the structural variability of mangrove forests from Ilha Grande Bay (SE-Brazil) exposed to different levels of anthropogenic pressure and tidal flooding frequency. Twelve plots (replicates) for forest structure characterization and measurement of physico-chemical parameters (pH and Eh) were established in fringe and transition forests of Jabaquara Beach (JAB) and Saco Grande do Corumbê (SGC). The latter differ from the former for being exposed to higher anthropic pressure. The results indicate a strong control of structural development and relative dominance of species by physicochemical factors, in particular the salinity of interstitial water. Although clear evidences of anthropogenic pressure on the forest structure have not been observed, it is possible that the influence of this factor may have been superposed by physico-chemical factors and the lesser degree of maturity of the mangrove forests in SGC. The absence of evidences of structural changes, however, does not rule out the possibility that the persistence of disturbances are causing or will cause changes on the functioning of the ecosystem which, over time, may drive changes in the forest structure.

**Additional Index Words:** *Coastal Ecosystems; Vegetation; Structural Parameters; Anthropic Disturbances; Physico-Chemical Factors.*

## INTRODUCTION

Mangrove is a coastal ecosystem that occurs in tropical and subtropical regions of the world, occupying the intertidal zones (Giri *et al.*, 2011). It is characterized by typical woody vegetation, adapted to the limiting conditions of salinity, unconsolidated substrate, hypoxia and frequent tidal flooding (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). The mangrove ecosystem plays important ecological, economic and social functions, with a special role as a breeding place for aquatic species and as a belt of protection to the coastline against the energy of waves and winds (Ewel *et al.*, 1998a; Lee *et al.*, 2014).

The species of mangrove plants often occur in bands or discrete zones parallel to the coastline. Several authors describe patterns of plant zonation in mangrove forests (*e.g.*, Cintrón *et al.*, 1978; Clarke, 1995; Egler, 1952; Fromard *et al.*, 1998, 2004; Jimenez *et al.*, 1985; Krauss *et al.*, 2008; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2000; Snedaker, 1982; Thom, 1967). The distribution of species, as well as the variability of structural development of mangrove forests, occurs as a function of physicochemical factors of the substrate and interaction of species (tolerance and competition) with these factors and with each other. Salinity, for example, is one of the most important abiotic factors that limit the occurrence and growth of mangrove species (Aksornkoae, 1993; Ball, 1988; Duke *et al.*, 1998). Other factors also exert great influence on the distribution of mangrove species and their development, such as: the concentration of H<sub>2</sub>S in the sediment (Nickerson and Thibodeau, 1985); and the availability of nutrients (Boto and Wellington, 1984; Feller *et al.*, 2003).

The variability of these factors over gradients of tidal flooding frequency at the local scale frequently lead to the identification of three physiographic types (according to Estrada *et al.* 2013): fringe (high frequency of tidal flooding); basin (intermediate-to-low frequency); and transition with salt flats, where mangroves develop a shrub growth form due to the low frequency of tidal flooding and the resulting high salinity. According to these authors, these physiographic types are characterized by a gradient of reduction of the structural development from the fringe to the transition forests.

The structural variability of mangrove forests can be understood from the perspective of the energy signature model (Odum, 1994; Twilley and Day, 1999), which represents a set of compartments acting as energy subsidiaries for the system and determining its structure and functioning. The main compartments are: solar energy; tides; winds; rivers flow; and rainfall. Fringe forests, in example, which are typically associated to higher frequency of tidal flooding

(Schaeffer-Novelli *et al.*, 2000), tend to be exposed to a lower range of salinity variability *e.g.*, (shorter periods with hypersaline sediment) and to present higher productivity and structural development when compared with basin and transition forests. However, it is not always possible to observe a clear and one-way distribution pattern of these factors, resulting in heterogeneity of species distribution and structural development along the tidal flooding gradient.

The occurrence of natural or anthropogenic disturbances acts as a drain of energy, which reflects negatively on the structure and functioning of the ecosystem. Among the anthropogenic disturbances that often affect the mangroves, the following could be highlighted: deforestation and landfills (*e.g.*, residential, industrial and naval constructions; roads; aquaculture farms); deflection of course and straightening of rivers and canals; pollution caused by dumping of domestic and industrial effluents; and solid waste disposal. Mangroves occurring in areas under strong anthropic pressure tend to have a lower structural development (*e.g.*, lower average size, lower density and higher percentage of dead trunks) (Cavalcanti *et al.*, 2009).

To contribute to the understanding of the combined effects between physicochemical factors and anthropogenic disturbances on mangroves, this study assesses the structural variability of mangrove forests from Ilha Grande Bay (Southeastern Brazil) exposed to different levels of anthropogenic pressure and tidal flooding frequency. The following hypotheses are tested:

H1: The structure of mangrove forests exposed to a greater degree of anthropogenic pressure is different from that of forests exposed to a lesser degree of such pressure;

H2: The fringe forests present a higher structural development and distinctive relative dominance of species in comparison to the transition forests.

## **METHODS**

The present study was carried out in two mangrove systems in the Ilha Grande Bay: (i) Jabaquara beach (JAB), a site with strong anthropic pressure due to the urban sprawl around it, located 2 km away from the center of Paraty (23°12'0"S 44°43'30"W); and (ii) Saco Grande do Corumbê (SGC), a cove located 10 km away from the center of Paraty (23°10'0"S 44°42'30"W) presenting characteristics of a preserved and protected site, probably due to the difficulty of access (Figure 1).

The Ilha Grande Bay has a significant diversity of coastal ecosystems, being largely surrounded by rocky shores, sandy beaches and mangrove forests, striking features of the Southeastern Brazilian coast, where the Serra do Mar Mountain intersects the coast at various points (Belo *et al.*, 2002). The climate is heavily influenced by the regional subdivision of the relief, producing discontinuities in the spatial and temporal distribution of precipitation and temperature regimes due to the influence of Serra do Mar, acting on the behavior of frontal systems, the main driver of the regional rainfall. According to the Köppen system, the climate of the region is classified as Aw, characterized by rainy summers and dry winters (Kottek *et al.*, 2006). It presents an annual average rainfall of 1,323 mm and an average temperature of 27.4°C. In this region, the mangrove forests can be monospecific or mixed, with the presence of tree typical species: *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* and *Rhizophora mangle* (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990).

Despite the known importance of this ecosystem, the mangrove forests of the Ilha Grande Bay have been increasingly pressured and suppressed, especially by urban sprawl and the constructions and expansion of industrial and nautical structures, from small marinas to large facilities, such as the port of Angra dos Reis, the Oil Terminal of Ilha Grande (“TEBIG”, Petrobras), the Ilha Guaíba Terminal (Vale), two nuclear power plants and a dockyard (BrasFELS) (Araújo and Oliveira, 1998).

The Jabaquara mangrove is located in an area of urban sprawl of the central core of the Municipality of Paraty. It is notable that part of the pre-existing mangroves was land filled to allow for the creation of allotments. The remaining mangroves receive part of the domestic effluents from the Jabaquara neighborhood through drainage channels that cross the neighborhood and reach the mangrove forest. In addition, the construction of a road connecting the neighborhood to the highway BR-101, called Avenida Jabaquara (Jabaquara Avenue), partially blocked the flow of fresh water through the continental drainage (via small tidal creeks and groundwater) to the mangrove, restricting the action of this subsidiary energy (Figure 1). Because part of this road crosses the transition forests, changes in tidal flow must also be considered. Transition forests located before the road may be subjected to a higher level of tidal flooding because of the effect of damming. On the other hand, the forests located after the road probably have a smaller tidal flooding frequency than before this intervention.



## Sampling Design and Statistical Procedures

In each area of mangrove forest, three random plots (replicates) were set for two physiographic types, representative of forests subjected to high frequency of tidal flooding (fringe forests) and of forests subjected to low frequency of tidal flooding (transition forests); a total of six plots per system (F1, F2 and F3 for the fringe and T1, T2 and T3 for the transition, in Jabaquara; CF1, CF2, and CF3 for the fringe and CT1, CT2 and CT3 for the transition in Saco Grande do Corumbê). The classification of forests in physiographic types followed the guidelines of Estrada *et al.* (2013). However, in this study, the transition forests interface with terrestrial freshwater wetlands, not with salt flats. The area of the plots varied according to plant density, and a representative number of individuals was sampled, considering the structural homogeneity of the forest in terms of species composition and the structural development of individuals, according to recommendations by Cintrón and Schaeffer-Novelli (1985).

In all the plots, the following information of plant structure was obtained, considering only individuals more than 1 meter high: identification at the species level, height, number of trunks, condition (dead or alive) of each trunk and diameter at breast height of the trunks (Dbh, at 1.30 m from the substrate). Additionally, the following parameters were measured with five replicates per plot: (i) interstitial water salinity; (ii) Eh (redox potential) of surface sediment and at 15 cm of depth; and (iii) pH of surface sediment and at 15 cm of depth. Salinity was measured using a portable optical refractometer and pH and Eh were measured with a sensor attached to a Thermo Scientific Orion 3-Star pH and Eh-meter.

To analyze the structural development of the forests, the following parameters were calculated, according to the guidelines of Cintrón and Schaeffer-Novelli (1985): mean height, mean Dbh, density of trunks, basal area and relative dominance of species (in terms of basal area).

All structural parameters were compared through bi-factorial ANOVA (systems – SGC x JAB; physiographic types – fringe x transition; and interaction between systems and physiographic types). In the case of significant interactions between systems and physiographic types, a pairwise post-hoc Tukey's test was applied. All the analyses were performed on the Statistica 6.0 software, assuming a 5% confidence interval.

## RESULTS

The averages of the physico-chemical parameters are presented on Figure 2 and on Table 1. Forest structure results and can be found on Table 3 and on Figures 3 and 4. The results of all statistical tests are presented on Table 2.

### Physicochemical parameters

The results indicate that salinity of interstitial water is higher in JAB than in SGC. However, despite being statistically significant (Table 2), this result is largely due to the notably disparate average of CT3 (Table 1). Concerning physiographic types, although there are no significant differences, an inverse pattern between the two systems can be noted. While in JAB salinity is higher in the transition zone, in SGC this physiographic type has a lower average.

The pH at the surface and at a depth of 15 cm shows no significant differences for any factor (Table 2). However, for the surface pH, a pattern of spatial variation similar to the one observed for salinity can be noted: fringe-transition increase in JAB and decrease in the same direction in SGC (Figure 2B). Such a pattern is not observed, in SGC, for pH at 15 cm of depth.

Potential redox at the surface and at 15 cm deep presents the same pattern of spatial variation: similar values on the fringe forests and strong discrepancy between the transition forests of the two systems (Figures 2D and 2E). In the transition forests of SGC, Eh consistently oscillates below zero, with low variance. On the other hand, in the transition forests of JAB, Eh presents the highest values, but also the widest variance. The ANOVA test showed that the average in SGC is significantly lower than in JAB, a result clearly determined by the transition of SGC, that shows an Eh significantly lower than all other treatments.

### Relative Dominance of Species

In both systems, the species *L. racemosa*, *A. schaueriana* and *R. mangle* were found in different relative dominances (Table 3). In JAB, *A. schaueriana* is widely dominant both in fringe and in transition forests, exceeding 85% of live basal area in all the plots. On the other side, in SGC, *A. schaueriana* dominates only in the fringe forests, with a relative dominance between 65 and 70%. In the transition forests this pattern is changed and *R. mangle* becomes

the dominant species, with a relative dominance similar to the one presented by *A. schaueriana* in the fringe forests. The third species, *L. racemosa*, did not show up as dominant in any plot, but presented a higher contribution in SGC, where it reached  $20.7 \pm 5.4\%$  in the transition forests.

The statistical tests confirm, in general terms, the pattern of spatial variation of species dominance described above (Table 2; Figures 3A to 3 C). All the factors present significant differences for *A. schaueriana*, emphasizing the higher contribution of this species in JAB. In relation to physiographic types, the significant difference is due to the sharp difference of relative dominance between fringe and transition forests, because, in JAB, the physiographic types show similar values.

In the case of *R. mangle*, significant differences are also noted for all factors, with SGC showing a significantly higher contribution. Concerning physiographic types, only in SGC a significant difference was observed, due to the dominance of this species in the transition forests. On the other hand, *L. racemosa* presents significant differences only between systems and for the interaction between this factor and physiographic types. The difference between systems is mainly due to the sharp difference of the relative dominance of this species in the transition of SGC compared with both physiographic types in JAB, although the fringe forests in JAB also present a significantly lower relative dominance compared to the transition forests in SGC.

## Structural Development

In general, the results indicate that structural development is higher in JAB than in SGC, which has lower values of mean height and Dbh and higher levels of density (Table 3). This result is supported by the ANOVA test, which points out to significant differences between the systems for the three parameters (Table 2; Figures 3A to 3C).

Although the tests do not indicate significant differences between physiographic types, it is noteworthy that there is a reverse pattern of spatial variation in each system. While in JAB mean height and Dbh decrease and density increases between fringe and transition forests, the opposite is observed in SGC.

The analysis of the interaction between systems and physiographic types indicates that the differences between systems can be mostly explained by the remarkably higher mean Dbh and

height in the fringe forests of JAB and of density in the fringe forests of SGC. In the first case, mean Dbh is significantly higher than in the fringe and transition forests of SGC, while mean height presents a significant difference only in the fringe forests of SGC. On the other side, density in the fringe forests of SGC is significantly higher than in the transition forests of this system and also higher than in both physiographic types of JAB.

In the case of basal area, it is noteworthy that in JAB averages and variances of physiographic types are similar, while in SGC there is a decrease between fringe and transition forests. However, unlike the other parameters, no significant differences were observed for any factor (Table 2; Figure 3D).

## DISCUSSION

The results obtained in this study did not indicate the expected pattern of variation in the comparison between mangroves exposed to different levels of anthropic pressure: forests exposed to more intense and/or frequent disturbances tend to be less developed than the more protected ones (Cavalcanti *et al.*, 2009; Soares, 1999;). This analysis is based on statistical comparisons between the two systems that demonstrate a higher structural development in JAB, but is additionally supported by the analysis of the contribution of dead trunks to total basal area. In both systems, the contribution of dead trunks to total basal area is low, generally less than 10% and never exceeds 13% (Table 3). For comparison purposes, mangroves disturbed by chronic and acute environmental pollution in the Guanabara Bay, located less than 200 km away from Paraty, show a contribution of dead trunks to total basal area exceeding 20%, while those included into federal protected areas present levels below 20%, with a predominance of forests with frequencies below 10% (Cavalcanti *et al.*, 2009).

In addition, if compared to the curve of expected density in relation to the mean Dbh proposed by Jiménez *et al.* (1985), the observed density of all the plots (Figure 4) indicate that they are in the stage of maturity, contrary to what would be expected for forests exposed to natural or anthropic high intensity disturbances (Estrada *et al.*, 2013). Furthermore, it is also noteworthy that there is no deficit of density (values below the curve of expected density) in any case, which would indicate sub-optimal occupation of the space by the influence of disturbances acting on the balance between mortality and reproductive rates and/or recruitment.

On the other hand, although both mangrove systems are within the maturity stage, it is possible to verify that the plots representing the mangroves of SGC are clearly at the early

stage of maturity, while some plots of JAB, especially those representing fringe forests, are in a more advanced maturity stage. Therefore, it is plausible to consider the possibility that the lower level of maturity of mangrove forests in SGC could explain, even partially, the smaller structural development in this system in comparison with JAB, masking the effect of anthropogenic pressure.

The values of pH and Eh in JAB are, in general, similar to those observed in SGC and are within the range reported in the literature for healthy mangroves (Boto and Wellington, 1984; Ewel *et al.*, 1998b; Mckee, 1993; Nickerson and Thibodeau, 1985; Piou *et al.*, 2006). In addition, the only negative Eh averages are observed in SGC. Therefore, these results do not indicate eutrophication effects associated to the influence of domestic effluents, although limited in time and by the fact that other factors that contribute to the physicochemical properties of the substrate are not taken into consideration, such as the particle size, the content of organic matter and nutrients.

On the other hand, the results indicate a strong influence of the variation between systems and physiographic types, confirming hypothesis 2 and stressing that the significant differences between the systems are due to the variation of physico-chemical factors and not necessarily to the occurrence of disturbances, as discussed earlier. The pattern of spatial variation observed in JAB - decrease of the structural development between fringe and transition forests - appears to be largely determined by the increase in salinity in the same direction, as previously described for other mangroves around the world (Cintrón *et al.*, 1978; Ellison *et al.*, 2000; Pellegrini *et al.*, 2009; Sam and Ridd, 1998). This pattern is determined by the reduction in the tidal flooding frequency between fringe and transition forests, leading to the accumulation of salt in the latter (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2000).

However, in regions under high rainfall and/or sites with significant freshwater supply from surface or groundwater runoff to the mangrove, the pattern of salinity variation can be reversed, depending on the effect of dilution (Ewel *et al.*, 1998b). This seems to be the case of SGC, where salinity decreases between fringe and transition forests (Table 1), although not statistically significant (Table 2). It is probably due to this decrease that structural development increases between fringe and transition forests in SGC. In fact, a set of previously published field assessments and ecophysiological experiments have demonstrated that the ideal salinity for development of mangrove species ranges in general between 2 and 17 (Saenger, 2002), and that increased salinity leads to reduced productivity and structural development (Ball, 1998; Lin, 1992).

The notable difference in salinity between the transition forests in JAB and SGC is probably the factor that explains the differences in terms of relative dominance of species in this physiographic type. While in JAB salinity and the dominance of *A. schaueriana* increase from fringe to transition forests, in SGC salinity decreases and species dominance is changed, with *R. mangle* replacing *A. schaueriana*, the dominant species in the fringe forests. This pattern of spatial variation of the relative dominance is often reported in the literature (Feller *et al.*, 2003; Lara and Cohen, 2006; López-Portillo and Ezcurra, 1989; Piou *et al.*, 2006; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Sherman *et al.*, 2000) and can be explained by the differences in tolerance and physiological performance between these species. According to the literature, the species of the genus *Avicennia* present a greater tolerance to salinity and a better physiological performance under conditions of high salinity that are also tolerated by species of other genera (Lovelock and Feller, 2003; Lugo and Snedaker, 1974; Medina and Francisco, 1997; Sobrado and Ewe, 2006). This competitive advantage tends to be limited, however, to conditions of high salinity and high nitrogen availability (McKee, 1995). Outside those conditions, the likelihood of species belonging to the *Rhizophora* genus being dominant is greater than that of *Avicennia*, largely because of the greater photosynthetic nitrogen use efficiency presented by the former (Lovelock and Feller, 2003; Lugo *et al.*, 2007; McKee, 1995; Medina and Francisco, 1997). Additional studies would be necessary, however, to confirm the existence of differences in terms of nitrogen concentration in the substrate of the assessed mangroves.

## CONCLUSIONS

Despite the remarkable difference of the level of anthropic pressure between the studied mangroves, evidences of influence of this factor on the forest structure were not observed. The absence of evidences of structural changes, however, does not rule out the possibility that the persistence of disturbances (*e.g.*, domestic sewage discharge; restrictions to the water flow due to the construction of the road) are causing or will cause changes on the functioning of the ecosystem which, over time, may lead to a change in the forest structure. In addition, it cannot be ruled out that faunal components of the ecosystem, not assessed in this study, are being affected by the disturbances.

On the other hand, a strong control of structural development and relative dominance of species by physico-chemical factors was observed, in particular the salinity of interstitial water. Although clear evidences of the influence of anthropogenic pressure on the forest

structure have not been observed, it is possible that the strong control of the forest structure by physicochemical parameters and the lesser degree of maturity of the mangrove forests in SGC may have masked the effects of this factor.

### ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are thankful to: Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio de Janeiro (FAPERJ) for the financial support granted to this study and to the Graduation Programs in Oceanography and Environment from the Rio de Janeiro State University as well as to the Graduation Program in Ecology from the Federal University of Rio de Janeiro for the financial and logistical support for the students involved in this study.

### LITERATURE CITED

- Aksornkoae, S., 1993. *Ecology and Management of Mangroves*. Bangkok: IUCN, 176p.
- Araújo, D. S. D. and Oliveira, R. R., 1988. Reserva biológica estadual da praia do sul (Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro): Lista preliminar da flora. *Acta Botanica Brasilica* 1(2), 83-94.
- Ball, M. C., 1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2, 129-142.
- Belo, W. C., Dias, G. T. M. and Dias, M. S., 2002. O fundo marinho da baía da Ilha Grande, RJ: o relevo submarino e a sedimentação no canal central. *Revista Brasileira de Geofísica*, 20(1), 5-15.
- Boto, K.G. and Wellington, J.T., 1984, Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. *Estuaries*, 7, 61-69.
- Cavalcanti, V.F; Soares, M.L.G; Estrada, G.C.D and Chaves, F.O. 2009. Evaluating Mangrove Conservation through the Analysis of Forest Structure Data. *Journal of Coastal Research* , 390-394.
- Cintrón, G. and Y. Schaeffer-Novelli., 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana* 25(1-4), 4-15.
- Cintrón, G., Lugo, A. E.; Pool, D. J. and Morris, G., 1978. *Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands*. *Biotropica* 10(2), 110-121.
- Clarke, P. J., 1995. The population dynamics of the mangrove *Avicennia marina*; demographic synthesis and predictive modelling. *Hydrobiologia*, 295, 83-88.
- Creed, J. C.; Pires, D. O. and Figueiredo, M. A. O., 2007. *Biodiversidade Marinha da baía da Ilha Grande*. Série Biodiversidade 23. Ministério do Meio Ambiente, 416p.
- Egler, F. E., 1952. Southeast saline Everglades vegetation, Florida, and its management. *Vegetatio Acta Geobotanica*, 3(4), 213-265.

- Ellison, A. M., Mukherjee, B. B. and Karim, A., 2000. Testing patterns of zonation in mangroves: scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. *Journal of Ecology*, 88, 813–824.
- Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G.; Chaves, F. and Cavalcanti, V. F., 2013. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types. *Aquatic Botany* 111,135-143.
- Ewel, K. C.; Twilley, R. R; Ong, J., 1998a. Different Kinds of Mangrove Forests Provide Different Goods and Services. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7,(1), 83-94.
- Ewel, K.C.; Zheng, S.; Pinzón, Z.S.; Bourgeois, J.A., 1998b. Environmental effects of canopy gap formation in high - rainfall mangrove forests, *Biotropica*, 34(4), 510-518.
- Feller, I.C., Mckee, K.L., Whigham, D.F. and O’neill, J.P., 2003. Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. *Biogeochemistry*, 62, 145–175.
- Fromard, F.; Puig, H.; Mougin, E.; Marty, G.; Betoulle, J. L. and Cadamuro, L., 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 115, 39-53.
- Fromard, F., Vega, C., Proisy, C., 2004. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana a case study based on remote sensing data analyses and field surveys. *Mar. Geol.* 208, 265–280.
- Giri, C.; Ochieng; E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J. and Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1),154-159.
- Jimenez, J. A.; Lugo, A. E. and Cintrón, G., 1985. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, 17(3), 177-185.
- Krauss, K.W.; Lovelock, C.E.; Mckee, K.L.; López-Hoffman, L.; Ewe, S.M.L. and Sousa, W.P., 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review, *Aquatic Botany*, 89, 105-127.
- Lara, R.J. and Cohen, M.C.L., 2006. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, a North Brazil: an ecohydrology based empirical model. *Wetl. Ecol. Manag.* 14, 349–358.
- Lee, S.; Primavera, J; Dahdouh-Guebas, F. ; Mckee, K.; Bosire, J ; Cannicci, S ; Diele ,K; Fromard , F.; Koedam, N.; Marchand, C.; Mendelssohn, I.; Mukherjee, N., 2014. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 726–743.
- Lin, G. H., 1992. Effect of growth form, salinity, nutrient and sulfide on photosynthesis, carbon isotope discrimination and growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Functional Plant Biology*, 19(5), 509-517.
- López-Portillo, J. and Ezcurra, E., 1989. Zonation in Mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacan, Mexico. *Biotropica*, 21, 107–114.
- Lovelock, C. and Feller, I., 2003. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. *Oecologia*, 134, 455–462.
- Lugo, A. E. and Snedaker, S. C., 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 39-64.



- Lugo, A.E.; Medina, E.; Cuevas, E.; Cintrón, G.; Nieves, E.N.L. and Schaeffer-Novelli, Y., 2007. Ecophysiology of a Mangrove Forest in Jobos Bay Puerto Rico. *Caribb. Journal Sci.* 43, 200–219.
- Mckee, K. L., 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - Reciprocal effects? *The Journal of Ecology*, 81(3), 477-487.
- Mckee, K. L., 1995. Interspecific variation in growth biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany*, 82, 299–307.
- Medina, E. and Francisco, M., 1997. Osmolality and ( $^{13}\text{C}$ ) of leaf tissues of Mangrove species from environments of contrasting rainfall and salinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 337–344.
- Nickerson, N. H. and Thibodeau, F. R., 1985. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry*, 1, 183-192.
- Odum, H. T., 1994. *Ecological and general systems: an introduction to systems ecology*. Rev. ed. of: *Systems Ecology*. Colorado: University Press of Colorado. 235p.
- Pellegrini, J.A.C., Soares, M.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D. and Cavalcanti, V.F., 2009. A method for the classification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. *Journal of Coastal Research*, 56, 443–447.
- Piou, C.; Feller, I.C., Berger, U. and CHI, F., 2006. Zonation patterns of belizean offshore mangrove forests 41 years after a catastrophic hurricane. *Biotropica*, 38, 365–374.
- Saenger, P., 2002, *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Dordrecht, Kluwer: Academic Press, 360p.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Soares, M. L. G. and De-Rosa, T., 2000. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3, 561-570.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Adaime, R. R. and Camargo, T. M., 1990. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2), 204-218.
- Sherman, R.E.; Fahey, T.J. and Battles, J.J., 2000. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical. *Mangrove Forestry Journal Ecology*, 88, 165–178.
- Snedaker, S.C., 1982. Mangrove species zonation: why? In: *Contributions to the ecology of halophytes*, Cap, 2: pp.111-125.
- Soares, M. L. G., 2009. Estrutura Vegetal e Grau de Perturbação dos Manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(3), 503-515.
- Sobrado, M.A. and Ewe, S.M.L., 2006. Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees*, 20, 679–687.
- Thom, B. G., 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, 55(30), 1-343.
- Twilley, R. R. and Day, J. W. J.R., 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystems In: Yáñez-Arancibia, A, Lara-Dominguez, L. (eds.). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Springs MD USA, pp. 127-152.

## TABLES

Table 1. Mean and standard deviation of physico-chemical parameters per system (SGC and JAB), physiographic type (Fringe and Transition) and plot.

Factor	Salinity	pH	pH 15	Eh (mv)	Eh 15 (mv)
<b>SGC</b>	29.0 ± 14.0	6.61 ± 0.24	6.46 ± 0.06	307.9 ± 241.1	166.0 ± 291.8
<b>JAB</b>	42.0 ± 6.0	6.53 ± 0.57	6.18 ± 0.45	187.4 ± 237.7	424.4 ± 194.1
<b>Fringe</b>	37.0 ± 2.0	6.43 ± 0.50	6.16 ± 0.41	428.3 ± 191.2	400.7 ± 91.5
<b>Transition</b>	34.0 ± 18.0	6.71 ± 0.30	6.47 ± 0.16	395.6 ± 76.6	189.7 ± 357.5
<b>SGC/Fringe</b>	38.0 ± 2.0	6.73 ± 0.30	6.41 ± 0.06	220.2 ± 321.8	425.5 ± 99.0
<b>SGC/Transition</b>	20.0 ± 15.0	6.49 ± 0.11	6.50 ± 0.02	398.9 ± 83.5	-93.5 ± 33.4
<b>JAB/Fringe</b>	36.0 ± 2.0	6.13 ± 0.52	5.92 ± 0.47	-24.1 ± 9.8	375.9 ± 96.4
<b>JAB/Transition</b>	47.0 ± 2.0	6.92 ± 0.27	6.45 ± 0.24	392.2 ± 87.6	472.9 ± 279.0
<b>CF1</b>	40.2 ± 1.1	7.01 ± 0.53	6.43 ± 0.11	477.7 ± 156.0	356.8 ± 68.5
<b>CF2</b>	39.0 ± 1.2	6.65 ± 0.50	6.34 ± 0.14	407.5 ± 70.7	380.7 ± 82.4
<b>CF3</b>	35.8 ± 1.9	6.54 ± 0.74	6.44 ± 0.29	311.4 ± 66.6	538.9 ± 28.1
<b>CT1</b>	31.8 ± 1.9	6.50 ± 0.13	6.51 ± 0.14	-33.0 ± 88.1	-54.9 ± 86.3
<b>CT2</b>	25.2 ± 4.9	6.41 ± 0.31	6.47 ± 0.10	-13.5 ± 97.5	-113.3 ± 35.8
<b>CT3</b>	3.4 ± 1.7	6.64 ± 0.20	6.56 ± 0.22	-25.6 ± 61.9	-112.1 ± 30.7
<b>JF1</b>	35.6 ± 2.7	5.56 ± 0.64	5.68 ± 0.62	464.3 ± 77.9	316.5 ± 80.2
<b>JF2</b>	34.4 ± 1.5	6.20 ± 0.39	5.60 ± 0.83	417.7 ± 60.0	324.1 ± 160.1
<b>JF3</b>	37.8 ± 1.6	6.67 ± 0.35	6.41 ± 0.10	294.7 ± 39.7	487.2 ± 79.7
<b>JT1</b>	45.0 ± 1.2	6.61 ± 0.35	6.22 ± 0.47	144.8 ± 72.6	155.5 ± 43.6
<b>JT2</b>	49.6 ± 3.6	7.10 ± 0.64	6.52 ± 0.18	567.9 ± 183.4	583.1 ± 144.1
<b>JT3</b>	47.0 ± 2.3	7.17 ± 0.41	6.77 ± 0.15	680.6 ± 129.2	679.9 ± 100.6

Footnote: <sup>1</sup>live trunks/ha; pH 15 = pH measured at 15 cm of depth; Eh 15 = Eh measured at 15 cm of depth.

Table 2. Results of the two-way ANOVA for physico-chemical and structural parameters. Factors are system (SGC and JAB) and physiographic type - PT (Fringe and Transition). Bolded 436 p means significant results ( $p < 0.05$ ).

Factor	Parameter	DF	MS	F	p
System	Salinity	1	456.33	7.79	<b>0.024</b>
PT	Salinity	1	36.05	0.62	0.455
System x PT	Salinity	1	651.21	11.11	<b>0.010</b>
System	pHsurface	1	0.02	0.18	0.684
PT	pHsurface	1	0.23	2.09	0.187
System x PT	pHsurface	1	0.79	7.13	<b>0.028</b>
System	pH 15 cm	1	0.22	3.09	0.117
PT	pH 15 cm	1	0.29	4.00	0.081
System x PT	pH 15 cm	1	0.15	2.10	0.186
System	Eh surface	1	174141.79	7.37	<b>0.026</b>
PT	Eh surface	1	92256.90	3.90	0.084
System x PT	Eh surface	1	183872.71	7.78	<b>0.024</b>
System	Eh 15 cm	1	200285.84	8.17	<b>0.021</b>
PT	Eh 15 cm	1	133617.87	5.45	<b>0.048</b>
System x PT	Eh 15 cm	1	284511.93	11.61	<b>0.009</b>
System	% <i>A. schaueriana</i> <sup>1</sup>	1	8337.67	502.68	< <b>0.001</b>
PT	% <i>A. schaueriana</i> <sup>1</sup>	1	2185.11	131.74	< <b>0.001</b>
System x PT	% <i>A. schaueriana</i> <sup>1</sup>	1	2236.69	134.85	< <b>0.001</b>
System	% <i>L. racemosa</i> <sup>1</sup>	1	612.61	35.72	< <b>0.001</b>
PT	% <i>L. racemosa</i> <sup>1</sup>	1	7.18	0.42	0.536
System x PT	% <i>L. racemosa</i> <sup>1</sup>	1	106.56	6.21	<b>0.037</b>
System	% <i>R. mangle</i> <sup>1</sup>	1	4076.35	640.77	< <b>0.001</b>
PT	% <i>R. mangle</i> <sup>1</sup>	1	1428.12	224.49	< <b>0.001</b>
System x PT	% <i>R. mangle</i> <sup>1</sup>	1	1077.88	169.43	< <b>0.001</b>
System	Mean Height	1	18.71	6.06	<b>0.039</b>
PT	Mean Height	1	0.07	0.02	0.882
System x PT	Mean Height	1	16.83	5.45	<b>0.048</b>
System	Mean Dbh	1	71.04	29.25	<b>0.001</b>
PT	Mean Dbh	1	4.66	1.92	0.203
System x PT	Mean Dbh	1	23.64	9.73	<b>0.014</b>
System	Density	1	46095749.56	28.78	<b>0.001</b>
PT	Density	1	5712224.28	3.57	0.096
System x PT	Density	1	22114771.98	13.81	<b>0.006</b>
System	Basal Area	1	0.00	0.00	0.993
PT	Basal Area	1	57.99	1.26	0.293
System x PT	Basal Area	1	56.94	1.24	0.298

Footnote: <sup>1</sup> Relative dominance in terms of live basal area; DF = degrees of freedom; MS = mean sum of squares; F = ANOVA's statistical parameter.

Table 3. Mean and standard deviation of structural parameters per system (SGC and JAB), physiographic type (Fringe and Transition) and plot.

Factor	Height (m)	Dbh (cm)	Density <sup>1</sup>	Basal Area <sup>2</sup>	% of Live Basal Area		
					Av	Lg	Rh
<b>SGC</b>	5.07 ± 1.70	7.8 ± 1.4	6,299 ± 2,725	28.29 ± 6.98	40.1 ± 29.9	16.9 ± 6.0	38.5 ± 22.5
<b>JAB</b>	7.56 ± 2.33	12.6 ± 2.8	2,379 ± 838	28.33 ± 6.91	92.8 ± 4.0	2.6 ± 3.8	1.6 ± 1.9
<b>Fringe</b>	6.39 ± 2.96	10.8 ± 4.5	5,029 ± 3,723	30.51 ± 7.36	79.9 ± 14.3	9.0 ± 6.0	9.2 ± 10.2
<b>Transition</b>	6.24 ± 1.82	9.6 ± 1.6	3,649 ± 1,530	26.11 ± 5.54	52.9 ± 44.0	10.5 ± 11.6	31.0 ± 30.6
<b>SGC/Fringe</b>	3.96 ± 0.71	7.0 ± 0.7	8,346 ± 1,134	32.67 ± 7.66	67.2 ± 1.9	13.2 ± 4.2	18.1 ± 4.5
<b>SGC/Transition</b>	6.17 ± 1.76	8.5 ± 1.6	4,251 ± 2,168	23.91 ± 2.37	12.9 ± 4.7	20.7 ± 5.4	58.9 ± 1.5
<b>JAB/Fringe</b>	8.83 ± 1.90	14.7 ± 2.4	1,711 ± 598	28.35 ± 7.92	92.6 ± 4.5	4.8 ± 4.6	0.2 ± 0.4
<b>JAB/Transition</b>	6.30 ± 2.27	10.6 ± 1.0	3,046 ± 249	28.31 ± 7.52	92.9 ± 4.5	0.4 ± 0.3	3.1 ± 1.6
<b>CF1</b>	3.15 ± 3.01	6.6	9,571	32.69	69.4	14.0	15.6
<b>CF2</b>	4.44 ± 3.64	7.9	8,133	40.31	65.8	8.6	23.3
<b>CF3</b>	4.29 ± 3.51	6.5	7,333	25.00	66.4	16.9	15.4
<b>CT1</b>	4.61 ± 3.29	6.8	6,753	24.95	13.0	25.4	58.5
<b>CT2</b>	8.07 ± 2.37	9.6	3,067	25.59	8.2	21.8	57.6
<b>CT3</b>	5.83 ± 4.29	9.2	2,933	21.20	17.6	14.8	60.6
<b>JF1</b>	10.95 ± 5.48	17.0	1,033	23.79	93.7	5.3	0
<b>JF2</b>	8.23 ± 6.86	12.3	1,933	23.76	96.5	0	0
<b>JF3</b>	7.29 ± 6.98	14.7	2,167	37.49	87.7	9.2	0.6
<b>JT1</b>	8.76 ± 6.66	10.0	2,917	24.81	87.8	0	4.7
<b>JT2</b>	5.88 ± 5.83	10.0	2,889	23.17	94.5	0.7	2.9
<b>JT3</b>	4.27 ± 3.63	11.8	3,333	36.94	96.5	0.6	1.6

Footnote: 1 live trunks/ha; 2 441 Total basal area (live + dead). m<sup>2</sup>/ha; Av = *A. schaueriana*; Lg = *L. racemosa*; Rh = *R. mangle*.

## FIGURE CAPTIONS

Figure 1. Map of the study area highlighting the sites ('Jabaquara' and 'Saco Grande do Corumbê') and transects assessed in the present study.

Figure 2. Box plots indicating means (internal symbols), standard errors (boxes) and standard deviations (bars) of physico-chemical parameters per physiographic type (fringe and transition) and site (SGC - 'Saco Grande do Corumbê'; and JAB - 'Jabaquara').

Figure 3. Box plots indicating means (internal symbols), standard errors (boxes) and standard deviations (bars) of forest structure parameters per physiographic type (fringe and transition) and site (SGC - 'Saco Grande do Corumbê'; and JAB - 'Jabaquara').

Figure 4. Box plots indicating means (internal symbols), standard errors (boxes) and standard deviations (bars) of relative species dominance (% of live basal area) per physiographic type (fringe and transition) and site (SGC - 'Saco Grande do Corumbê'; and JAB - 'Jabaquara').

Figure 5. Scatter plot of Density x mean Dbh (points) compared to the Expected Density (line) proposed by Jiménez et al. (1985) for non-disturbed Pan-American mangrove forests. CF = Fringe forests at Saco Grande do Corumbê; CT = Transition forests at Saco Grande do Corumbê; JF = Fringe forests at Jabaquara; JT = Transition forests at Jabaquara.

Figure 1

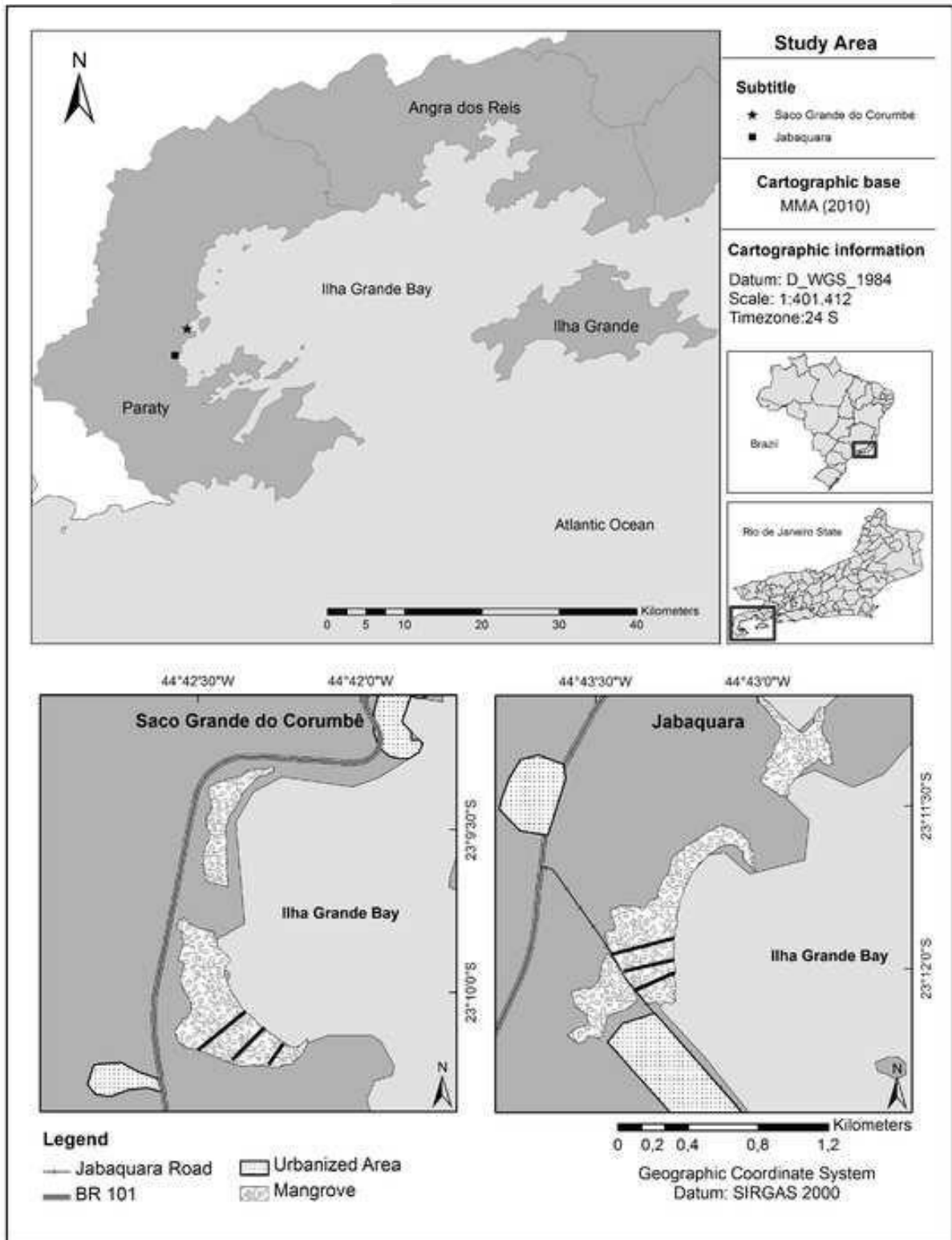


Figure 2

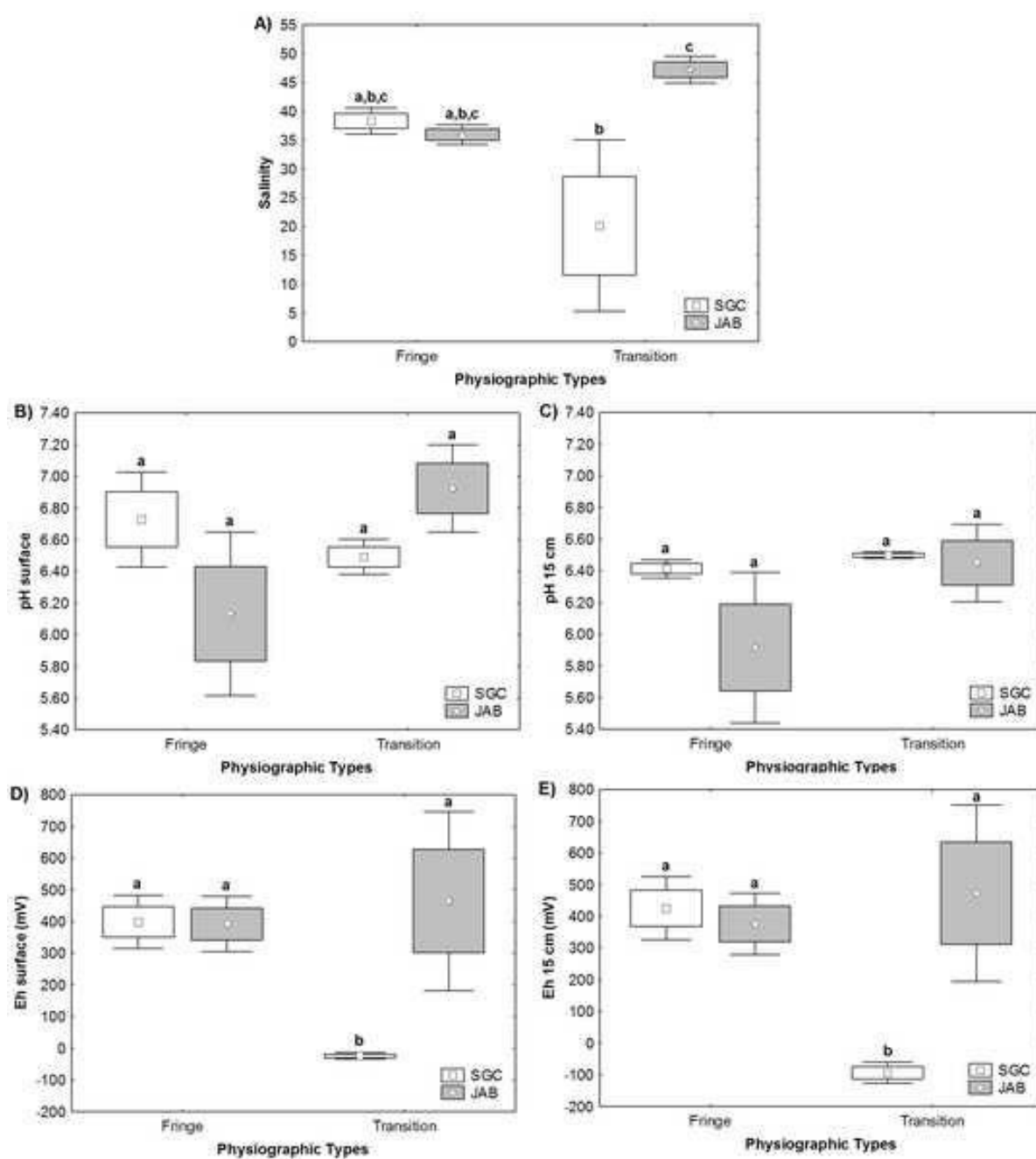


Figure 3

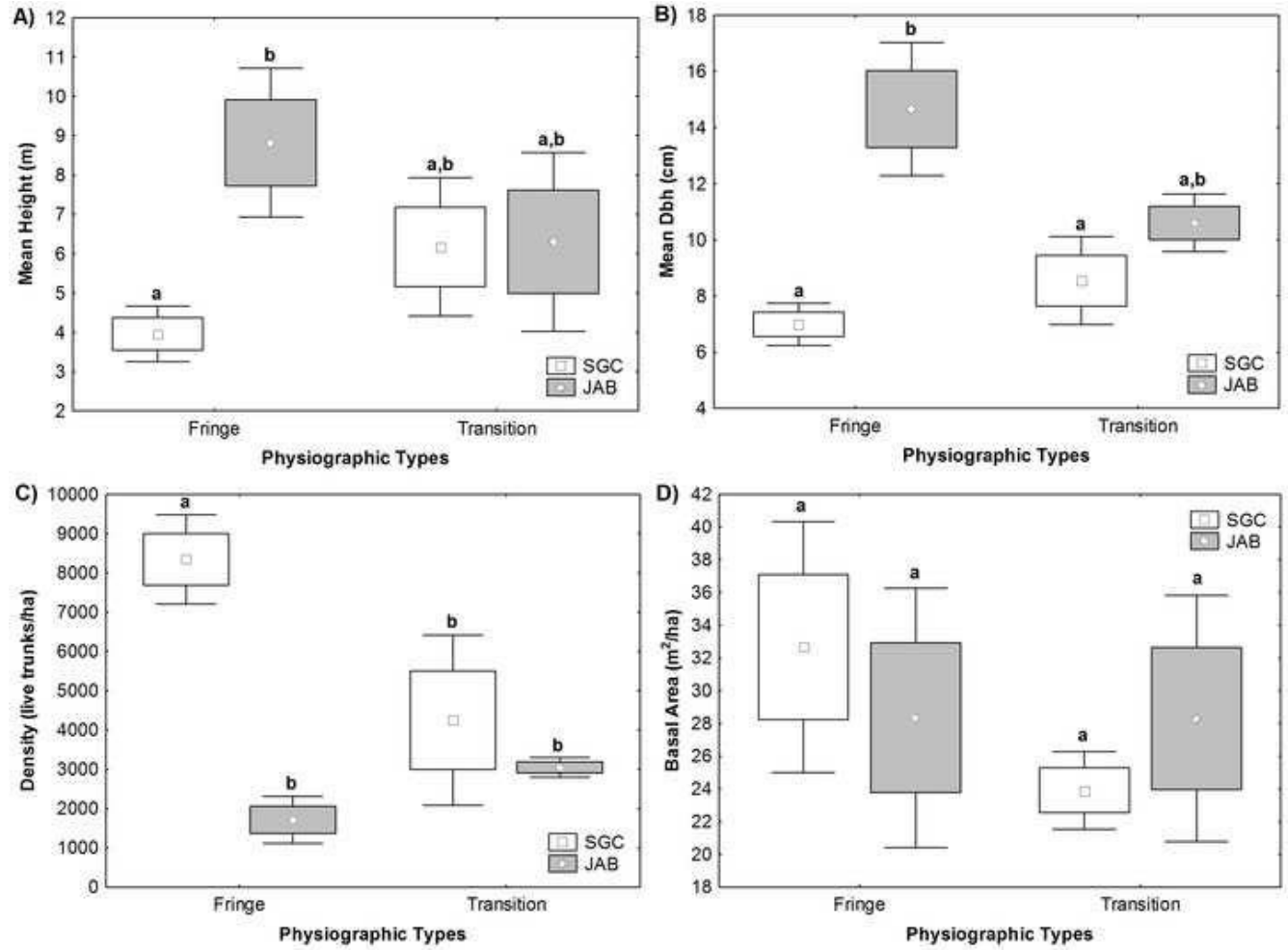




Figure 4

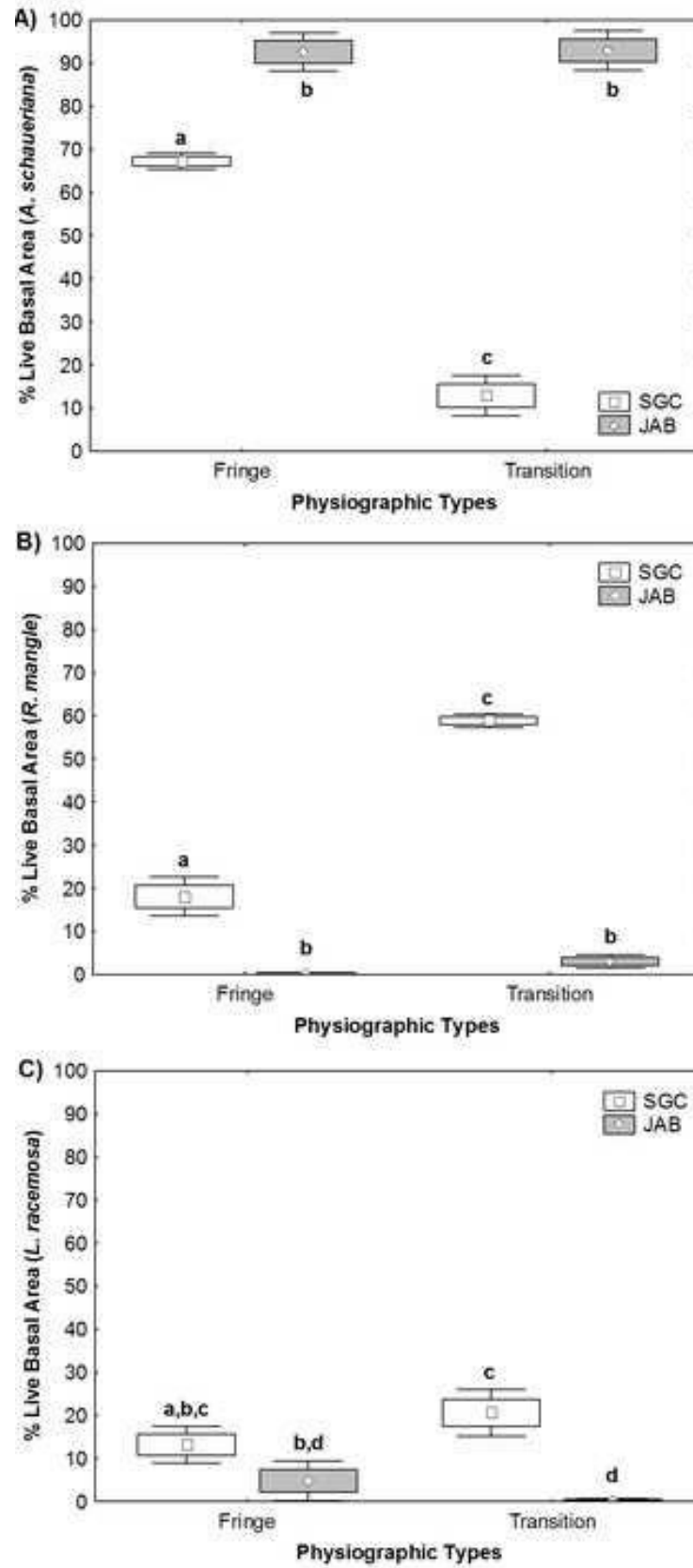


Figure 5

