DIVERSIDADE ESTRUTURAL DAS FLORESTAS DE MANGUE DA COSTA CENTRAL E NORTE DO ESPÍRITO SANTO: CONTRIBUIÇÕES PARA ENTENDIMENTO DE FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS

Mônica Maria Pereira Tognella¹, Raquel Vidal dos Santos Leopoldo², Camila Patricio de Oliveira², Sávila Soares Pascoalini³, Elizabeth Dell'Orto e Silva³

¹Professora doutora do curso de Ciências Biológicas do CEUNES/UFES, São Mateus-ES, Brasil.

E-mail: monica.tognella@gmail.com

²Mestre em Oceanografia/ Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro-RJ, Brasil.

³Doutora em Oceanografia Ambiental/ Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória-ES, Brasil.

Recebido em: 15/08/2020 – Aprovado em: 15/09/2020 – Publicado em: 30/09/2020
DOI: 10.18677/EnciBio_2020C16

RESUMO

Os aspectos fitossociológicos dos manguezais do litoral central e norte do estado do Espírito Santo foram analisados neste estudo pelo método de parcela. Os resultados apresentados oferecem informações importantes sobre um padrão de distribuição das espécies de mangue por tipos fisiográfico e posições estuarinas que darão subsídios à gestão ambiental. Os manguezais analisados pertencem a quatro estuários: 1) Baía de Vitória, 2) Estuário do rio Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim em Aracruz, 3) Estuário do rio São Mateus e 4) Estuário do rio Itaúnas, ambos em Conceição da Barra. As espécies registradas foram *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Avicennia germinans*. Considerando todas as parcelas, o DAP médio (diâmetro à altura do peito) variou de 0,9 a 25,5 cm, a altura média de 1,21 a 15,78 m, a área basal de 3,28 a 73,68 m² ha⁻¹ e a densidade de troncos vivos de 0 a 40000 tr.vivo.ha⁻¹ (o valor "0" na densidade corresponde à uma parcela com morte massiva de indivíduos). *L. racemosa* foi a espécie dominante na região média do estuário em todos os locais de estudo, exceto em Aracruz. Em relação aos tipos fisiográficos, a bacia apresentou o maior desenvolvimento estrutural. Possivelmente, sua localização interna favoreceu este desenvolvimento, enquanto a salinidade influenciou a ramificação das árvores. Por fim, devido à complexidade do ecossistema manguezal, faz-se necessários estudos que contemplem informações abióticas para um melhor conhecimento e uma avaliação mais completa do ecossistema.

PALAVRAS-CHAVE: ecossistema; estrutura florestal; estuário.

STRUCTURAL DIVERSITY OF MANGUE FORESTS OF THE CENTRAL AND NORTHERN ESPÍRITO SANTO COAST: CONTRIBUTIONS TO UNDERSTAND ECOSYSTEM FUNCTIONS

ABSTRACT

The phytosociological aspects of the mangroves on the central and northern coast of the state of Espírito Santo were analyzed in this study using the plot method. The results presented offer important information to environmental management about pattern of distribution of mangrove species by physiographic types and estuarine

positions. The analyzed mangroves belong to four estuaries: 1) Vitória Bay, 2) Piraquê-Açu river estuary and Piraquê-Mirim river estuary in Aracruz, 3) São Mateus river estuary and 4) Itaúnas river estuary, both in Conceição da Barra. The registered species were *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* and *Avicennia germinans*. Considering all plots, the mean DBH (diameter at breast height) varied from 0.9 to 25.5 cm, the mean height from 1.21 to 15.78 m, the basal area from 3.28 to 73.68 m².ha⁻¹ and the density of live trunks from 0 to 40,000 tr.live.ha⁻¹ (the value “0” in the density corresponds to a plot with massive death of individuals). *L. racemosa* was the dominant species in the middle region of the estuary in all study sites, except in Aracruz. Regarding the physiographic types, the basin showed the greatest structural development. Possibly, its internal location favored this development, while salinity influenced the branching of trees. Finally, due to the complexity of the mangrove ecosystem, studies are required that include abiotic information for better knowledge and a more complete assessment of the ecosystem.

KEYWORDS: ecosystem; forest structure; estuary.

INTRODUÇÃO

Os manguezais são formados por uma vegetação lenhosa composta de espécies halófitas facultativas formando florestas com tipos fisiográficos distintos em função da inundação, classificadas como franja e bacia (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). O sucesso da colonização destas espécies vegetais em ambientes com substrato inconsolidado, reduzida disponibilidade de oxigênio e alta salinidade depende de suas adaptações à estas variações (em função de inundações periódicas) e ao rigor ambiental (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; KRAUSS et al. 2008).

O ecossistema é amplamente reconhecido por sua elevada importância ecológica, econômica e social. Sua distribuição global é controlada por fatores oceanográficos (direção e temperatura das correntes oceânicas e costeiras) e climáticos (radiação solar, temperatura e aridez) que limitam a sobrevivência das plantas de mangue e a migração de seus propágulos para latitudes mais altas e interferem na sua produtividade líquida (SOARES et al., 2012, RIBEIRO et al., 2019). Ao analisar este ecossistema em escala de paisagem, nota-se que a distribuição espacial das espécies de mangue é influenciada pela hidrologia e microtopografia locais, que determinam gradientes edáficos (ex. salinidade, pH, nutrientes) associados à outras condicionantes como frequência de inundação por águas salinas e aporte de água doce (TWILLEY, 1998).

As diferenças estruturais da vegetação frente a estas condicionantes citadas compõem os tipos fisiográficos definidos por Schaeffer-Novelli et al. (2000). De acordo com a literatura, os tipos fisiográficos comumente encontrados nos manguezais do Espírito Santo são franja e bacia (VALE, 2010; ESTRADA et al., 2013; ZAMPROGNO et al., 2016; PASCOALINI et al., 2019). Atividades antrópicas podem exercer influência direta ou indiretamente sobre as florestas, modificando os padrões esperados da vegetação, uma vez que alterações na bacia hidrográfica, nas forçantes estuarinas e no aporte de nutrientes e contaminantes interferem na estabilidade do sistema e, conseqüentemente, no desenvolvimento das florestas (KANTHARAJAN et al., 2018).

Dessa maneira, é importante destacar que por meio da avaliação das características estruturais é possível esclarecer os padrões de zonação e sucessão de espécies, estágio do desenvolvimento florestal, e indicar os níveis de

vulnerabilidade, degradação e estresse em que o ecossistema está inserido. Além disso, esta avaliação é uma importante ferramenta para gerenciamento costeiro, visto que a maioria da população e as principais atividades econômicas mundiais estão diretamente ligadas às zonas costeiras (KRAUSS et al., 2011).

No litoral do estado do Espírito Santo são descritas quatro espécies de mangue: *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn, *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke e *A. germinans* L., por aproximadamente 70,35 km² de manguezal, distribuídos de norte a sul do estado (VALE; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018). Embora possua um baixo número de espécies vegetais quando comparado a outras florestas tropicais, o manguezal é um dos ecossistemas mais produtivos e ameaçados do planeta (ALONGI, 2002; SPALDING et al., 2010). No estado do Espírito Santo o panorama não é diferente, principalmente na região central, onde portos, indústrias e adensamento populacional pressionam o ecossistema, nas outras regiões, apesar da menor industrialização, ocorre a implantação de portos, além das alterações comuns exercidas nas bacias hidrográficas em todo estado.

Por fim, o objetivo deste estudo foi avaliar os dados fitossociológicos das florestas de mangue do litoral norte e região central do Espírito Santo, a fim de oferecer subsídios sobre a distribuição espacial e o desenvolvimento estrutural entre os tipos fisiográficos de franja e bacia e as zonas estuarinas. A análise do desenvolvimento estrutural nas diferentes regiões do Estado serve de subsídio para a gestão ambiental deste ecossistema pelos tomadores de decisões ambientais no escopo estadual e municipal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A linha de costa do Espírito Santo possui extensão de 411 km com importantes bacias hidrográficas desaguando na região costeira (ALBINO et al., 2016). A região norte do estado se estende desde o Rio Riacho, limite com o estado da Bahia (ao norte) até a entrada da Baía de Vitória (região central), compreendendo uma distância de aproximadamente 250 km. De acordo com o sistema de classificação climática de Koppen, o clima da região é classificado como Am (Clima tropical úmido ou subúmido).

A temperatura média mensal dos últimos 10 anos foi de 24,09°C (INMET, 2020). Na região ocorrem dois períodos distintos: um chuvoso, (outubro a março) com precipitação média entre 60 e 230 mm, e outro seco (abril a setembro) com precipitações médias entre 10 e 80 mm (NÓBREGA et al., 2014), entretanto, o litoral do estado apresenta variabilidade temporal em curta escala neste padrão climático respondendo diretamente as modificações de posicionamento e intensidade da Zona de Convergência Intertropical (REBOITA et al., 2010). As faixas de marés variam de 1,3 a 0,7 m, na primavera o alcance é de 1,8 a 1,0 m (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990), aumentando de amplitude em direção ao norte (ALBINO et al. 2016).

Os estuários selecionados para a análise da diversidade fitossociológica dos manguezais compreendem áreas com características e localizações distintas (Figura 1). A seguir o detalhamento de cada local de estudo no sentido da região central (Vitória) ao norte do estado (Itaúnas). Os dados apresentados neste estudo são anteriores ao rompimento da Barragem de Fundão, servindo como referencial em escala espacial e temporal.

Baía de Vitória: Localizada na região metropolitana do Estado, e por isso sofre intensas degradações por atividades humanas (efluentes sem tratamento,

aterros entre outros) que são amplificadas pela presença do Porto de Vitória com o tráfego diário de navios com cargas e volumes variados (ZAMPROGNO et al., 2016). Foram instaladas 12 parcelas distribuídas entre florestas de franja (8 parcelas) e bacia (5 parcelas), com tamanhos de 100m². Das 12 parcelas desta área de estudo, 3 estão localizadas no estuário superior, 8 estão no estuário médio e 1 no estuário inferior.

FIGURA 1: Localização das regiões de estudo na costa central e norte do Espírito Santo, Brasil.

Fonte: Os autores, 2020.

Aracruz: Os manguezais ocorrem nos Bairros de Coqueiral e Santa Cruz e integram o Refúgio de Vida Silvestre (RVS) de Santa Cruz e desenvolvem-se ao longo das margens do rio Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e são protegidos pela Reserva de Desenvolvimento Sustentável dos Rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Lei Nº 3.739) (ARACRUZ, 2013). Foram instaladas 22 parcelas distribuídas entre franja (11 parcelas) e bacia (11 parcelas), com tamanhos de 50 a 500 m². Em relação às zonas estuarinas, dentre as 22 parcelas, 7 estão no estuário superior, 6 estão no estuário médio e 9 estão no estuário inferior.

São Mateus: Os manguezais do estuário do rio São Mateus estão submetidos a frequentes ações de degradação ambiental de origem antrópica. Foram instaladas 19 parcelas distribuídas entre franja (11 parcelas) e bacia (8 parcelas), com tamanhos de 9 a 540 m². Das 19 parcelas amostradas, 1 se encontra no estuário superior, 15 estão no estuário médio e 3 estão localizadas no estuário inferior.

Itaúnas: O manguezal do rio Itaúnas está localizado no Parque Estadual de Itaúnas no município de Conceição da Barra. Foram instaladas 6 parcelas na franja, com tamanhos de 49 a 255 m². Destas 6 parcelas, 1 está localizada no estuário superior, 1 está no estuário médio e 4 estão no estuário inferior.

Caracterização estrutural da vegetação

A estrutura da vegetação foi realizada seguindo a metodologia proposta por Cintrón e Schaeffer-Novelli (1984) e Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986). A delimitação da área das parcelas foi realizada de acordo com a densidade da floresta, de forma a ser amostrado um número representativo de indivíduos (mínimo 30), conforme estudos de Estrada et al. (2013).

O presente estudo amostrou florestas de franja e de bacia aleatoriamente. Em campo, todos os indivíduos foram identificados em nível de espécie e obtidos dados de: diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) ou igual a 1,30 m, altura, número de troncos por indivíduo e condição (vivo ou morto). Após, foram calculados os seguintes parâmetros estruturais derivados: área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), densidade de troncos vivos (tr. vivos ha^{-1}), DAP médio (cm), altura média (m) e dominância relativa das espécies.

Por fim, o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis (ZAR, 1999) foi realizado entre os dados obtidos com auxílio do programa STATISTICA 10 (Statsoft) para verificar se existe diferença significativa entre os parâmetros estruturais entre os estuários, os tipos fisiográficos e a posição das parcelas ao longo do estuário (superior, médio e inferior). Além disso, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) com os parâmetros estruturais utilizando uma matriz de correlação dos dados, empregando o programa Past (HAIR Jr. et al., 2009). Esta análise teve como objetivo verificar padrões estruturais espaciais entre as áreas avaliadas, tipos fisiográficos e posições dentro dos estuários (GOTELLI; ELLISON, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies de mangue encontradas nos estuários analisados foram *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Avicennia germinans*. Esta última, porém, ocorreu somente em São Mateus e Itaúnas, apesar de ser registrada nas outras áreas de estudo com diferentes densidades e distribuição espacial. A ocorrência destas quatro espécies é semelhante à descrita por Schaeffer-Novelli et al. (1990) para os manguezais do segmento VI, que abrange o litoral do Espírito Santo. Estudos anteriores citam a ocorrência das mesmas espécies para as regiões ao norte do estado, por exemplo: Silva et al. (2005) no Rio São Mateus, Lopes et al. (2020) em Barra Nova, Portillo et al. (2017) em Aracruz, e Zamprogno et al. (2016) e Pascoalini et al. (2019) na baía de Vitória.

A análise dos dados estruturais por tipo fisiográfico entre os estuários indicou que na baía de Vitória, a franja é dominada por *R. mangle* (59,87%), seguida de *L. racemosa* (32,44%). Já a bacia apresentou dominância inversa em relação à franja, ou seja, dominância de *L. racemosa* (99,94%) com a maioria das parcelas monoespecíficas e 100% de seus indivíduos vivos na posição média do estuário (Tabela 1). Em estudo anterior, Zamprogno et al. (2016) apontaram *R. mangle* como a espécie dominante em 75% para a mesma região, já as florestas que eram dominadas por *L. racemosa* estavam degradadas e em diferentes estágios de regeneração.

É comum autores indicarem que *L. racemosa* é uma espécie típica de locais alterados e em processo de regeneração (SOARES et al., 2003; LOPES et al., 2020). Entretanto, neste estudo observou-se o domínio da espécie nas porções mais internas das florestas e em solos mais arenosos, esta distribuição espacial coloca a espécie em constante conflito de território, isto é, as expansões urbanas, os despejos de rejeitos, o uso inadequado do aquífero entre outros fatores acabam comprometendo o desenvolvimento estrutural das florestas dominadas por esta espécie, o que contribui para a relação com a degradação ambiental. Além disso, Pascoalini et al. (2019) relacionaram a dominância de *R. mangle* em locais com maior teor de matéria orgânica e de *L. racemosa* em solos mais empobrecidos.

Em Aracruz, *R. mangle* dominou todos os tipos fisiográficos e posições no estuário (inferior, médio e superior). Duas parcelas de franja e uma de bacia apresentaram composição monoespecífica de *R. mangle*. Londe et al. (2013)

apontaram *L. racemosa* como a espécie mais representativa (área basal de 62%) na foz deste estuário. No entanto, no presente estudo a contribuição de *L. racemosa* foi maior no estuário inferior (33,44%), mesmo não sendo a espécie dominante, como citado anteriormente. Esta discrepância entre os resultados obtidos em ambos os estudos pode ser explicada pelo elevado teor de areia (96% em média) encontrado no sedimento da região amostrada por Londe et al. (2013). Zamprognio et al. (2016) demonstraram que a granulometria arenosa do sedimento favorece o estabelecimento de *L. racemosa* na baía de Vitória.

No estuário do rio São Mateus, *L. racemosa* dominou as franjas e bacias distribuídas ao longo dos estuários inferior, médio e superior, seguida de *R. mangle*. Silva et al. (2005) descrevem que no rio São Mateus, os bosques de mangue que estão sujeitos ao maior aporte de água doce, geralmente são dominados por *L. racemosa* e *A. germinans*. Salienta-se que na última década, em função da variabilidade climática em pequena escala provocada pela localização da ZCIT (REIBOTA et al., 2010) a vazão do rio São Mateus tem diminuído provocando modificações na estrutura, na dominância entre espécies e na distribuição espacial, principalmente no estuário superior.

Vale (2010) ao analisar os manguezais sujeitos à forte influência da dinâmica sedimentar da desembocadura do rio São Mateus, registrou que *R. mangle* foi a espécie dominante em área basal (59%), seguida de *L. racemosa* (30%). A própria dinâmica da abertura da foz ao longo da história geológica recente do estuário com deposições de cordões arenosos, migrações de meandros e canais de inundações na região da foz (VALE; ROSS, 2011) produzem feições que levam a interpretar a discrepância observada entre os estudos citados e este como resposta do ecossistema às variações de habitats, formando em muitas situações o que define-se como mosaicos na estrutura da floresta. Isto é, a influência das feições geológicas produzindo bosques interconexos com domínio de uma ou outra espécie em resposta às situações pretéritas (THOM, 1967) sem indicar um processo de zonação, mas de ocupação espacial como resultado do conjunto de adaptações das espécies, diferindo do sistema clássico onde o domínio se dá por zonas paralelas à inundação (DAVIS, 1940) ou por diferenças em salinidade e sedimentação ao longo do estuário (THOM et al., 1975) cujas premissas estão centradas sobre as estratégias fisiológicas das espécies em relação ao sal ou morfológicas para a inundação.

Para o estuário do rio Itaúnas apenas o tipo fisiográfico franja foi amostrado, dessa forma, *L. racemosa* foi a espécie dominante no estuário inferior e médio. Já *R. mangle* foi dominante apenas no superior. Tognella-de-Rosa et al. (2007) observaram que onde se mantém influência fluvial, a espécie colonizadora é *L. racemosa*, predominando nas frações mais grosseiras e *R. mangle*, onde os finos dominam. Em contrapartida, na foz do rio Itaúnas foi identificado um processo sucessional onde indivíduos adultos de *R. mangle* estavam sendo substituídos por *A. schaueriana* (TOGNELLA-DE-ROSA et al., 2007). Este processo ocorria naquele momento em função das modificações que o ambiente passou com a abertura de uma foz artificial. A partir de 2011, a deriva litorânea ao transportar sedimentos em direção ao norte (ALBINO et al., 2006) resultou no fechamento da foz natural e novamente provocou modificações na dinâmica e na sucessão de espécies.

Na baía de Vitória, a franja apresentou maiores valores máximo para densidade (9800 tr.vivos ha⁻¹), DAP médio (11,28 cm) e área basal (49,37 m² ha⁻¹). Já a bacia indicou maior altura média (4,07 a 13,08 m) em relação à franja (4,40 a 9,73). Resultados contrários foram encontrados por Zamprognio et al. (2016), os

autores verificaram que nas franjas desta baía a área basal foi o único parâmetro de maior valor em relação à bacia, que por sua vez possui maior densidade, altura e DAP médio. Já Pascoalini et al. (2019) encontraram franjas com maior densidade e menor altura e DAP médio em relação à bacia. Destaca-se que os estudos possuem objetivos diferentes, com distribuição espacial ao longo da baía distinta. Estes dados deste trabalho são complementares aos estudos anteriores e dão uma dimensão da diversidade estrutural dos manguezais na Baía de Vitória, conforme já destacado em Zamprogno et al. (2016).

TABELA 1: Valores médios, máximos e mínimos para os parâmetros estruturais dos estuários de amostragem e seus respectivos tipos fisiográficos.

Estuário	Tipo fisiográfico		Densidade (tr. vivos.ha ⁻¹)	DAP Médio (cm)	Altura (m)	Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	Contribuição em área basal (%)						Tronco / Indivíduo
							Av viva	Av morta	Lg viva	Lg morta	Rh viva	Rh morta	
Vitória	Franja	Média	6550	7,8	6,52	29,66	7,69	0,00	31,35	1,09	56,19	3,68	1,13
		Máximo	9800	11,3	9,73	49,37	29,55	0,00	94,57	4,38	85,75	14,25	1,33
		Mínimo	3200	3,9	4,40	11,64	0,00	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00	1,00
	Bacia	Média	6143	7,0	7,63	24,17	0,00	0,00	92,83	7,12	0,05	0,00	1,17
		Máximo	9200	10,0	13,08	37,67	0,00	0,00	100,00	33,98	0,40	0,00	1,53
		Mínimo	3500	5,0	4,07	15,62	0,00	0,00	66,02	0,00	0,00	0,00	1,00
Coqueiral	Franja	Média	4209	10,5	8,00	22,47	5,17	0,49	15,11	2,00	73,30	3,92	1,27
		Máximo	13400	16,9	15,78	31,85	27,76	3,86	80,58	16,61	99,80	20,00	2,45
		Mínimo	580	4,5	3,70	13,30	0,00	0,00	0,00	0,00	2,79	0,00	1,00
	Bacia	Média	5380	5,7	5,55	16,12	5,96	2,93	27,11	6,67	51,47	5,85	1,41
		Máximo	17200	13,6	9,92	56,88	26,96	18,86	98,64	33,53	73,04	29,92	2,77
		Mínimo	0	2,2	2,40	3,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
São Mateus	Franja	Média	11868	9,3	6,90	30,91	14,85	0,42	39,22	5,06	39,87	0,55	1,35
		Máximo	40000	24,8	14,78	59,47	46,68	3,79	84,14	20,30	100,00	5,15	1,92
		Mínimo	611	0,9	1,21	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,62	0,00	1,00
	Bacia	Média	4792	10,7	8,98	37,57	2,49	0,24	61,25	8,02	27,27	0,74	1,72
		Máximo	10200	14,6	12,83	67,70	9,21	1,95	91,61	18,47	97,70	3,94	3,18
		Mínimo	700	6,3	3,18	13,07	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	1,10
Itaúnas	Franja	Média	8072	6,4	4,77	26,80	0,48	0,00	59,30	10,49	25,75	3,98	1,82
		Máximo	23800	11,6	6,94	73,68	1,74	0,00	100,00	43,70	81,70	12,69	2,74
		Mínimo	1373	2,8	1,51	3,28	0,00	0,00	3,83	0,00	0,00	0,00	1,21
Geral	Franja	Média	7675	8,5	6,55	27,46	7,05	0,23	36,24	4,66	48,78	3,03	1,39
		Máximo	11868	10,5	8,00	30,91	14,85	0,49	59,30	10,49	73,30	3,98	1,82
		Mínimo	4209	6,4	4,77	22,47	0,48	0,00	15,11	1,09	25,75	0,55	1,13
	Bacia	Média	5438	7,8	7,38	25,95	2,82	1,06	60,39	7,27	26,27	2,20	1,43
		Máximo	6143	10,7	8,98	37,57	5,96	2,93	92,83	8,02	51,47	5,85	1,72
		Mínimo	4792	5,7	5,55	16,12	0,00	0,00	27,11	6,67	0,06	0,00	1,17

No estuário de Aracruz (rios Piraquê), a bacia obteve maior densidade (17200 tr.vivos ha⁻¹), DAP médio (2,19 a 25,50 cm), área basal (3,59 a 306,47 m² ha⁻¹). Entretanto, a maior variação de altura média foi na franja (i.e. 3,70 à 15,78 m). Portillo et al. (2017) ao estudarem os manguezais do Rio Piraquê-Açu encontraram indivíduos de *R. mangle* menos desenvolvidas em relação à altura e DAP médio com 3,5 ± 2,0 m e 2,6 ± 2,6 cm, respectivamente. Neste estudo, verificou-se que o rio Piraquê-Açu possui maiores valores para DAP, altura e área basal quando comparado com o rio Piraquê-Mirim.

No estuário do rio São Mateus, a franja possui maior densidade (40000 tr.vivos ha⁻¹), DAP médio (24,81 cm) e altura média (14,78 m), e a bacia obteve maior valor de área basal (67,70 m² ha⁻¹). Valores próximos foram observados por Silva et al. (2005) para DAP e altura média no mesmo estuário (DAP máx: 29,6 cm e altura máx: 12,0 m). Entretanto, estes autores relataram valores diferentes para área basal (7,21 a 31,1 m² ha⁻¹) e densidade (450 a 1.450 ind ha⁻¹). No rio Itaúnas, a densidade variou de 1373 a 23800 tr. vivos ha⁻¹, o DAP médio de 2,83 a 11,55 cm, a altura média de 1,51 a 6,94 m, e a área basal de 3,28 a 73,68 m² ha⁻¹ (Tabela 1).

Geralmente, as regiões de bacia apresentam menor desenvolvimento estrutural devido a menor frequência de inundação em relação às áreas de franja (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000) amplificando os tensores naturais (sal e

nutrientes) e os induzidos pelo homem (corte e aterramento). Neste estudo, porém, salvo algumas exceções, as florestas de bacia são mais desenvolvidas do que as de franja. As bacias apresentaram menores valores para densidade e maiores para área basal, DAP e altura média. Esta característica pode estar associada a localização das bacias. Por estarem em uma área mais interna, as bacias estão propensas a menores perturbações e impacto de ondas e tempestades (WOODROFFE, 1983) ou de modificações nos canais de inundação e nos meandros dos rios. Zamprogno et al. (2016) e Pascoalini et al. (2019) encontraram este mesmo padrão nos manguezais de Vitória.

É possível observar na Tabela 1 que as árvores das bacias possuem uma arquitetura mais ramificada do que as de franja, com a relação troncos/indivíduos da bacia de 1,00 a 3,18. Estrada et al. (2013) e Pascoalini et al. (2019) observaram comportamento semelhante, com tendência de maior ramificação das árvores com o aumento da salinidade em manguezais do sudeste do Brasil. Esses autores concluíram que a salinidade, mesmo não restringindo o crescimento das plantas, pode influenciar o aumento de suas ramificações em resposta à essa tensão.

Ao longo das zonas estuarinas não foi observado um padrão de desenvolvimento entre as florestas. De modo geral, o estuário inferior destaca-se por apresentar maior DAP médio (10,44 cm) e área basal (41,95m² ha⁻¹), enquanto o estuário superior, com menor influência salina, apresentou menor densidade (3905 tr.vivos ha⁻¹) (Tabela 2).

Em manguezais, o estabelecimento de um valor de referência para a densidade de indivíduos mortos é dependente de fatores como: taxa de crescimento das árvores, intensidade e frequência de estresse, estabilidade geomorfológica, taxa de decomposição do material lenhoso, e diâmetro inicial das árvores (JIMENEZ et al., 1985). Para esses autores, um bosque com mortalidade natural (ou seja, livre de influência antrópica) possui contribuição em área basal morta inferior a 20%. As florestas de manguezais deste estudo apresentaram maior contribuição de área basal morta nas bacias, com destaque para Aracruz com média de 22,19% para este tipo fisiográfico. Vale ressaltar que uma das parcelas da bacia apresentou morte massiva, com indivíduos de diferentes classes diamétricas mortos.

A bacia hidrográfica ao redor dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim passou por mudanças no uso da terra nas últimas décadas refletindo nas concentrações de metais no registro sedimentar do estuário e em sua granulometria, com tendência ao aumento no teor de areia na camada superficial do sedimento. Esses resultados estão relacionados ao desmatamento para produção de carvão na década de 1950 que aumentou o solo exposto ao intemperismo e à erosão (COSTA et al., 2016), seguido de agricultura, pecuária e cultivo de *Eucalyptus* sp. para silvicultura.

As modificações antrópicas ao redor do manguezal diminuem a estabilidade do sistema ao estresse ambiental, um indício de fragilidade da floresta é observado por meio da mortalidade nos dados estruturais aqui apresentados. Em adição a essa mortalidade, um evento climático agudo pode ter também causado uma mortandade massiva dos manguezais na região de Coqueiral, evento este associado a uma tempestade de granizo que atingiu a região em 2016.

Servino et al. (2018) analisaram a escala de impacto e recuperação dos manguezais e apontaram que cerca de 500 ha de manguezais morreram, que equivalem a 29,3% da área total da floresta que foi impactada. Os mesmos autores afirmaram que após um ano, apesar da recuperação de algumas áreas, em outras não foi observada recuperação. Esta não recuperação imediata da floresta após o evento agudo em conjunto com os resultados de mortalidade apresentados indicam

que a mortalidade aguda observada por Servino et al. (2018) não está exclusivamente associada ao evento climático estocástico, mas sim que é reflexo de vários outros tensores no sistema, como baixa vazão dos rios que por variabilidade climática de curto prazo tem provocado aumento na salinidade e afeta indiretamente o lençol freático, resultando em condições hídricas negativas para as comunidades vegetais já implantadas.

O ambiente já se encontrava fragilizado e o tensor granizo foi o ponto de viragem para a ruptura do sistema. *Deficit* hídrico provoca morte ou desidratação intensa dos meristemas apicais (TOGNELLA-DE-ROSA et al., 2007). A queda brusca de temperatura por ocasião da frente fria associada ao vento provoca intensa evaporação das folhas resultando em sua morte e queda. Esta fragilidade inviabiliza a recuperação da população, incapacitando o rebrotamento. Diminuição na frequência e na amplitude de inundação antes e após o evento catastrófico explicam a ausência de recuperação do sistema por novos processos de colonização.

Não foi observada existência de diferença significativa pelo teste Kruskal-Wallis para os parâmetros estruturais entre os estuários, tipos fisiográficos e posição no estuário devido à grande heterogeneidade dos dados.

TABELA 2: Valores médios, máximos e mínimos para os parâmetros estruturais por posição (superior, médio e inferior) nos estuários de amostragem.

Estuário	Posição Estuário	Densidade (tr. vivos.ha ⁻¹)	DAP Médio (cm)	Altura (m)	Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	Contribuição em área basal (%)						Tronco / Indivíduo
						Av viva	Av morta	Lg viva	Lg morta	Rh viva	Rh morta	
Vitória	Superior	Média	6533	6,9	30,32	0,00	0,00	81,46	18,06	0,48	0,00	1,37
		Máximo	7200	10,1	49,37	0,00	0,00	94,57	33,98	1,05	0,00	1,53
		Mínimo	5900	5,3	17,88	0,00	0,00	66,02	4,38	0,00	0,00	1,26
	Médio	Média	6325	6,9	21,82	5,88	0,00	67,26	0,00	26,80	0,06	1,07
		Máximo	9800	10,0	37,67	29,55	0,00	100,00	0,00	76,40	0,46	1,21
		Mínimo	3500	3,9	11,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
	Inferior	Média	3200	11,3	37,27	0,00	0,00	0,00	0,00	85,75	14,25	1,17
		Máximo	3200	11,3	37,27	0,00	0,00	0,00	0,00	85,75	14,25	1,17
		Mínimo	3200	11,3	37,27	0,00	0,00	0,00	0,00	85,75	14,25	1,17
Coqueiral	Superior	Média	4415	8,5	15,24	5,79	0,26	30,20	2,99	60,22	0,55	1,47
		Máximo	13400	18,9	31,85	28,96	1,82	80,58	18,81	99,83	3,24	2,45
		Mínimo	580	4,4	3,70	0,00	0,00	0,00	0,00	2,79	0,00	1,00
	Médio	Média	3039	8,7	17,86	3,16	3,14	3,09	0,00	80,46	10,15	1,08
		Máximo	4900	15,1	26,14	8,31	18,86	16,99	0,00	99,80	29,92	1,16
		Mínimo	1450	3,0	2,74	0,00	0,00	1,00	0,00	47,76	0,00	1,00
	Inferior	Média	6055	8,0	24,11	6,91	1,62	24,72	7,76	54,45	4,54	1,39
		Máximo	17200	14,9	56,68	27,76	10,25	96,64	33,53	98,64	33,53	2,77
		Mínimo	0	2,2	12,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
São Mateus	Superior	Média	3300	7,3	15,22	0,00	0,00	69,13	8,93	21,94	0,00	1,17
		Máximo	3300	7,3	15,22	0,00	0,00	69,13	8,93	21,94	0,00	1,17
		Mínimo	3300	7,3	15,22	0,00	0,00	69,13	8,93	21,94	0,00	1,17
	Médio	Média	10165	9,0	35,11	11,98	0,44	50,88	6,91	28,98	0,80	1,48
		Máximo	40000	14,6	67,70	46,68	3,79	91,61	20,30	98,39	5,15	2,00
		Mínimo	700	0,9	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
	Inferior	Média	4370	15,0	32,92	1,26	0,00	29,67	2,40	66,67	0,00	1,76
		Máximo	10200	24,8	35,14	3,79	0,00	89,00	7,20	100,00	0,00	3,18
		Mínimo	611	6,3	29,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Itaúnas	Superior	Média	1373	11,6	16,49	1,74	0,00	3,83	0,04	81,70	12,69	1,40
		Máximo	1373	11,6	16,49	1,74	0,00	3,83	0,04	81,70	12,69	1,40
		Mínimo	1373	11,6	16,49	1,74	0,00	3,83	0,04	81,70	12,69	1,40
	Médio	Média	5100	5,7	13,17	0,54	0,00	98,26	1,01	0,19	0,00	2,74
		Máximo	5100	5,7	13,17	0,54	0,00	98,26	1,01	0,19	0,00	2,74
		Mínimo	5100	5,7	13,17	0,54	0,00	98,26	1,01	0,19	0,00	2,74
	Inferior	Média	10490	5,3	32,79	0,16	0,00	63,42	15,47	18,15	2,80	1,70
		Máximo	23800	7,2	73,68	0,62	0,00	100,00	43,70	58,62	11,21	2,23
		Mínimo	5000	2,8	3,28	0,00	0,00	25,42	0,00	0,00	0,00	1,21
Geral	Superior	Média	3905	8,6	19,32	1,88	0,07	46,15	7,51	41,08	3,31	1,35
		Máximo	6533	11,6	30,32	5,79	0,26	81,46	18,06	81,70	12,69	1,47
		Mínimo	1373	6,9	15,22	0,00	0,00	3,83	0,04	0,48	0,00	1,17
	Médio	Média	6157	7,6	21,99	5,38	0,90	54,87	1,98	34,11	2,75	1,59
		Máximo	10165	9,0	35,11	11,98	3,14	98,26	6,91	80,46	10,15	2,74
		Mínimo	3039	5,7	13,17	0,54	0,00	3,09	0,00	0,19	0,00	1,07
	Inferior	Média	6029	9,9	31,77	2,08	0,40	29,45	6,41	56,25	5,40	1,50
		Máximo	10490	15,0	37,27	6,91	1,62	63,42	15,47	85,75	14,25	1,76
		Mínimo	3200	5,3	24,11	0,00	0,00	0,00	0,00	18,15	0,00	1,17

Comparação entre áreas e tipos fisiográficos

A Análise de Componentes Principais (ACP), com 62,8% da variabilidade, foi obtida a fim de melhor compreender os padrões estruturais nos tipos fisiográficos nas áreas (Figura 2). A componente 1 explica 34,1% da variabilidade e o parâmetro correlacionado a mesma de forma positiva foi densidade de troncos mortos (absoluta e relativa), assume-se que represente áreas sob algum tipo de estresse. A franja do rio Itaúnas foi relacionada a esta componente e, em estudo anterior esta região foi avaliada por Tognella-de-Rosa et al. (2007), identificando na foz do estuário densa mortalidade, com tipo de morte descrita como morte apical, característico em casos de aumento de salinidade. A mortalidade massiva de árvores no manguezal do Piraquê-Açu descrita por Servino et al. (2018) ficou evidente na análise com a correlação da bacia de Aracruz a este componente. Salienta-se que os dados de estrutura apresentados foram obtidos anterior a 2018, o que reforça a hipótese de outros tensores terem atuado nestes rios. Em contrapartida, DAP médio e altura média foram negativamente associados à componente, juntamente com as florestas de franja de Aracruz e São Mateus (Figura 2).

As espécies identificadas neste estudo foram correlacionadas a componente 2, responsável por 28,7% da variabilidade dos dados. Observou-se correlação da área basal total e da relação de troncos por indivíduo de forma positiva com esta componente, acompanhada pelo domínio de *L. racemosa* nas florestas de bacia em Vitória e São Mateus. *R. mangle* e *Avicennia* sp. apresentaram padrão oposto, exibindo dominância na franja de Vitória, destacou-se que apesar da franja de Coqueiral ter tido maior peso na construção da componente 1 negativa, esta também teve relevância na componente 2 negativa (Figura 2).

FIGURA 2. Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros estruturais e tipos fisiográficos (f: franja; b: bacia) nas áreas avaliadas ao longo da costa do Espírito Santo (Vix: Baía de Vitória; Coq: Coqueiral; SM: rio São Mateus; Ita: rio Itaúnas). ABT: área basal total; Alt: altura média; DAPm: DAP médio; Dens_v: densidade de troncos vivos; Dens_m: densidade de troncos mortos; Tr_In: relação de troncos por indivíduo; %mortos: contribuição relativa de troncos mortos; Av: *Avicennia* sp.; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Fonte: Os autores, (2020).

Comparação entre áreas e tipos de estuários

Uma segunda PCA foi realizada com o propósito de averiguar padrões espaciais das características estruturais dentro dos estuários nas áreas avaliadas (Figura 3). As duas primeiras componentes foram consideradas e juntas elas representam cerca de 59,85% da variação dos dados, sendo a primeira componente responsável por 35,98% desta variação. Os parâmetros correlacionados positivamente a componente 1 foram densidade de troncos vivos e relação de troncos por indivíduo, juntamente com a espécie *L. racemosa*. A relação da referida espécie com maior densidade de troncos foi descrita para o manguezal de Vitória por Zamprogno et al. (2016) e Pascoalini et al. (2019). No presente estudo o estuário inferior do rio Itaúnas e superior de Vitória foram relacionados a este eixo. DAP médio, altura média e *R. mangle* foram correlacionados negativamente a componente 1. As áreas associadas a ela negativamente foram o estuário inferior de Vitória e São Mateus, estuário médio e superior de Aracruz e estuário superior de Itaúnas. Portanto, *R. mangle* possui uma distribuição ampla dentro do estuário de Aracruz, com tendência a elevado desenvolvimento estrutural.

A componente 2 contribui com 23,87% da variação dos dados e foi correlacionada com a densidade de mortos (absoluta e relativa) e área basal total, novamente Coqueiral está relacionado aos troncos mortos, neste caso o estuário inferior da área e também o estuário médio de São Mateus foram associados à componente 2. *Avicennia* sp. foi relacionada com a componente 2. É importante destacar que em uma das parcelas do estuário médio do rio São Mateus, *Avicennia* sp. apresenta contribuição em área basal de 44,1%, tendo a parcela registrado 47,11 m² ha⁻¹ de área basal (Figura 2 e Tabela 4).

FIGURA 3. Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros estruturais e zonas no estuário (i: estuário inferior, m: estuário médio; s: estuário superior) nas áreas avaliadas ao longo da costa do Espírito Santo (Vix: Baía de Vitória; Coq: Coqueiral; SM: rio São Mateus; Ita: rio Itaúnas). ABT: área basal total; Alt: altura média; DAPm: DAP médio; Dens_v: densidade de troncos vivos; Dens_m: densidade de troncos mortos; Tr_In: relação de troncos por indivíduo; %mortos: contribuição relativa de troncos mortos; Av: *Avicennia* sp.; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Fonte: Os autores, (2020).

CONCLUSÃO

Os aspectos estruturais das florestas analisadas apresentam uma grande diversidade, representadas em composições monoespecíficas ou mistas, com a presença de duas ou três espécies típicas.

L. racemosa dominou as regiões médias do estuário em todas as áreas de estudo, exceto em Aracruz. Já *R. mangle* foi dominante no estuário inferior, com exceção de Itaúnas.

Uma hipótese levantada é que a localização interna da bacia em relação à franja, que é mais exposta, favorece seu maior desenvolvimento estrutural, refletido nos parâmetros de menor densidade, maior área basal, DAP e altura média. Ainda, as bacias são compostas por árvores mais ramificadas, que possivelmente refletem uma resposta à maior salinidade, característica desse tipo fisiográfico.

As bacias também apresentaram maior contribuição de área basal morta, que foram relacionadas pela análise multivariada com áreas sob algum tipo de estresse, provavelmente tensores externos que estão afetando a integridade destes manguezais.

As informações contidas neste estudo sobre dados estruturais são ferramentas fundamentais para esclarecer um padrão de distribuição das espécies por tipos fisiográfico e posições estuarinas, no entanto, informações abióticas são essenciais para um melhor conhecimento e uma avaliação completa no que diz respeito à complexidade do habitat.

REFERÊNCIAS

ALBINO J.; COELHO, A. L. N.; MUEHE, D.; KLUMB-OLIVEIRA, L. A.; DIAS, F. C. Mapeamento dos terraços de abrasão ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo com uso de sensoriamento remoto. **Revista brasileira de geomorfologia**, v.21, n.1, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v21i1.1497>>. doi: 10.20502/rbg.v21i1.1497

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v.29, n.3, p.331-349, 2002. Disponível em: http://journals.cambridge.org/abstract_S0376892902000231. doi: 10.1017/S0376892902000231

ARACRUZ. **Lei municipal nº 3.739, de 07 de novembro de 2013**. Aracruz: Prefeitura Municipal de Aracruz, 2020. Disponível em: <<http://leismunicipa.is/ixlpt>>. Acesso em: 15/07/2020.

CINTRÓN-MOLERO, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Methods for studying mangrove structure. In: SNEDAKER, S. C.; SNEDAKER, J. D. (eds.). **The mangrove ecosystem: Research methods**. Bungay (UK): Environmental Science, 1984. p. 91-113.

COSTA, E. S.; GRILO, C. F.; WOLFF, G. A.; THOMPSON, A.; FIGUEIRA, R. C. L. *et al.* Geochemical records in sediments of a tropical estuary (Southeastern coast of Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, v. 6, p. 49-61, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.03.008>>. doi: 10.1016/j.rsma.2016.03.008

DAVIS, J. H. The ecology and geologic role of mangroves in Florida. **Carnegie Institution of Washington**, v.517, p. 303-412, 1940.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CAVALCANTI, V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types approach. **Aquatic Botany**, v.111, p.135-143, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.06.003>>. doi: 10.1016/j.aquabot.2013.06.003

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

HAIR Jr, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre: Bookman, 2009.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. 2020. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos**. Estações automáticas. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20/07/2020.

JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, v.17, n.3, p.177-185, 1985. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2388214>>. doi: 10.2307/2388214

KANTHARAJAN, G.; PANDEY, P. K.; KRISHNAN, P.; RAGAVAN, P.; JEEVAMANI, J. J. J. *et al.* Vegetative structure and species composition of mangroves along the Mumbai coast, Maharashtra, India. **Regional Studies in Marine Science**, v. 19, p. 1-8, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.02.011>>. doi: 10.1016/j.rsma.2018.02.011

KRAUSS, K. W.; LOVELOCK, C. E.; MCKEE, K. L.; LÓPEZ-HOFFMAN, L.; EWED, S. M. L. *et al.* Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. **Aquatic Botany**, v.89, n.2, p.105-127, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>>. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.014

KRAUSS, K. W.; FROM, A. S.; DOYLE, T. W.; DOYLE, T. J.; BARRY, M. J. Sea-level rise and landscape change influence mangrove encroachment onto marsh in the Ten Thousand Islands region of Florida, USA. **Journal of Coastal Conservation**, v.15, p.629-638, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11852-011-0153-4>>. doi: 10.1007/s11852-011-0153-4

LONDE, V.; SALLES, D. M.; LEITE, M. G. P.; ANTONINI, Y. Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de inundação no litoral norte do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v.37, n.4, p.629-637, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400006>>. doi: 10.1590/S0100-67622013000400006

LOPES, D. M. S.; CHAVES, F. O.; TOGNELLA, M. M. P. Mangrove Mortality: Analyses of Natural and Anthropic Causes and their Effects on Forest Dynamics. **Journal of Coastal Research**, v.95, n.1, p.102-107, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2112/SI95-020.1>. doi: 10.2112/SI95-020.1

NÓBREGA, N. E. F; SILVA, J. G. F; RAMOS, H. E. A; PAGUNG, F. dos S. Análise da distribuição sazonal e espacial da precipitação no Norte do estado do Espírito

Santo. **INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural**, 2014. Disponível em: <<https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/item/240/1/PRP-Norte-ES.pdf>>. Acesso em: 22/07/2020.

PASCOALINI, S. S.; TOGNELLA, M. M. P.; LIMA, K. O. O.; FALQUETTO, A. R. Structural plasticity and species distribution in a periurban mangrove of Southeastern Brazil. **Scientific Research and Essays**, v.14, n.11, p.129-144, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.5897/SRE2018.6645>>. doi: 10.5897/SRE2018.6645

PORTILLO, J. T. M.; LONDE, V.; MOREIRA, F. W. A. Aboveground biomass and carbon stock are related with soil humidity in a mangrove at the Piraquê-Açu River, Southeastern Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v.21, p.139-144, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11852-016-0482-4>>. doi: 10.1007/s11852-016-0482-4

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.25, n.2, p.185-204, 2010. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862010000200004>>. doi: 10.1590/S0102-77862010000200004

RIBEIRO, R. A.; ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; CASTAÑEDA-MOYA, E. Spatial variability of mangrove primary productivity in the neotropics. **Ecosphere**, v.10, n.8, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ecs2.2841>>. doi: 10.1002/ecs2.2841

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON, G. M. **Guia para estudo de área de manguezais: estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, p.150, 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of Mangrove Ecosystems along the Brazilian Coast. **Estuaries**, v.13, p.204-218, 1990. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/1351590>>. doi: 10.2307/1351590

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v.3, p.561-570, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14634980008650693>>. doi: 10.1080/14634980008650693

SERVINO, R. N.; GOMES, L. E. O.; BERNARDINO, A. F. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. **Science of the Total Environment**, v.628-629, p.233-240, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>> doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.068

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta botânica brasileira**, v.19, n.3, p.465-471, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300006>>. doi: 10.1590/S0102-33062005000300006

SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CORRÊA, F. M.; SILVA-JÚNIOR, C. M. G. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v.26, p.101-116, 2003. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/anigeo/article/view/4812>>.

SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; FERNANDEZ, V.; TOGNELLA, M. M. P. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n.101, p.44-53, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.018>>. doi: 10.1016/j.ecss.2012.02.018
SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World atlas of mangroves**. London: Earthscan, p.336, 2010.

THOM, B. G. Mangrove Ecology and Deltaic Geomorphology: Tabasco, Mexico. **Journal of Ecology**, v.55, n.2, pp. 301–343, 1967. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2257879>>. doi: 10.2307/2257879

THOM, B.; WRIGHT, L.; COLEMAN, J. Mangrove Ecology and Deltaic-Estuarine Geomorphology: Cambridge Gulf-Ord River, Western Australia. **Journal of Ecology**, v.63, n.1, p.203-232, 1975. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2258851>>. doi:10.2307/2258851

TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; SOARES, M. L. G.; FARIAS, H. D. C. E. Abordagens ecológicas em manguezal. In: MENEZES, L. F. T.; PIRES, F. R.; PEREIRA, O. J. (Org.). **Ecosistemas do Espírito Santo - conservação e preservação**. Vitória: Edufes, p. 103-115, 2007.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H.; CHEN, R.; BOTERO, L. Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. **Marine Pollution Bulletin**, v. 37, p. 404–419, 1998. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00137-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00137-X)>. doi: 10.1016/S0025-326X(99)00137-X

VALE, C. C. Correlação entre os processos erosivos e Sedimentares e o comportamento das espécies vegetais dos manguezais da foz do rio São Mateus, litoral norte do estado do Espírito Santo. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, v.14, n.1, p.113-134, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2010.74158>>. doi: 10.11606/issn.2179-0892.geousp.2010.74158

VALE, C.; ROSS, J. As transformações morfológicas e fitogeográficas do estuário do Rio São Mateus, litoral norte do estado do Espírito Santo, entre 1970 e 2008. **Revista Do Departamento De Geografia**, v.21, p.03-23, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.7154/RDG.2011.0021.0001>>. doi: 10.7154/RDG.2011.0021.0001

VALE, C. C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. A Zona Costeira do Brasil e os manguezais. In: **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p.37-57. E-book. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas_dos_manguezais_do_brasil.pdf>. Acesso em: 12/06/2020.

WOODROFFE, C. D. The impact of cyclone Isaac on the coast of Tonga. **Pacific Science**, v.37, n.3, p.181-210, 1983. Disponível em:<<http://hdl.handle.net/10125/675>>.

ZAMPROGNO, G. C.; TOGNELLA, M. M. P.; QUARESMA, V. S.; COSTA, M. B.; PASCOALINI, S. S. *et al.* The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian journal of Oceanography**, v.64, n.2, p.157-172, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1679-87592016111706402>>. doi: 10.1590/S1679-87592016111706402

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall Inc, 4^oed, p.938, 1999.