



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
BOTÂNICA TROPICAL**

VANESSA NEGRÃO RODRIGUES

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DE MUDAS DE MANGUEZAL A UM
GRADIENTE DE SALINIDADE E DESENVOLVIMENTO DE SENSOR DE BAIXO
CUSTO PARA MENSURARAÇÃO DE SALINIDADE DO SOLO**

**BELÉM
2020**

VANESSA NEGRÃO RODRIGUES

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DE MUDAS DE MANGUEZAL A UM
GRADIENTE DE SALINIDADE E DESENVOLVIMENTO DE SENSOR DE BAIXO
CUSTO PARA MENSURARAÇÃO DE SALINIDADE DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e ao Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, para obtenção de título de mestre.

Área de Concentração: Botânica Tropical.

Orientadora: Dra. Grazielle Sales Teodoro

Coorientador: Dr. Mauro Brum Monteiro Júnior

BELÉM
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R696r Rodrigues, Vanessa Negrão
RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DE MUDAS DE MANGUEZAL A UM GRADIENTE DE
SALINIDADE E DESENVOLVIMENTO DE SENSOR DE BAIXO CUSTO PARA MENSURARAÇÃO
DE SALINIDADE DO SOLO / Vanessa Negrão Rodrigues. - 2020.
62 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Biológicas (CB), Campus
Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2020.

Orientador: Profa. Dra. Grazielle Sales Teodoro Teodoro
Coorientador: Prof. Dr. Mauro Brum Monteiro Junior.

1. Hidráulica de plantas. 2. Mudanças Climáticas. 3. Estresse salino. 4. Crescimento. I. Teodoro,
Grazielle Sales Teodoro. *orient.* II. Título

CDD 581.5

VANESSA NEGRÃO RODRIGUES

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DE MUDAS DE MANGUEZAL A UM
GRADIENTE DE SALINIDADE E DESENVOLVIMENTO DE SENSOR DE BAIXO
CUSTO PARA MENSURARAÇÃO DE SALINIDADE DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e ao Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, para obtenção de título de mestre. Área de Concentração: Botânica Tropical.

27 / 02 / 2020

Data da aprovação

Banca Examinadora:

Grazielle Sales Teodoro

Dra. Grazielle Sales Teodoro
Universidade Federal do Pará

Thaísa Sala Michelan

Dra. Thaísa Sala Michelan
Universidade Federal do Pará

Ana Cristina Andrade de Aguiar Dias

Dra. Ana Cristina Andrade de Aguiar Dias
Universidade Federal do Pará

Fernanda de Vasconcellos Barros

Dra. Fernanda de Vasconcellos Barros
Universidade de Exeter

Dra. Ely Simone Cajueiro Gurgel
Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG

*A minha mãe que sempre foi minha maior
incentivadora.*

AGRADECIMENTO

A Deus por me abençoar, proteger e guiar meu caminho durante essa jornada.

A universidade Federal Rural da Amazônia e ao Museu Paraense Emílio Goeldi pela oferta do curso de Mestrado em Ciências Biológica-Botânica Tropical e por toda infraestrutura.

A Universidade Federal do Pará pelo espaço para realização desse estudo.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de mestrado concedida.

A minha querida Orientadora Dra. Grazielle Sales Teodoro que é uma das pessoas mais maravilhosa que tive a oportunidade de conhecer e uma das pesquisadoras que eu mais admiro. A ela toda a minha gratidão pela orientação, pelos ensinamentos valiosíssimos, por todo o incentivo e otimismo e pela amizade!

Ao meu coorientador Dr. Mauro Brum Monteiro Junior por toda dedicação na construção do sensor, pelas orientações e por todo o ensinamento.

A minha mãe Vilma de Fátima Negrão Rodrigues por ser meu porto seguro estando perto ou longe, por toda preocupação, cuidado e amor. A ela todo o meu amor e gratidão por ser um exemplo de ser humano e por despertar em mim a vontade de ser cada dia melhor. A ela também minha gratidão pela ajuda cuidado das plantinhas quando eu estava longe, assim como nas difíceis coletas de sedimento.

A Professora Dr. Thaísa Sala Michelan por ter cedido a casa de vegetação reformada com a ajuda dela para realização desse estudo.

Ao professor Dr. Jeferson Costa Miranda por toda a ajuda para coleta do material para o experimento, bem como, a todos da turma de Biologia 2015 do IFPA que participaram da coleta.

Ao instituto federal do Pará por sempre estar de portas abertas para mim e por me permitir coletar e transportar o material para Belém por meio de seus recursos.

Ao Seu Tavares e Seu Aleixo que cuidam da casa de vegetação por toda ajuda, suporte e ensinamento durante a execução do experimento.

A meu namorado Kevin Santos da Silva por todo companheirismo, ajuda e incentivo durante o trabalho.

Aos colegas do laboratório de ecologia de produtores primários Wendell Vilhena, Jéssica Pinto, Liziane Vasconcelos, Beatriz Barbosa, Carolina Henríquez, Hailin Calderon, Raimundo Luiz Sousa, Antônio Augusto Souza, Luane Botelho e Karol Chaves pela ajuda, incentivo, momentos de descontração e por toda a troca de conhecimentos que tivemos nos últimos dois anos.

A todos os alunos de estágio Rotatórios que passaram pelo laboratório e me ajudaram no cuidado com as plantinhas e nos procedimentos realizados.

Aos meus amigos da vida Jhennifer Negrão Lopes, Dayara Pereira Santos, Dorielton Nunes Barbosa, Andryo Ophir de Almada Vilhena, Pablló Antony Santos da Silva, Edinete Silva Pantoja, pelo incentivo e por todos os momentos de descontração que foram essenciais para aliviar o estresse da vida corrida da pós-graduação.

A toda minha família pela ajuda e preocupação com as plantinhas e com o desenvolvimento do trabalho.

As membras da banca Dra. Thaísa Sala Michelin, Dra. Ana Cristina Andrade de Aguiar Dias, Dra. Fernanda de Vasconcellos Barros, Dra. Ely Simone Cajueiro Gurgel, que gentilmente aceitaram o convite para avaliar e contribuir com este trabalho.

Muitas pessoas me ajudaram direta e indiretamente ao longo desses dois anos na execução do trabalho, posso ter esquecido de citar o nome nesse breve agradecimento, mas eu sou muito grata a todos que disponibilizaram o seu tempo para me ajudar a crescer como profissional e como pessoa!

A todos o meu muito obrigada!

Transportai um punhado de terra todos os dias e fareis uma montanha.

Confúcio

RESUMO

As mudanças climáticas globais têm causado uma série de consequências ao meio ambiente. Dentre os ecossistemas mais ameaçados estão os manguezais que são grandes provedores de bens e serviços ecológicos e socioeconômicos. Um dos principais fatores relacionados as mudanças climáticas que podem afetar esse ecossistema é o aumento da salinidade. Pouco se sabe como mudas, que é um dos estágios mais sensíveis do desenvolvimento das plantas, respondem aos aumentos da concentração de sal no solo. Uma problemática que pode existir na realização dos estudos é a metodologia utilizada para estimar a salinidade. Nosso objetivo foi avaliar as respostas de crescimento e ecofisiológicas de duas espécies de manguezal (*Avicennia germinans* L. e *Rhizophora racemosa* G. Mey) a um gradiente de salinidade, assim como, desenvolver um sensor prático e de baixo custo para avaliar a salinidade do solo. Para cada espécie de manguezal cinco tratamentos de salinidade (0, 10, 20, 40 e 55 gramas de sal por litro de água) foram estabelecidos e avaliamos a trajetória temporal de crescimento e atributos ecofisiológicos, incluindo: altura, diâmetro, número de folhas, biomassa, área foliar específica, conteúdo de matéria seca da folha, curvas de vulnerabilidade à cavitação, curvas pressão-volume, potencial hídrico e trocas gasosas. Para a calibração e teste do sensor amostras de solo foram dispostas nos mesmos cinco tratamentos, os quais foram acompanhados em dois grupos (solo com reposição de sal e solo sem reposição de sal). As espécies estudadas mostraram-se bastante resistentes à salinidade (seca fisiológica), uma vez que não houve grandes diferenças no crescimento e mortalidade entre elas durante os 3 meses de acompanhamento. *A. germinans* apresentou melhor desempenho de altura, enquanto *R. racemosa* investiu em tecidos foliares mais resistente. Entre os tratamentos houve pouca diferença para os atributos de crescimento. Nos atributos hidráulicos e teciduais *R. racemosa* apresentou menor vulnerabilidade a cavitação, menor ponto de perda do turgor e menor potencial osmótico, possuindo maior resistência a seca antes da adição do sal, mas *A. germinans* conseguiu variar melhor os atributos teciduais de acordo com o tratamento de salinidade, além de se mostrar mais conservadora no uso da água. No quesito temporal, os ajustes osmóticos e no ponto de perda do turgor demonstraram não conseguir manter a aclimação em todos os tratamentos até o fim do experimento. Para o sensor os resultados demonstram que o instrumento mostrou boa sensibilidade a perda e acúmulo de sal em diferentes tratamentos e datas, apresentando um desempenho satisfatório. Nossos resultados trazem importantes contribuições para o entendimento do crescimento e fisiologia das espécies de manguezal e demonstram uma variação nas estratégias hidráulicas, osmóticas e de trocas gasosas desenvolvidas pelas espécies em um gradiente de salinidade. Nossos resultados também apresentam uma alternativa prática, eficiente e de baixo custo para mensurar a salinidade quando instrumentos mais robustos não estão disponíveis.

Palavras-chave: Estresse salino. Hidráulica de plantas. Mudanças Climáticas. Crescimento

ABSTRACT

Global climate change has caused a number of consequences for the environment. Among the most threatened ecosystems are mangroves, which are major providers of ecological and socioeconomic goods and services. One of the main factors related to climate change that can affect this ecosystem is the increase in salinity. Little is known how seedlings, which is one of the most sensitive stages of development, responded to increases in salt in the soil. A problem that may exist when conducting studies is the methodology used to estimate salinity. Our objective was to evaluate the growth and ecophysiological responses of two mangrove species (*Avicennia germinans* L. and *Rhizophora racemosa* G. Mey) to a salinity gradient, as well as to develop a practical and low-cost sensor to assess soil salinity. For each mangrove species, five salinity treatments (0, 10, 20, 40 and 55 grams of salt per liter of water) were established and we evaluated the growth trajectory and ecophysiological attributes, including: height, diameter, number of leaves, biomass, specific leaf area, leaf dry matter content, curves of vulnerability to cavitation, pressure-volume curves, water potential and gas exchange. For the calibration and testing of the sensor, soil samples were arranged in the same five treatments, which were followed up in two groups (soil with salt replacement and soil without salt replacement). The studied species proved to be quite resistant to salinity (physiological drought), since there were no major differences in growth and mortality between them during the 3-month of accompaniment. *A. germinans* showed better height performance, while *R. racemosa* invested in more resistant leaf tissues. There was little difference between treatments for growth attributes. In the hydraulic and tissue attributes *R. racemosa* showed less vulnerability to cavitation, less point of loss of the turgor and less osmotic potential, having greater resistance to drought before the addition of salt, but *A. germinans* managed to better vary the tissue attributes according to the salinity treatment, in addition to being more conservative in the use of water. In terms of time, the osmotic adjustments and the point of loss of the turgor demonstrated that they were unable to maintain acclimatization in all treatments until the end of the experiment. For the sensor, the results demonstrate that the instrument showed good sensitivity to salt loss and accumulation in different treatments and dates, presenting a satisfactory performance. Our results bring important contributions to the understanding of the growth and physiology of mangrove species and demonstrate a variation in the hydraulic, osmotic and gas exchange strategies developed by the species in a gradient of salinity. Our results also present a practical, efficient and low-cost alternative for measuring salinity when more robust instruments are not available.

Key-words: Saline stress. Plant hydraulics. Climate changes. Growth

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	12
2. ANÁLISE DE CRESCIMENTO, AJUSTES HIDRÁULICOS E TECIDUAIS DE MUDAS DE MANGUEZAL EM UM GRADIENTE DE SALINIDADE	16
RESUMO	16
ABSTRACT	17
2.1 INTRODUÇÃO	18
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	21
2.4 DISCUSSÃO	38
2.5 CONCLUSÃO	42
AGRADECIMENTO	43
REFERÊNCIAS	43
3. TESTE DE UM SENSOR DE SALINIDADE DO SOLO DE BAIXO CUSTO PARA ESTUDOS DE ECOFISIOLOGIA DE PLANTAS	51
RESUMO	51
ABSTRACT	52
3.1 INTRODUÇÃO	53
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	54
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
3.5 CONCLUSÃO	61
AGRADECIMENTOS	61
REFERÊNCIAS	61

1. INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas irão afetar todos ambientes e organismos, uns em maior e outros em menor grau, de acordo com a plasticidade, resiliência (Hoegh-Guldberg e Bruno 2010; Alam et al. 2017) e intensidade da mudança. Os ecossistemas costeiros e marinho vem sendo foco de estudos por serem considerados um dos mais vulneráveis (Gedan et al. 2009). Entre os fatores que o torna vulnerável, a sua exposição a vários desastres naturais, aumento do nível do mar e erosão das margens de rios e estuários são alguns deles (Uddin et al. 2019). Dentre esses ecossistemas, destaca-se os manguezais (Valiela et al., 2001) e apesar deles estarem expandido a sua faixa latitudinal de ocorrência à medida que a temperatura aumenta, a previsão é de que suas florestas diminuam em áreas nas quais há probabilidade de diminuição na precipitação e aumento da aridez (IPCC 2013). Sendo assim, as mudanças climáticas causarão mais impactos negativos que positivos para esse ecossistema (Alongi 2015).

Os manguezais são ecossistemas diversificados, característicos das zonas de transição entre a terra e o mar que são encontrados ao longo das costas tropicais e subtropicais (Schaeffer-Novelli 1995; Spalding et al. 2010; Tomlinson 2016). Suas florestas são compostas por árvores e arbustos que crescem em ambientes adversos, sujeitos as mudanças diárias da maré, flutuações de salinidade, alta temperatura, alta taxa de sedimentação e solos enlameados que geram variados graus de anoxia (Alongi 2008; Hogarth 2015; Tomlinson 2016). Eles estão entre os ecossistemas de maior produtividade e biologicamente importantes do mundo, uma vez que fornecem bens e serviços ecossistêmicos importantes à sociedade humana e aos sistemas costeiros e marinhos adjacentes (Barbier et al. 2008; Sanchirico e Springborn 2011; Donato et al. 2011).

Os componentes da mudança climática que podem afetar os manguezais incluem aumento do nível do mar, da temperatura, da concentração de CO₂ atmosférico e salinidade; diminuição da precipitação e disponibilidade de nutrientes, bem como, mudança na frequência das marés (Gilman et al. 2008; Lovelock et al. 2016). Essas variáveis aumentam o risco de diminuição substancial nas áreas de floresta de mangue e de ecossistemas vizinhos funcionalmente ligados (Gilman et al. 2008).

Dentre esses fatores, a salinidade já é a principal condição ambiental que gera estresse aos manguezais (Parida e Jha 2010). E deve se tornar ainda mais, pois em regiões onde a previsão de mudança climática indica um aumento na temperatura (consequentemente, aumento da evaporação) e diminuição da precipitação, ocorrerá o acúmulo salino no solo (IPCC 2013). Essa elevação da salinidade poderá acarretar um declínio da produtividade primária líquida, do

crescimento e da sobrevivência (Ball et al. 1997; Gilman et al. 2008; Alongi 2015) devido a salinidade em excesso no solo dificultar ainda mais o processo de transporte hídrico e absorção de nutrientes da raiz às folhas para as espécies de manguezal (Parihar et al. 2015).

Alguns ajustes já foram mencionados como adaptações das espécies de manguezal para lidar com a salinidade. Dentre esses ajustes estão os osmóticos, que através da compartimentalização de solutos nos vacúolos permitem que as plantas mantenham potenciais hídricos foliares altamente negativos, mas com baixa toxicidade para a planta, e a alta eficiência no uso da água (Ball et al 1988; Clough e Sim, 1989, Popp et al. 1993; Munns 2002;). A combinação dessas adaptações pode explicar, pelo menos em partes, a ampla tolerância a salinidade (Lugo e Snedaker 1974; Odum et al. 1982; Tomlinson 2016). No entanto, níveis de salinidade acima do tolerado pelas espécies devem tornar o processo de condução hídrica falho e ameaçar o desenvolvimento e a sobrevivência das espécies de manguezal.

Esse risco de morte dos indivíduos pode ocasionar a diminuição de grandes áreas de manguezal, o que levanta preocupações sobre o declínio dos grandes depósitos de carbono armazenados em seu solo (Pedleton et al. 2012; Atwood et al. 2017). Visto que, a destruição de manguezais poderá liberar na atmosfera grandes quantidades do carbono que estava armazenado nas plantas e no solo, contribuindo para o aquecimento global (Kristensen et al. 2008; Bouillon 2011). Além da diminuição ou perda de bens e serviços ecossistêmicos importantes fornecidos pelas florestas de mangue (Duke et al. 2007).

Diante disso, surge a necessidade de mais estudos para compreender a respostas das espécies, frente a essas previsões de aumento da salinidade em áreas de manguezal (Jiang et al. 2016; Negrão et al. 2016). Em estudos realizados com mudas em casa de vegetação, a forma de mensurar a salinidade do solo acaba sendo uma problemática devido a utilização de equipamentos de custo elevado por alguns trabalhos (Méndez-Alonzo et al. 2016; Kodikara et al. 2017; Lovelock et al. 2017; Manea et al. 2020).

A forma de mensuração da salinidade mais utilizada é a partir da obtenção de água dos poros do solo, mas devido a constituição lodosa do sedimento de manguezal a obtenção por esse método é dificultada, pois poderia ocasionar danos às raízes das plantas. Esses fatos ressaltam a necessidade de um equipamento que faça a mensuração diretamente no solo e que possuam um custo reduzido para oportunizar que mais pesquisas sejam realizadas sobre como a salinidade pode afetar as espécies de manguezal.

Diante disso, o presente estudo tem por objetivo avaliar as respostas de crescimento e ecofisiológicas de duas espécies de manguezal (*Avicennia germinans* L. e *Rhizophora*

racemosa G. Mey) a um gradiente de salinidade, assim como, desenvolver um sensor prático e de baixo custo para avaliar a salinidade do solo. Para isso, o trabalho foi dividido em dois capítulos, no primeiro intitulado “*Análise de crescimento, ajustes hidráulicos e teciduais de mudas de manguezal em um gradiente de salinidade*” foi analisada as respostas ecofisiológicas e de crescimento das espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade e o segundo intitulado “*Testes de um novo sensor de baixo custo para estudos de Ecofisiologia em plantas*” apresenta o desenvolvimento e testes realizados em um sensor de baixo custo para mensurar a salinidade do solo.

REFERÊNCIAS

- Alam, M. R., Mahmood, H., Khushi, M. L. R., e Rahman, M. M. (2018). Adaptive phenotypic plasticity of *Avicennia officinalis* L. across the salinity gradient in the Sundarbans of Bangladesh. **Hydrobiologia**, 808, 163–174 . <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3420-z>
- Alongi, D. M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 76(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>
- Alongi, D. M. (2015). The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. **Current Climate Change Reports**, 1(1), 30–39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahsheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Lewis, C. J. E., ... Lovelock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change**, 7, 523-528. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>
- Ball, M. C., Cochrane, M. J., & Rawson, H. M. (1997). Growth and water use of the mangroves *Rhizophora apiculata* and *R. stylosa* in response to salinity and humidity under ambient and elevated concentrations of atmospheric CO₂. *Plant, Cell and Environment*, 20(9), 1158–1166. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-144.x>
- Ball, M. C., Cowan, I. R., & Farquhar, G. D. (1988). Maintenance of Leaf Temperature and the Optimisation of Carbon Gain in Relation to Water Loss in a Tropical Mangrove Forest. *Australian Journal of Plant Physiology*, 15(2), 263–276. <https://doi.org/10.1071/PP9880263>
- Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., ... Reed, D. J. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values - supporting material. **Science**, 319(5861), 321–323. <https://doi.org/10.1126/science.1150349>
- Bouillon, S. (2011). Carbon cycle: Storage beneath mangroves. **Nature Geoscience**, 4, 282-283. <https://doi.org/10.1038/ngeo1130>
- Clough, B. F., e Sim, R. G. (1989). Changes in gas exchange characteristics and water use efficiency of mangroves in response to salinity and vapour pressure deficit. **Oecologia**, 79(459), 38–44. <https://doi.org/10.1007/BF00378237>

- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., e Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, 4, 293-297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., ... Dahdouh-Guebas, F. (2007). A world without mangroves?. **Science**, 317, 41–43. <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>
- Gedan, K. B., Silliman, B. R., e Bertness, M. D. (2009). Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. **Annual Review of Marine Science**, 1(1) 17–41. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>
- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., e Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany**, 89, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Hoegh-Guldberg, O., e Bruno, J. F. (2010). The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. **Science**, 328(5985), 1523-1528. <https://doi.org/10.1126/science.1185779>
- Hogarth, P. J. (2015). **The biology of mangroves and seagrasses**. New York: Oxford University Press, 304 pp.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Cambridge, United Kingdom and New York, Cambridge University Press, 1535 pp.
- Jiang, G. F., Goodale, U. M., Liu, Y. Y., Hao, G. Y., e Cao, K. F. (2017). Salt management strategy defines the stem and leaf hydraulic characteristics of six mangrove tree species. **Tree Physiology**, 37, 389–401. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw131>
- Kodikara, K. A. S., Jayatissa, L. P., Huxham, M., Dahdouh-Guebas, F., e Koedam, N. (2017). The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. **Acta Botanica Brasilica**, 32(1): 37-46. <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0100>
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., e Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, 89(2), 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Osland, M. J., Reef, R., e Ball, M. C. (2016). The Physiology of Mangrove Trees with Changing Climate. In: Goldstein G., Santiago L. (eds) **Tropical Tree Physiology**. Tree Physiology, 6, 149–179. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5>
- Lovelock, C. E., Feller, I. C., Reef, R., Hickey, S., Ball, M. C. (2017). Mangrove dieback during fluctuating sea levels. **Scientific Reports** 7: 1680. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>
- Lugo, A. E., e Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 5, 39–64. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351>

- Manea, A., Geedicke, I. e Leishman, M.R. (2020). Elevated carbon dioxide and reduced salinity enhance mangrove seedling establishment in an artificial saltmarsh community. **Oecologia**, 192, 273–280. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04563-1>
- Méndez-Alonzo, R., López-Portillo, J., Moctezuma, C., Bartlett, M. K., & Sack, L. (2016). Osmotic and hydraulic adjustment of mangrove saplings to extreme salinity. *Tree Physiology*, 36 (12), 1562-1572. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw073>
- Munns, R. (2002). Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, Cell and Environment**, 24, 239–250. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00808.x>
- Negrão, S., Schmockel, S. M e Tester, M. (2017). Evaluating physiological responses of plants to salinity stress. **Annals of Botany**. 119: 1–11, 2017 1–11. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw191>
- Odum, W. E., McIvor, C. C., e Smith, T. J. (1982). **The ecology of the mangroves of south Florida**: a community profile. Office of Biological Services, Washington DC, 144p.
- Parida, A. K., e Jha, B. (2010). Salt tolerance mechanisms in mangroves: A review. **Trees Structure and Function**, 24(2), 199–217. <https://doi.org/10.1007/s00468-010-0417-x>
- Parihar, P., Singh, S., Singh, R., Singh, V. P. e Prasad, S. M. (2015) Effect of salinity stress on plants and its tolerance strategies: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 22, 4056–4075. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3739-1>
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., ... Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. **Plos One**, 7(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Popp M., Polania J., Weiper M. (1993) Physiological adaptations to different salinity levels in mangrove. In: Lieth H., Al Masoom A. A. Towards the rational use of high salinity tolerant plants. Tasks for vegetation science, vol 27. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1858-3_22
- Sanchirico, J. N., & Springborn, M. (2011). How to get there from here: Ecological and economic dynamics of ecosystem Service provision. **Environmental and Resource Economics**, 48(2), 243–267. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9410-5>
- Schaeffer-Novelli, Yara. **Manguezal**: Ecosystema entre a Terra e o Mar. São Paulo: Caribbean Ecological Researc, 1995.
- Spalding, M.; Kainuma, M.; Collins, L.(2010). **World mangrove atlas**. London: Earthscan Publications, 319 pp.
- Tomlinson, P. B. (2016). **The botany of mangroves**. New York: Cambridge University Press, Cambridge, 432 pp.
- Uddin, N., Islam, A. K. M. S., Bala, S. K., Islam, G.M. T., Adhikary, S., Saha, D., ... e Akter, R.(2019). Mapping of climate vulnerability of the coastal region of Bangladesh using principal component analysis. *Applied Geography*, 102, 47-57, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.12.011>.

Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. **BioScience**, 51(10), 807-815.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2)

2. ANÁLISE DE CRESCIMENTO, AJUSTES HIDRÁULICOS E TECIDUAIS DE MUDAS DE MANGUEZAL EM UM GRADIENTE DE SALINIDADE

RESUMO

As mudanças climáticas podem afetar os manguezais de diversas formas, uma delas é através do aumento da salinidade. Apesar das espécies de manguezal apresentarem diversas adaptações para tolerar o sal, em excesso ele deve aumentar risco de falha hidráulica da planta e diminuição do ganho de carbono, podendo afetar o desenvolvimento e ocasionar a morte do indivíduo. As fases mais jovens de desenvolvimento são as mais vulneráveis e conhecer as suas respostas ao aumento da salinidade são determinantes para saber o futuro do ecossistema. Em nosso estudo, investigamos se a salinidade iria afetar a sobrevivência e o crescimento em um gradiente de salinidade, se as espécies desenvolveriam ajustes hidráulicos e teciduais para lidar com a salinidade. Para o desenvolvimento do trabalho, foram utilizadas mudas de *Avicennia germinans* (L.) L. (Acanthaceae) e *Rhizophora racemosa* G. Mey. (Rhizophoraceae) em cinco tratamentos de salinidade por três meses. Para cada uma das duas espécies e em cada tratamento de salinidade 19 características fisiológicas, morfológicas e de crescimento foram analisadas. Nossos resultados mostram que apesar da salinidade no gradiente acompanhado não ter se mostrado um fator limitante para a sobrevivência, ela ocasionou diferentes respostas entre as espécies, com *R. racemosa* apresentando maior alocação de carbono nas folhas que *A. germinans*, possivelmente devido a diferença no uso da água entre as espécies. *A. germinans* demonstrou melhores adaptações osmóticas e maior eficiência no uso da água nos tratamentos com maior salinidade, enquanto *R. racemosa* se sobressaiu na ausência dela. Variáveis importantes como o ponto de perda do turgor e o potencial osmótico, que são atributos chave para manutenção das funções vitais, demonstraram não conseguir manter a aclimação ao final do experimento, gerando um alerta acerca da exposição a alta concentração de sal por um período prolongado. Nosso estudo traz importantes informações sobre crescimento e fisiologia das espécies de manguezal a um gradiente de salinidade e demonstra que as estratégias hidráulicas, osmóticas e de trocas gasosas variam entre as espécies. Além disso, ressaltamos que o tempo de exposição ao sal é um fator importante, que merece maior elucidação, para melhor compreensão das respostas das espécies e melhores previsões sobre o futuro das Florestas de Manguezais frente às previsões de mudanças climáticas.

Palavras-chave: Ajustes osmóticos. Hidráulica de plantas. Mudanças climáticas. Trocas gasosa

ABSTRACT

Climate change can affect mangroves in several ways, one of them is by increasing salinity. Although mangrove species have several adaptations to tolerate salt, in excess it must increase the risk of hydraulic failure of the plant and decrease carbon gain, which can affect the development and cause the death of the individual. The youngest phases of development are the most vulnerable and knowing their responses to the increase in salinity are decisive for knowing the future of the ecosystem. In our study, we investigated whether salinity would affect survival and growth in a salinity gradient, whether species would develop hydraulic and tissue adjustments to deal with salinity. For the development of the work, seedlings of *Avicennia germinans* (L.) L. (Acanthaceae) and *Rhizophora racemosa* G. Mey were used. (Rhizophoraceae) in five salinity treatments for three months. For each of the two species and in each salinity treatment, 19 physiological, morphological and growth characteristics were analyzed. Our results show that although the salinity in the accompanied gradient has not been shown to be a limiting factor for survival, it caused different responses between species, with *R. racemosa* showing a higher carbon allocation in the leaves than *A. germinans*, possibly due to the difference in the water use between species. *A. germinans* demonstrated better osmotic adaptations and greater efficiency in the use of water in treatments with greater salinity, while *R. racemosa* stood out in its absence. Important variables such as the point of loss of the turgor and the osmotic potential, which are key attributes for the maintenance of vital functions, demonstrated that they were unable to maintain acclimatization at the end of the experiment, generating an alert about exposure to high salt concentration for a prolonged period. Our study provides important information on the growth and physiology of mangrove species at a gradient of salinity and demonstrates that hydraulic, osmotic and gas exchange strategies vary between species. In addition, we emphasize that the time of exposure to salt is an important factor, which deserves further clarification, for a better understanding of species responses and better predictions about the future of Mangrove Forests in view of climate change predictions.

Keywords: Osmotic adjustments. Plant hydraulics. Climate changes. Gas exchanges

2.1 INTRODUÇÃO

Inúmeros impactos ao meio ambiente são esperados diante das mudanças climáticas de caráter antrópico que tem sido amplamente observada nos últimos anos (Walthe et al. 2002; IPCC 2013). Alguns dos ecossistemas mais vulneráveis a alterações climáticas são os costeiros (Gedan et al. 2009), em virtude de sua localização em áreas de transição entre o ambiente marinho e terrestre sujeitos a diversas variáveis ambientais (Gedan et al. 2009). Dentre esses ecossistemas, os manguezais estão entre os mais ameaçados (Valiela et al., 2001; Duke et al. 2007), pois deverão ser afetados, principalmente, pelo aumento do nível do mar, mudanças na salinidade e menor disponibilidade de nutrientes (Gilman et al. 2008; Lovelock et al. 2016).

Os manguezais são ecossistemas altamente produtivos e prestam inúmeros serviços ecossistêmicos e socioeconômicos (Bouillon 2011; Atwood et al. 2017). Ele é um importante sumidouro de carbono, serve de local de desova e viveiro para diversas espécies de peixes, suas raízes servem de barreira natural de proteção a danos econômicos, sociais e ecológicos ocasionados por eventos naturais, além de servir de fonte de exploração de matéria-prima por comunidades humanas (Kristensen et al. 2008, Erwin 2009; Turner et al. 2009; Barbier 2012; Murray 2012; Donato et al. 2011, Duarte et al. 2013; Atwood et al. 2017).

Apesar de sua reconhecida importância, as áreas de manguezal em todo o mundo vêm sendo destruídas em um ritmo alarmante (Murray 2012). Fatores relacionadas as mudanças no uso da terra vem sendo discutidos em muitos estudos (Klekowski et al. 1994; Agoramoorthy et al. 2008; Giri et al. 2015; Ferreira e Lacerda 2016; Ilman et al. 2016; Richards e Friess 2016; Adame et al. 2018; Estoque et al. 2018;). Assim como, está sendo cada vez mais enfatizando a preocupação com fatores relacionados às mudanças climáticas (Field 1995; Alogi 2008; Gilman et al 2008; Record et. al 2013, Alongi 2015, Ellison, 2015; Ward et al. 2016).

Dentro das discussões científicas sobre os efeitos das mudanças climáticas nos manguezais, tem se discutido muito sobre o aumento do nível do mar e os impactos que esse aumento causará ao ecossistema. Contudo, outros fatores, como: temperatura, precipitação, disponibilidade de nutrientes e salinidade, são pouco abordados, mesmo sendo muito importante para o funcionamento desses ecossistemas (Alongi 2015; Gabler et al. 2017).

Dentre esses fatores abióticos direta e indiretamente relacionados às mudanças climáticas que podem afetar os manguezais, a salinidade é um dos quais deve trazer mais impacto ao ecossistema. Ela é controlada principalmente pelo balanço entre precipitação e evaporação (IPCC 2013; Ratnawati et al. 2018). Outros fatores como aumento de água doce pelo

derretimento das geleiras ou aumento da salinidade pelo intemperismo das rochas podem influenciar a salinidade oceanica, mas em grau muito menor (IPCC 2013).

De acordo com o IPCC (2013), a salinidade tem aumentado e deve continuar aumentando no oceano atlântico, que banha a costa brasileira, pois ele vem perdendo mais água doce por evaporação do que tem ganhado com a precipitação. Unindo isso com a previsão de diminuição dos índices pluviométricos e aumento da temperatura também projetados pelo IPCC (2013) para os próximos anos, espera-se que o oceano se torne ainda mais salino, assim como os mares e estuários que recebem os seus afluentes. Logo, a salinidade tende a ser um fator que deve ser foco de estudos sobre ecologia e conservação de áreas que poderão ser afetadas pelo aumento da salinidade, como as áreas de manguezais.

O aumento da salinidade é um fator preocupante, pois as plantas enfrentam o desafio de extrair água dos solos e transportá-las até as folhas, onde é evaporada, por um processo baseado na teoria da "coesão-tensão" (Dixon e Joly, 1895; Angeles et al., 2004). Com base nesse processo, quando a água evapora das folhas, no local de evaporação se desenvolve uma tensão que atua para puxar as colunas de água inteiras devido à enorme força de coesão da água líquida que passa a ser transportada sob pressões negativas (Cochard, 2013). Contudo, a concentração salina nos solos dos manguezais representa um desafio fisiológico ainda maior das plantas para manter a condutividade hidráulica devido os potenciais hídricos altamente negativos que tornam a aquisição de água com mais riscos de falhas (Ball et al. 1988; Ball 2002; Hacke et al. 2006).

O declínio no potencial hídrico da planta leva a diminuição da margem de segurança, uma característica importante que está relacionada a resistência a falhas na condutividade hidráulica (Choat et al. 2012). Isso ocorre por causa das mudanças súbitas na tensão hidráulica do xilema que podem provocar a vaporização da água líquida, gerando um alto risco de cavitação (Madrid et al. 2014), que é a formação de bolhas de gás na seiva do xilema (Tyree e Sperry 1989; Cochard 2006). Essas bolhas de gás podem então bloquear a ascensão da água através do vaso de xilema embolizado e, assim, reduzir a condutividade hidráulica geral (Brodribb e Cochard, 2009; Brodribb et al. 2010; Urli et al. 2013).

Sabe-se que, para tolerar toda essa condição de estresse ocasionado pelo sal, as espécies de manguezal possuem diversas adaptações anatômicas e fisiológicas (Reef e Lovelock 2015). No entanto, em grande quantidade o sal torna-se um agente estressor que prejudica o crescimento e pode ocasionar a morte o indivíduo (Sobrado 2007; Alongi 2015; Méndez-

Alonzo et al. 2016; Kodikara et al. 2017). Até mesmo espécies adaptadas apresentam dificuldades em lidar com o sal em excesso no solo, pois ultrapassa seus limites de tolerância.

Alguns trabalhos discutem sobre os mecanismos que as espécies desenvolvem para manter o fluxo de água e evitar embolia em diferentes concentrações salinas, como ajustes osmóticos e anatômicos (Robert et al. 2009; Madrid et al. 2014; Méndez-Alonzo et al. 2016; Jiang et al. 2017). Esses estudos mostram que as adaptações divergem entre as espécies. Portanto, conhecer os ajustes e limites fisiológicos de tolerância de cada espécie é fundamental para entender como elas responderão a essas alterações previstas na salinidade.

Os estágios iniciais do desenvolvimento são mais vulneráveis, cruciais para o estabelecimento das plantas e determinantes para a sobrevivência dos indivíduos (Krauss et al., 2008). Portanto, estudos voltados a essas fases do desenvolvimento são importantes na formação de prognóstico sobre o futuro desses ecossistemas frente às previsões de mudanças climáticas relacionadas ao aumento da salinidade.

O presente estudo foi realizado com mudas duas espécies de manguezal: *Avicennia germinans* (L.) Stearn (Avicenniaceae) e *Rhizophora racemosa* G. Mey (Rizophoraceae). Estudos sobre a ocorrência das espécies mostram que *A. germinans* ocorre em áreas com ampla variação na salinidade (Suárez e Medina, 2005; Madrid et al. 2014), enquanto que *R. racemosa* é característica de áreas com grande influência de água doce, logo, com menor concentração de sal (Breteler 1969; Menezes et al 2008; Cerón-Souza et al. 2014).

Estudos experimentais e de campo realizados com *A. germinans* mostram algumas respostas que a espécie apresenta em condições de salinidade elevada como: alta eficiência no uso da água, ajustes osmóticos foliares, modificações nas características dos vasos, menor crescimento e tamanho das folhas (Sobrado 2000; Suárez e Medina 2005; Krauss et al. 2014; Madrid et al. 2014). Contudo, estes estudos costumam ser pontuais e quantificam apenas algumas características e nenhum aborda como ajustes hidráulicos e teciduais podem influenciar no crescimento da espécie em diferentes salinidades. Para *R. racemosa* a realização de estudos é ainda mais escassa. Até onde sabemos, trabalhos que abordem as respostas da espécie a um gradiente de salinidade são inexistentes, possivelmente, por causa de sua menor distribuição.

Neste contexto, investigamos os efeitos da salinidade no crescimento, ajustes hidráulicos e teciduais ao longo do tempo em duas espécies de manguezal na fase de muda. Para isso, testamos as hipóteses i) diferentes níveis de salinidade afetariam as espécies de forma distinta devido a abrangência de área de ocorrência das espécies ser diferenciada. Uma vez que *A.*

germinans possui maior distribuição que *R. racemosa*, acreditamos que ela seria mais resistente a salinidade (Potencial hídrico no qual a espécie perde 50% da sua condutividade hidráulica e potencial hídrico no ponto de perda de turgor mais negativo e maior margem de segurança). Também esperamos uma maior eficiência no uso da água para *A. germinans*. Esse maior investimento em resistência a salinidade resultaria em menor desempenho de crescimento e na obtenção e alocação de carbono em salinidade mais baixa. Além disso, investigamos se as espécies desenvolvem ajustes hidráulicos, osmóticos e de trocas gasosas para manter a hidratação e o ganho de carbono nos tratamentos de salinidade mais elevada. Nossa hipótese ii) foi que o aumento da salinidade ocasionaria respostas plásticas nas espécies. No qual, esperamos uma diminuição do potencial osmótico, resultando em um ponto de perda do turgor e potencial hídrico foliar mais negativo, permitindo a hidratação foliar. Assim como, maior regulação estomática para evitar a falhas hidráulicas e desidratação em alta salinidade.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Desenho experimental

Frutos de *Avicennia germinans* e propágulos de *Rhizophora racemosa* foram coletados em março de 2018 em Vila de Beja, Abaetetuba, Pará (01°37'34.02"S 48°48'55.02"W). O material reprodutivo coletado foi inicialmente colocado em copos de poliestireno de 300 e 500 ml para *A. germinans* e *R. racemosa*, respectivamente, e preenchidos com solo trazido do local da coleta. A diferença no tamanho dos copos corresponde à diferença no tamanho dos propágulos e das mudas.

Na fase inicial as mudas foram colocadas para crescer em ambiente coberto para evitar morte por eventos de chuva e/ou exposição solar extrema. As mudas foram regadas com água fresca livre de cloro duas vezes ao dia, uma no início da manhã e a outra ao fim da tarde. Após um mês de crescimento, as mudas foram transferidas para a casa de vegetação localizada na Universidade Federal do Pará (Belém- Pará), onde passaram a ser regadas uma vez ao dia com água fresca o suficiente para mantê-las sempre bem hidratadas, com o solo saturado e aclimatando às flutuações diárias de radiação solar e temperatura do ar.

Após dois meses de crescimento, as plântulas de *A. germinans* e *R. racemosa* foram transferidas dos copos de poliestireno para sacos de muda de 15x20 e 18x30 cm, respectivamente, para que não houvesse limitação de crescimento de suas raízes. Os sacos foram preenchidos com uma mistura de substrato que corresponde aproximadamente à proporção de 1:1 de solo trazido do local de coleta (substrato natural da espécie) e areia. O

material reprodutivo das espécies foi coletado em uma área de água doce, logo a salinidade do solo é bem baixa.

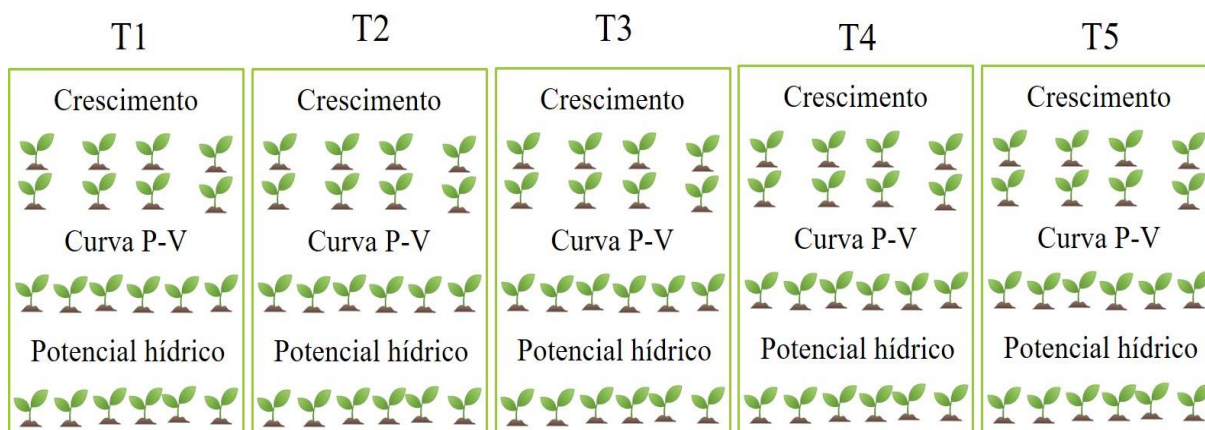
Para o desenvolvimento dos experimentos cinco tratamentos de salinidades foram estabelecidos. Os tratamentos consistem em cinco concentrações de salinidade distintas que as mudas foram irrigadas durante o experimento, que foram elas: 0, 10, 20, 40 e 55 g de sal marinho puro (comercial) por litro de água. Uma vez por semana a concentração do sal foi mensurada utilizando um protótipo de sensor de salinidade em desenvolvimento na universidade (mais detalhes sobre o sensor no capítulo 2 dessa dissertação). A Tabela 1 mostra o quanto a salinidade variou entre os tratamentos durante os 3 meses de experimento. O sensor foi diariamente calibrado para diferentes concentrações de salinidade. Com base no resultado do sensor, sempre que necessário a concentração de sal foi ajustada aos valores pré-estabelecidos para cada tratamento.

Tabela 1 – Média da variação da salinidade para cada espécie nos tratamentos experimentais ao longo dos 3 meses de acompanhamento

Specie	Treatment (g/L)	Mean real salinity (g/L ± SE)
<i>Avicennia germinans</i>	0	0.04 ± 0.01
	10	3.635 ± 1.4
	20	10.075 ± 5.3
	40	18.613 ± 5.8
	55	32.43 ± 6
<i>Rhizophora racemosa</i>	0	0.04 ± 0.002
	10	2.69 ± 1.6
	20	8.835 ± 5.4
	40	19.54 ± 4.6
	55	33.74 ± 6.3

O experimento foi realizado de fevereiro a maio de 2019. Foram selecionadas um total de 200 mudas de 9 meses sem qualquer anomalia aparente para a realização desse estudo, sendo 100 indivíduos para cada espécie. Em cada tratamento foram colocados 20 indivíduos por espécie divididos entre as análises de crescimento (n=8), potencial hídrico (n=6) e curvas pressão volume(n=6) (Figura 1). Ao longo do experimento foi feita a quantificação de 19 características de crescimento e fisiológicas (Tabela 2). Algumas medidas foram realizadas na própria casa de vegetação, outras foram realizadas no laboratório de ecologia de produtores da Universidade Federal do Pará.

Avicennia germinans



Rhizophora racemosa

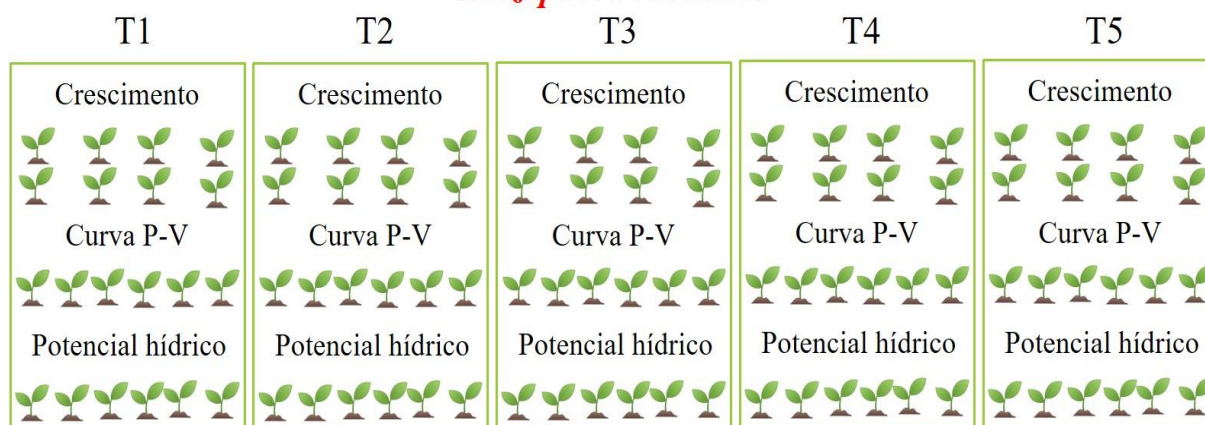


Figura 1 – Desenho experimental

Tabela 2 – Características ecofisiológicas e de crescimento avaliadas neste estudo e seus significados ecológicos.

Atributos	Sigla e unidade	Significado ecológico
Rate of increment in height (Taxa de incremento em altura)	– (cm)	refletem as estratégias de produtividade em regime de estresse ambiental relacionadas a natureza do balanço de carbono (Pérez-Harguindeguy et al. 2016; Nguyen et al 2015).
Rate of increment in diameter (Taxa de incremento em diâmetro)	– (cm)	
Rate of change in the number of leaves (Taxa de mudança no número de folhas)	– (unit)	a perda de folhas está relacionada com a proteção do caule e limitação do ganho de carbono (Johnson et al. 2011).
Total Biomass (Biomassa total)	– (g)	está relacionado com o armazenamento e balanço de carbono, a diminuição reflete condições de estresse (Mitchell et al. 2014).
Aboveground biomass (Biomassa da parte aérea)	– (g)	o crescimento da parte aérea é mais sensível que o crescimento da raiz e é uma indicação
Belowground biomass	–	

(Biomassa da parte subterrânea)	(g)	reconhecível de estresse (Munns e Taster 2008; Negrão et al 2016).
Specific leaf area (Área foliar específica)	SLA (m ² /g)	refletem uma troca fundamental no funcionamento da planta entre uma rápida produção de biomassa (alto SLA e baixo LDMC) e uma conservação eficiente de nutrientes (baixo SLA e alto LDMC) (Garnier et al 2001)
Leaf dry-matter content (Conteúdo de matéria seca foliar)	LDMC (mg g ⁻¹)	
Water potential at which plants loss 50% of conductivity (Potencial hídrico no qual a planta perde 50% da sua condutividade)	P ₅₀ (MPa)	são importantes para caracterizar a resistência das espécies à cavitação ou embolia, quanto menor o valor maior tende a ser a resistência (Cochard et al. 1992; Cochard et al. 2013).
Water potential at which plants loss 88% of their conductivity (Potencial hídrico no qual a planta perde 88% da sua condutividade)	P ₈₈ (MPa)	
Safety margin calculated with P ₅₀ (Margem de segurança calculada para o P50)	SM (P ₅₀) (Mpa)	quantifica o grau de conservadorismo na estratégia hidráulica, indicando que plantas com SM baixas experimentam grandes quantidades de embolia e, portanto, risco potencial de falha hidráulica (Choat et al. 2012)
Safety margin calculated with P ₈₈ (Margem de segurança calculada para o P88)	SM (P ₈₈) (Mpa)	
Water potential at turgor loss point (Potencial hídrico no ponto de perda de turgor)	Ψ _{tlp} (Mpa)	é uma característica relacionada à tolerância à seca quanto menor o valor maior a resistência (Bartlett et al. 2012; zhu et al. 2018)
Osmotic potential (Potencial osmótico)	Ψ _s (Mpa)	Está relacionado a concentração de solutos, quanto menor o valor maior a concentração de soluto (Bartlett et al. 2012).
Leaf predawn water potential (Potencial hídrico antes do amanhecer)	Ψ _{PD} (Mpa)	são importantes como uma medida do grau de hidratação dos indivíduos, quanto menor o Ψ maior a energia potencial para mover a água (Negrão et al 2016).
Leaf midday water potential (Potencial hídrico ao meio-dia)	Ψ _{MD} (Mpa)	
Stomatal conductance (Condutância estomática)	g _s (mol.m ⁻² s ⁻¹)	está diretamente relacionada ao controle da perda de água (Brodribb e Holbrook 2004; Damour et al. 2010)
CO ₂ assimilation (Assimilação de CO ₂)	A _{max} (μmol m ⁻² s ⁻¹)	está relacionado com o ganho de carbono (Nguyen et al 2015)
Intrinsic water use efficiency (Eficiência intrínseca no uso da água)	WUE _i (μmol mol ⁻¹)	está diretamente relacionado à capacidade das espécies de sobreviver a seca (Meinzer et al. 2009; McDowell et al. 2013)

Análise de crescimento e sobrevivência

Um dia antes da adição do sal (início do experimento), todas as mudas que seriam postas em experimento passaram por mensuração prévia de altura, diâmetro do caule e número de folhas. A cada 15 dias foram novamente realizadas mensurações de altura, diâmetro do caule e número de folhas. Nestas medidas após a adição de sal também contabilizamos o número de mudas sobreviventes.

Com base na medida inicial nós avaliamos o incremento em altura, o incremento em diâmetro e a variação no número de folhas para cada medida. Para isso, subtraímos o valor do dia pelo valor da medida anterior, sendo a nossa medida 1 (M1) a primeira medida realizada após a adição do sal. Escolhemos essa forma de analisar os dados porque as mudas apresentavam altura, diâmetro e número de folhas muito diferentes entre as espécies, assim também anularíamos as diferenças entre os indivíduos de mesma espécie.

Ao final do experimento, após 3 meses do início, uma análise complementar de biomassa (total, abaixo do solo e acima do solo) e atributos foliares foi realizada com cinco mudas de cada espécie de cada tratamento selecionadas aleatoriamente a fim de completar o estabelecimento das condições finais de crescimento. Os atributos foliares analisados foram a área foliar específica (SLA): área foliar / massa seca, a unidade é m^2 / g e o teor de matéria seca das folhas (LDMC): massa seca em estufa / massa fresca saturada, expressa em mg g^{-1} (Pérez-Harguindeguy et al. 2016).

Curvas de vulnerabilidade à cavitação (CVs)

Para construção das curvas de vulnerabilidade à cavitação foram selecionadas aleatoriamente 3 mudas saudáveis de nove meses de crescimento de cada espécie. As mudas utilizadas para essa característica fisiológica não entram na contabilidade do desenho experimental, pois essa característica foi quantificada apenas no início do experimento (antes da adição do sal). As mudas foram levadas para o laboratório e lá foram mensurados o potencial hídrico (Ψ) e a perda de condutividade correspondente a cada potencial. Iniciamos as medidas com as mudas bem hidratadas, para obter elevado potencial hídrico. Como estávamos trabalhando com mudas, utilizamos o indivíduo todo para construção das CVs.

Com as curvas, calculamos o potencial hídrico que induz perda de 50% (Ψ_{50}) e 88% (Ψ_{88}) da condutância hidráulica do xilema, utilizando o método pneumático descrito por Pereira et al. (2016). Para as medidas, utilizamos um vacuômetro conectado a um sistema de tubos e válvulas

que permite aplicar uma tensão de vácuo com o uso de uma seringa (o vácuo foi monitorado com um milivoltímetro com precisão de 0,01 kPa). Uma pressão de 75–80 kPa foi aplicada ao reservatório de vácuo, puxando o êmbolo da seringa e, em seguida, o caminho da seringa foi fechado para o reservatório de vácuo e, então, o reservatório de vácuo foi aberto para o ramo, e a pressão inicial medida (P_i , kPa). A tensão de vácuo foi aplicada por 2,5 min e parte do ar contido dentro do ramo foi extraído (ar descarregado, AD), reduzindo a tensão dentro dos tubos e então a pressão final foi medida no reservatório de vácuo (P_f , em kPa).

Para obtenção dos valores do potencial hídrico correspondente uma folha do ramo foi cortada e seu potencial hídrico foi medido com uma câmara de pressão (tipo Scholander – Modelo 1505D PD Instrumentos). Cola branca foi aplicada no galho onde o pecíolo foi cortado para evitar a entrada de ar.

Utilizamos o método de desidratação de bancada descrito por Sperry et al. (1988) para induzir embolia. O tempo de secagem para as duas primeiras medições foi entre 15 e 30 min e de 1 a 2h para medições seguintes e cerca de 12h para os potenciais hídricos mais negativos. Após a secagem, o galho foi ensacado em um saco plástico preto para equilibrar por 1 h e, em seguida, conectado ao aparelho para iniciar a próxima medição.

A partir da equação de gases ideais foi calculado o volume de descarga de ar. A partir dos valores de AD mínimos, nos ramos hidratados, e máximo, nos ramos desidratados foi calculado a porcentagem de ar descarregado (PAD). Em seguida, os valores do P_{50} e o P_{88} foram ajustados seguindo a função logística (Pammenter e Vander Willigen, 1998):

$$PAD = \frac{100}{1 + \exp(S_P/25(\Psi - \Psi_{50}))} \quad (1)$$

onde Ψ_{50} é o Ψ quando PAD é igual a 50% e S_P é a inclinação da curva. Maiores detalhes do método podem ser obtidos em Pereira et al. (2016). Com os valores de Ψ_{50} ou Ψ_{88} junto com os valores de Ψ mais baixo obtido durante o experimento, foi calculado a margem de segurança (SM), como: $\Psi_{\max} - \Psi_{50}$.

Curvas de Pressão-Volume (curvas PV)

As curvas pressão-volume foram construídas em três datas, uma antes da adição do sal e em duas datas posteriores, com 45 e 90 dias. Para a construção das curvas PV, em cada data,

foram utilizadas duas folhas de três indivíduos por espécie de cada tratamento. A medida inicial foi realizada com apenas três mudas e o mesmo valor foi considerado para todos os tratamentos para fins estatísticos, por esse motivo elas não entraram na contabilidade do desenho experimental. As folhas foram coletadas no período da noite sendo cortadas na base do pecíolo com uma lâmina de barbear em baixo da água e depois foram imersas em água por cerca de 12h. Após esse período para hidratação, iniciamos com a medida do Ψ com uma bomba de pressão e as folhas foram imediatamente pesadas em balança de precisão digital (g). Esse procedimento foi realizado até que a massa da folha não oscile mais. No final das medições, as folhas foram secas a 70°C por cerca de 48h e pesadas para determinar o conteúdo relativo de água (CRA). A partir dessas curvas, o Ψ no ponto de perda do turgor (Ψ_{tp}) e o potencial osmótico (Ψ_s) foram estimados de acordo com o descrito por Bartlett et al. (2012).

Potencial hídrico (Ψ)

As medidas de potencial hídrico foram realizadas em dois horários, antes do amanhecer (Ψ_{PD}), entre às 6 e 7h, e ao meio dia (Ψ_{MD}), entre às 12 e 13h. Foi realizada uma medida no início do experimento (M1), antes da adição do sal, e a cada duas semanas, até o final dos 3 meses de experimento. Para essa característica fisiológica, foram selecionados 6 indivíduos de cada espécie os quais revezávamos entre as medidas em razão do número limitado de folhas. As medidas do Ψ_{MD} sempre foram realizadas nos mesmos indivíduos da medida do Ψ_{PD} . Não foi possível a realização da medida 3 do Ψ_{MD} devido às fortes chuvas no horário de mensuração.

Para execução das medidas, foram selecionados três indivíduos por espécie de cada um dos cinco tratamentos. De cada indivíduo, uma folha foi cortada e colocada em uma câmara de pressão, exceto a parte final do pecíolo que ficou projetada ao ar livre. O nitrogênio da pressão da bomba foi aumentado até que um fluido surgisse da haste e pudesse ser visualizado com o auxílio de uma lupa e luz, para melhor visualização. Quando o umedecimento da superfície do corte foi visualizado, a pressurização foi parada e o valor anotado. Este valor negativo corresponde ao Ψ da folha.

Alterações diurnas nas trocas gasosas foliares

A medida de trocas gasosas foi realizada apenas no fim do experimento no mesmo dia que a última medida de potencial hídrico, em um dia claro e ensolarado. As trocas gasosas foram medidas em três folhas por indivíduo de cada tratamento com um sistema portátil IRGA (CIRAS 2, PP Systems, Inc., Amesbury, MA, EUA). A Assimilação de CO_2 (A_{max}) e a

condutância estomática (gs) foram medidas em três horários, de 8 às 10h, de 11 às 13h e de 14h às 16h. A concentração de CO₂ foi mantida em 380 ppm e a temperatura e a umidade foi ambiente. A eficiência intrínseca de uso de água (*intrinsic water use efficiency* - WUEi) foi calculada como $WUEi = A / gs$ (Seibt et al. 2008).

Análise dos dados

Para testarmos os efeitos dos tratamentos de salinidade, do tempo (aclimatação) e se as espécies diferem na sua resposta em relação a taxa de crescimento, de incremento em diâmetro, variação no número de folhas, no Ψ_{PPT} , Ψ_S , Ψ_{PD} , Ψ_{MD} , A_{max} , gs e WUEi, usamos o modelo linear de análise mista para todas as características com o software R (versão 3.6.1, R Development Core Team, Viena, Áustria) pacote 'lme4' (Bates et al. 2015). Para isso, as espécies, os tratamentos e o tempo foram considerados como fator fixo e os indivíduos como fator aleatório. Quando necessário, os dados foram transformados para cumprir os pressupostos de normalidade dos resíduos e homocedasticidade. Para avaliar se o SLA e o LDMC variaram entre os tratamentos e entre as espécies utilizamos ANOVA de dois fatores. Para avaliar se a biomassa total, acima e abaixo do solo variou entre os tratamentos utilizamos ANOVA um fator. Para ambos os testes utilizamos um teste de Tukey para comparação entre os pares. Para comparar a resistência hidráulica (P_{50} , P_{88}) das duas espécies utilizamos um teste T para amostras independentes (n=3). Todas as análises foram realizadas com o software R (versão 3.6.1, R Development Core Team, Viena, Áustria).

2.3 RESULTADOS

Avaliação da sobrevivência e crescimento

Nenhum indivíduo morreu durante o experimento. A única exceção foi um indivíduo de *A. germinans* do tratamento 2, que morreu por volta da sexta semana de acompanhamento, mas apresentou características de morte natural.

A taxa de mudança em altura diferiu significativamente entre as espécies, ao longo do experimento (data) e na interação das espécies com a data (Tabela 3). *A. germinans*, no geral, apresentou taxa de crescimento ligeiramente mais elevada que *R. racemosa* (Figura 2). As taxas variaram bastante durante o experimento para *A. germinans*. A espécie apresentou as maiores taxas de crescimento na última data de mensuração, enquanto que *R. racemosa* apresentou suas maiores taxas de crescimento em altura no início do experimento, em seguida o incremento em altura decaiu e manteve-se com poucas oscilações ao longo do experimento (Figura 2).

A taxa de incremento em diâmetro apresentou diferenças entre as datas de mensuração, entre a interação i) data e espécie, ii) data e tratamento e data e iii) espécie e tratamento (Tabela 3). O menor incremento em diâmetro foi observado na medida 2 (M2) (Figura 2). Considerando a interação entre espécie e data, *A. germinans* apresentou maior taxa de incremento em diâmetro na medida 6, com exceção do tratamento 5. Enquanto que os indivíduos de *R. racemosa* apresentaram suas maiores médias na medida 7, em quase todos os tratamentos, com exceção do tratamento 1 (Figura 2).

A taxa de variação no número de folhas apresentou diferença significativa entre os tratamentos e na interação entre os tratamentos e as espécies (Tabela 3). A média variou de valores positivos a valores negativos (perda maior que o ganho de folhas) durante o período de acompanhamento para ambas as espécies estudadas. Os indivíduos de *A. germinans* apresentaram maior ganho foliar no tratamento 2, que diferiu dos demais tratamentos da espécie, bem como, da maioria dos tratamentos de *R. racemosa*. Os indivíduos de *R. racemosa* apresentaram maior incremento no número de folhas no tratamento 3 (Figura 2).

Tabela 3 – Resultado dos modelos mistos lineares para as características de crescimento de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento. *Height* corresponde a taxa de incremento em altura a cada data em relação a data anterior, *Diameter* ao incremento em diâmetro a cada data em relação a data anterior e *Number of leaves* a variação no número de folhas em relação a data anterior.

	Height			Diameter			Number of leaves		
	DF	F	p	DF	F	p	DF	F	p
Date	6	14.8	<0.001	5	44.3	<0.001	6	0.3	0.888
Specie	1	38.3	<0.001	1	0.2	0.665	1	0.2	0.606
Treatment	4	2.1	0.078	4	0.1	0.986	4	8.9	<0.001
Date:Specie	6	7.5	<0.001	5	14.3	<0.001	6	0.7	0.611
Date:Treatment	24	1.3	0.135	20	4.2	<0.001	24	0.6	0.914
Specie:Treatment	4	1.2	0.294	4	1	0.405	4	5.7	<0.001
Date:Specie:Treatment	24	1.5	0.043	20	2.6	0.001	24	0.9	0.541

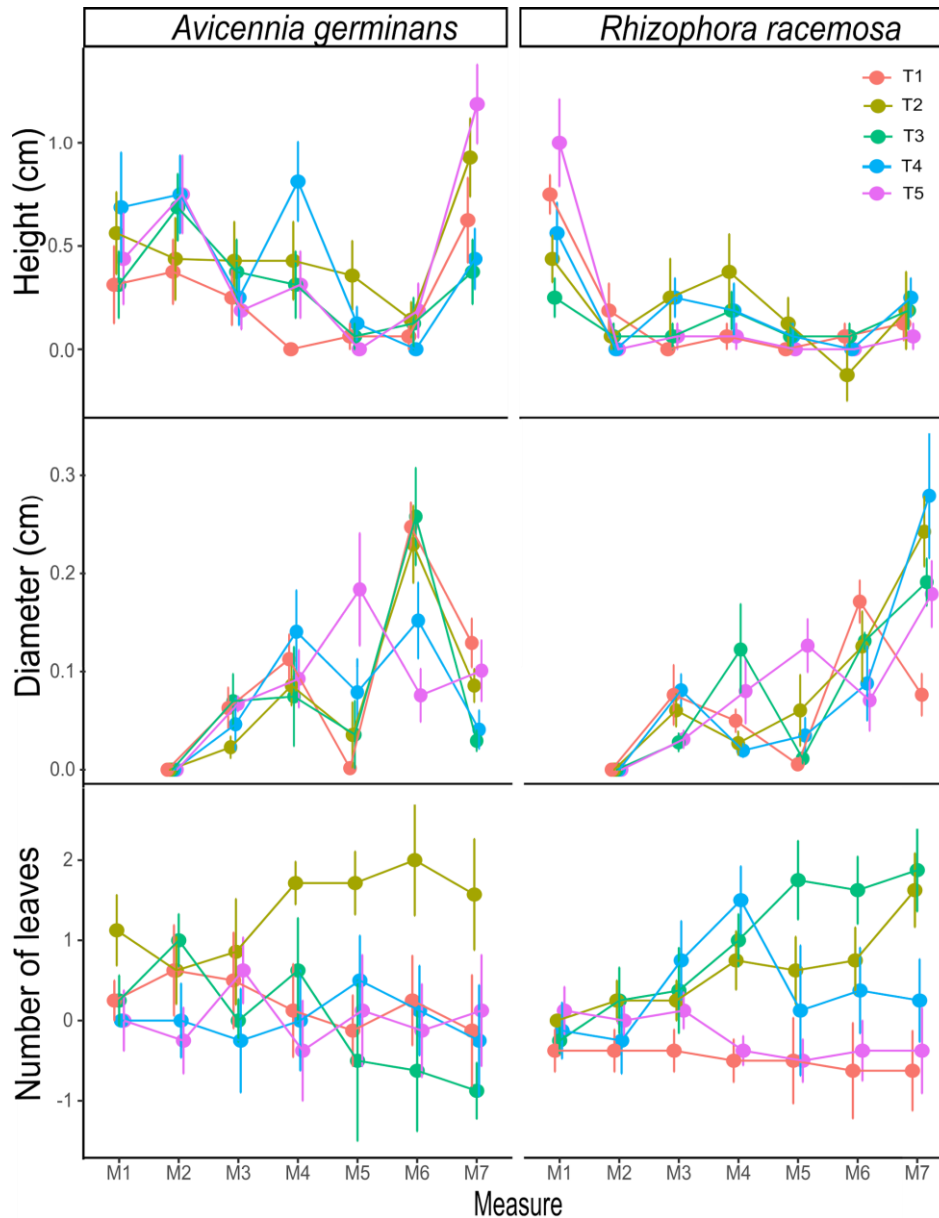


Figura 2 – Variação no incremento em altura (*Height*), incremento em diâmetro (*Diameter*) e variação no número de folhas (*Number of leaves*) de duas espécies de manguezal *Avicennia germinans* e *Rhizophora racemosa* a cinco tratamentos de salinidade ao longo de três meses de acompanhamento. T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

Não houve diferença na biomassa total entre os tratamentos para ambas as espécies (Tabela 4, Figura 3), no entanto, as espécies mostraram respostas diferentes para alocação de biomassa abaixo e acima do solo. Os indivíduos de *A. germinans* diferiram significativamente na alocação de biomassa acima e abaixo do solo (Tabela 4). O tratamento 2 apresentou a maior média de alocação de biomassa acima e abaixo do solo e as menores médias ficaram nos tratamentos 3 e 1, respectivamente (Figura 3). Os indivíduos de *R. racemosa* não apresentaram diferença entre os tratamentos para a biomassa abaixo do solo, mas para biomassa acima do

solo houve diferença com a maior média ocorrendo no tratamento 5 e a menor no tratamento 2 (Tabela 4, Figura 3).

Tabela 4 - Resultado da ANOVA para biomassa total (*Total biomass*), acima (*Aboveground biomass*) e abaixo do solo (*Belowground biomass*) em de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade.

	Total biomass			Aboveground biomass			Belowground biomass		
	DF	F	P	DF	F	p	DF	F	p
<i>Avicennia germinans</i>	4	2.3	0.099	4	3.1	0.046	4	3.4	0.041
<i>Rhizophora racemosa</i>	4	2.4	0.082	4	3.6	0.027	4	2.25	0.104

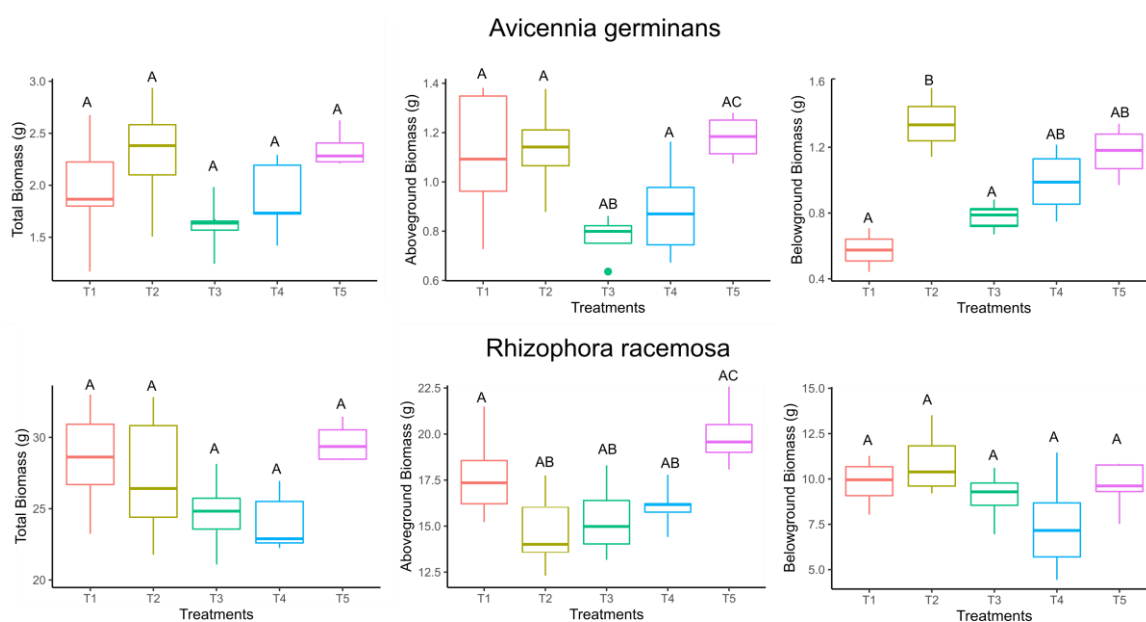


Figura 3 – Variação na biomassa total (*Total biomass*), acima (*Aboveground biomass*) e abaixo do solo (*Belowground biomass*) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade. Letras diferentes indicam resultados significativamente diferente (maior que 0.05). T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

Para os atributos foliares SLA e LDMC houve diferença significativa entre os tratamentos e entre as espécies (Tabela 5, Figura 4). Os indivíduos de *A. germinans* apresentaram maior SLA no tratamento 5, se diferenciando dos demais tratamentos, enquanto que o LDMC apresentou maior média no tratamento 3 e menor no tratamento 4. Os indivíduos de *R. racemosa* apresentaram maior média de SLA no tratamento 4 e média bem abaixo dos demais no tratamento 3, enquanto que o LDMC foi maior no tratamento 3 e menor no tratamento 5. Os tratamentos de *R. racemosa* apresentaram menor SLA e maior LDMC que *A. germinans*.

Tabela 5 - Resultado da ANOVA dois fatores para os atributos foliares área foliar específica (SLA - *Specific leaf* área) e conteúdo de matéria seca (LDMC - *Leaf dry-matter content*) de entre duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade.

	SLA			LMDC		
	DF	F	p	DF	F	p
Treatment	4	13.6	<0.001	4	10.2	<0.001
Specie	1	574.7	<0.001	1	531.1	<0.001

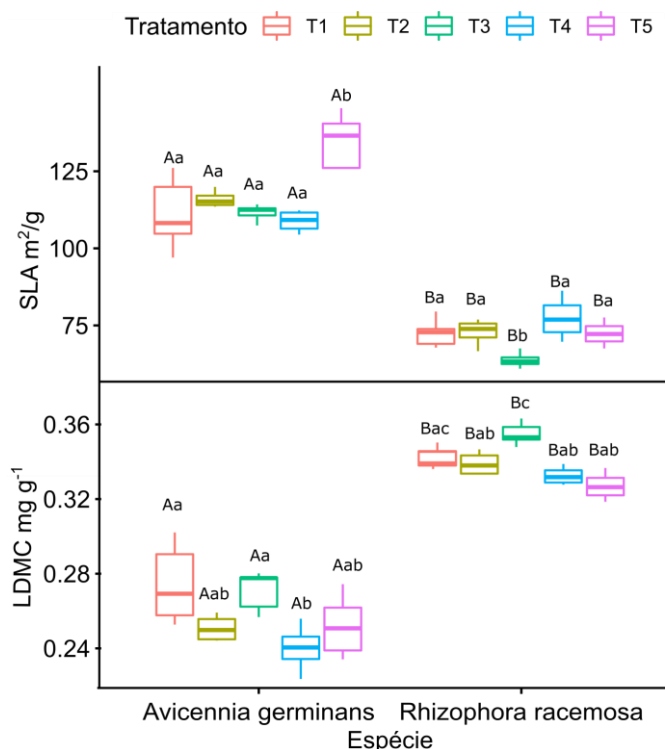


Figura 4 – Variação nos atributos foliares área foliar específica (SLA - *Specific leaf* área) e conteúdo de matéria seca (LDMC - *Leaf dry-matter content*) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade.

Letras maiúsculas diferentes representam resultados significativamente diferente entre as espécies e letras minúsculas diferentes representam resultados significativamente diferente entre os tratamentos (>0.05). T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

Varição hidráulica e tecidual

Vulnerabilidade a cavitação

As duas espécies não diferiram no P₅₀ (t = 1.37, df = 4, p = 0.242) e P₈₈ (t = 1.42, df = 4, p = 0.227). *R. racemosa* foi a espécie que obteve margem de segurança maior para P₅₀ e P₈₈, com valores positivo para ambos (Tabela 6).

Tabela 6 - Resultado do potencial hídrico mais negativo obtido ao longo do experimento (Ψ_{\min}), potencial hídrico quando as plantas perdem 50% (P_{50}) e 88% (P_{88}) da condutividade e Margem de segurança calculada com P_{50} SM (P_{50}) e P_{88} SM (P_{88}).

	Ψ_{\min}	P_{50}	P_{88}	SM (P_{50})	SM (P_{88})
<i>Avicennia germinans</i>	-2.634	-2.156	-3.781	-0.478	1.371
<i>Rhizophora racemosa</i>	-1.841	-3.212	-5.754	1.147	3.913

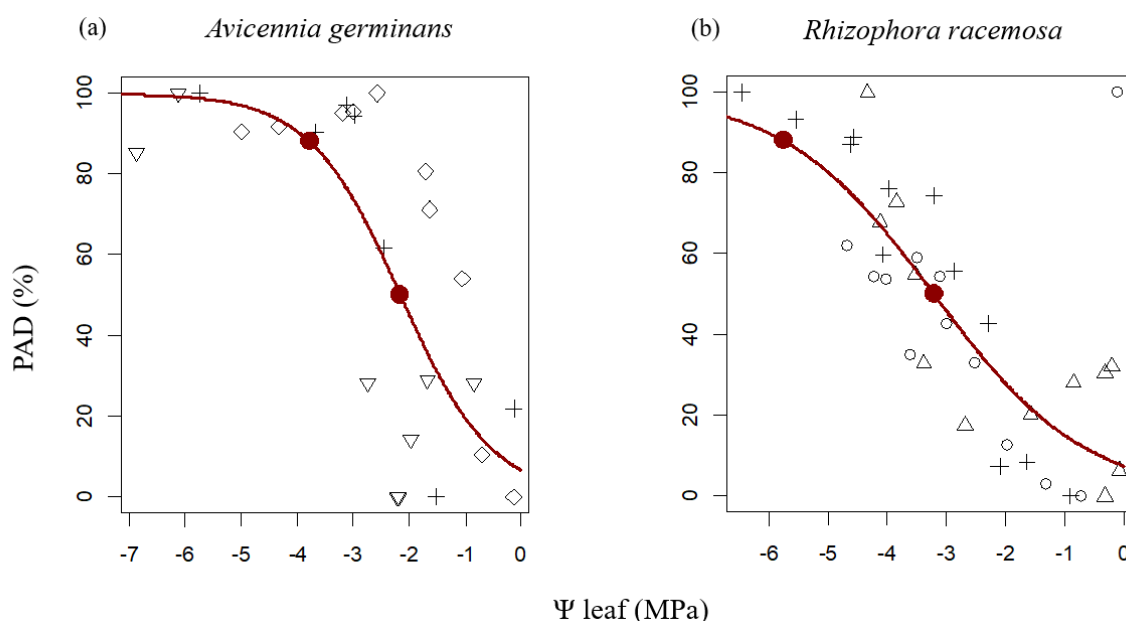


Figura 5 – Curva de vulnerabilidade a cavitação de duas espécies de manguezal: a) *Avicennia germinans*; b) *Rhizophora racemosa*. O ponto inferior representa o potencial hídrico quando as plantas perdem 50% da condutividade e superior o potencial hídrico quando as plantas perdem 88% da condutividade.

Ajustes osmóticos: variação no Ψ_{tlp} e Ψ_s

O ponto de perda do turgor diferiu significativamente entre as datas, entre os tratamentos e entre as interações entre data e tratamento e entre espécie e tratamento (Tabela 7). Para ambas as espécies a medida realizada 45 dias após o início do experimento apresentou valores mais negativos em todos os tratamentos em relação a medida inicial, com exceção do tratamento 1 que não diferiu para nenhuma das espécies entre as datas de amostragem. *A. germinans* apresentou diferença temporal entre as três medidas realizadas, enquanto que *R. racemosa* apresentou diferença apenas entre a medida intermediária e inicial. Na medida 2, quanto mais elevada a salinidade mais negativo foram os valores de Ψ_{tlp} , mostrando uma resposta coordenada em relação a salinidade para as duas espécies. Na medida final, principalmente para *R. racemosa* não houve essa diferença clara entre os tratamentos (Figura 6).

O potencial osmótico apresentou diferença significativa entre as espécies, tratamento, data e interação entre os fatores analisados (Tabela 7). As espécies apresentaram resposta inicial diferente, com *R. racemosa* apresentando Ψ_s mais negativo que *A. germinans*, mas isso mudou

para os tratamentos 3, 4 e 5 nas medidas seguintes (Figura 6). Assim como o $\Psi_{t\text{lp}}$, o Ψ_s para *A. germinans* apresentou resposta média coordenada entre os tratamentos, com os valores ficando mais negativos nos tratamentos de salinidade mais elevada, enquanto que para *R. racemosa* o mesmo padrão não foi tão claro, uma vez que os valores foram bem próximos um dos outros. Na medida final, com exceção do tratamento 1, as médias de todos os tratamentos apresentaram valores menos negativos para *A. germinans*, mas não diferiram entre os tratamentos para *R. racemosa* (Figura 6).

Tabela 7 - Resultado dos modelos mistos lineares para o ponto de perda do turgor ($\Psi_{t\text{lp}}$) e potencial osmótico (Ψ_s) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento.

	$\Psi_{t\text{lp}}$			Ψ_s		
	DF	F	P	DF	F	p
Date	2	23.9	<0.001	2	49.7	<0.001
Specie	1	0.1	0.782	1	17.5	<0.001
Treatment	4	6.4	<0.001	4	3.8	0.006
Date:Specie	2	3.3	0.038	2	24.4	<0.001
Date:Treatment	4	4.3	<0.001	8	4.7	<0.001
Specie:Treatment	8	2.6	0.04	4	2.5	0.043
Date:Specie:Treatment	8	1.6	0.119	8	2.1	0.036

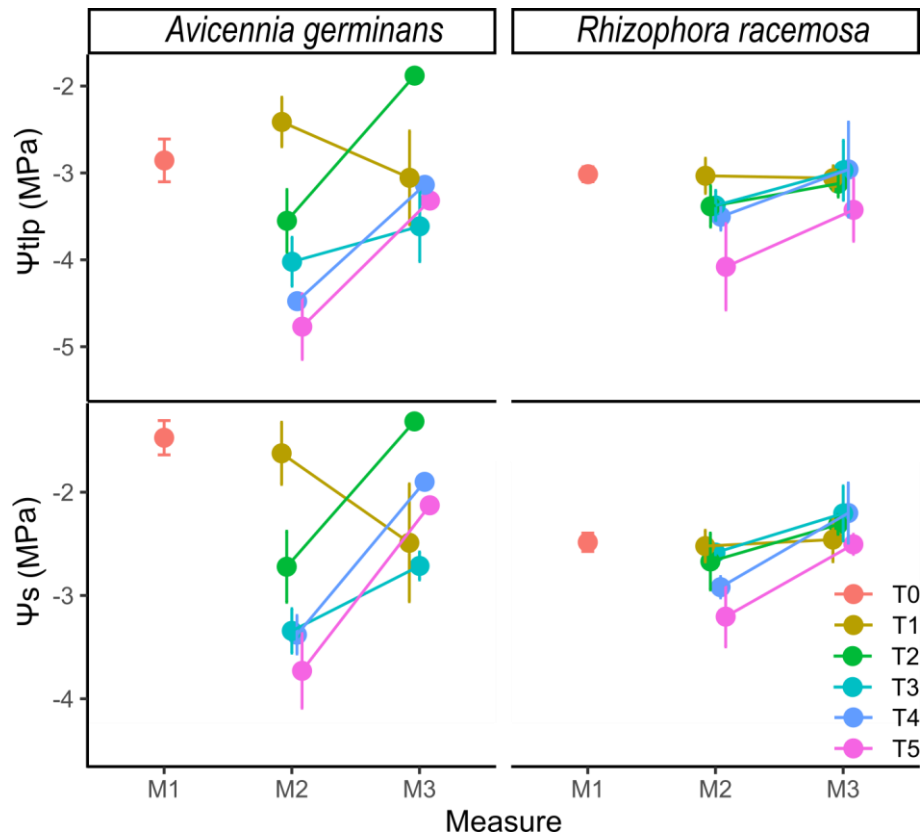


Figura 6 – Variação no ponto de perda do turgor ($\Psi_{t\text{lp}}$) e potencial osmótico (Ψ_s) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento. T0= 0g, T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

Variação do Potencial hídrico do amanhecer (Ψ_{pd}) e meio dia (Ψ_{md})

A variação de potencial do amanhecer e do meio dia foi umas das variáveis que mais respondeu ao aumento da concentração de sal no solo. O Ψ_{pd} e Ψ_{md} apresentaram diferença significativa com praticamente todos os fatores analisados (Tabela 8). O Ψ_{pd} e Ψ_{md} se mantiveram próximos da medida inicial apenas no tratamento 1 (Controle), os demais tratamentos responderam de forma coordenada de acordo com o tratamento de salinidade em todas as datas de mensuração. Houve diferença acentuada na data de mensuração 4 (M4) para ambas as espécies, nas demais datas os valores foram bem próximos. *A. germinans* apresentou Ψ_{pd} e Ψ_{md} mais negativos que *R. racemosa* (Figura 7). Os potenciais do meio dia foram bem mais negativos que os do amanhecer para ambas as espécies (Figura 7).

Tabela 8 - Resultado dos modelos mistos lineares para o potencial hídrico do amanhecer (Ψ_{PD}) e o potencial hídrico do meio dia (Ψ_{MD}) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento.

	Ψ_{PD}			Ψ_{MD}		
	DF	F	P	DF	F	p
Date	7	68.4	<0.001	6	131.2	<0.001
Specie	1	185.6	<0.001	1	939.4	<0.001
Treatment	4	124.6	<0.001	4	286.1	<0.001
Date:Specie	7	18.9	<0.001	6	16.7	<0.001
Date:Treatment	28	4.6	<0.001	24	16.3	<0.001
Specie:Treatment	4	4.9	<0.001	4	1.4	0.212
Date:Specie:Treatment	28	1.2	0.242	24	2.8	<0.001

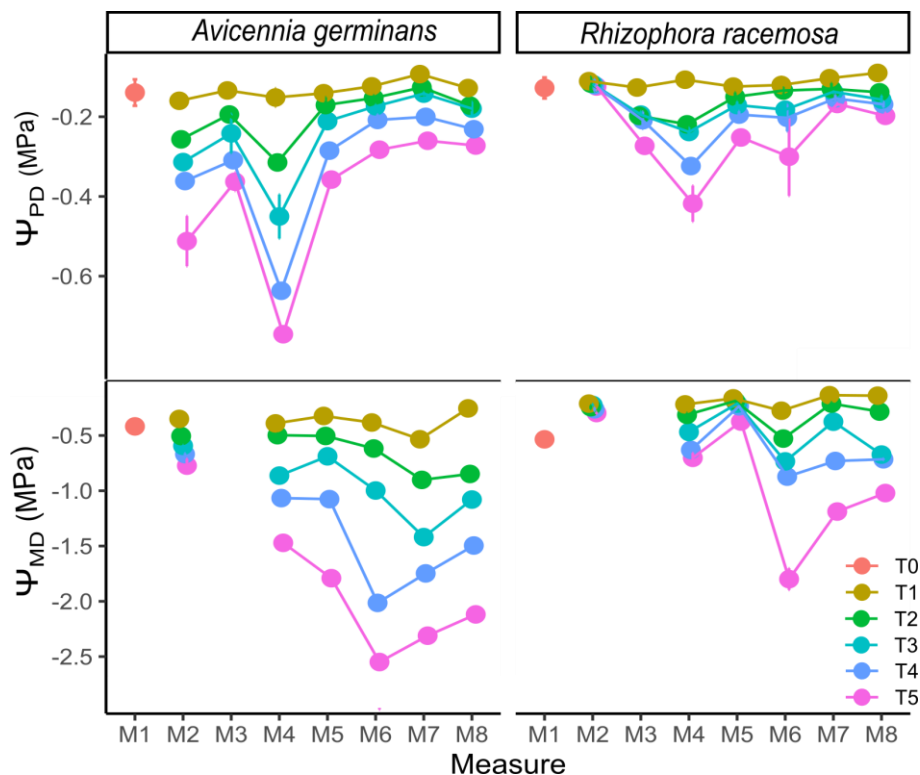


Figura 7 – Variação no potencial hídrico do amanhecer (Ψ_{PD}) e o potencial hídrico do meio dia (Ψ_{MD}), de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento. T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

Variação ao longo do dia nas trocas gasosas foliares

A variação ao longo do dia nas trocas gasosas apresentou resposta diferentes entre os parâmetros analisados (g_s , A_{max} , WUE_i). A g_s apresentou diferença significativa entre as espécies, os horários de medida e entre as interações de espécie e hora, tratamento e hora e espécie, tratamento e hora (Tabela 9). Apesar dos tratamentos das duas espécies terem apresentado valores aproximados na medida de 8 às 10h, as espécies apresentaram diferença nos padrões ao longo do dia. A *germinans* diminuiu bastante a g_s na medida de 11 às 13h, mantendo baixos valores na medida das 14 às 16h. Os tratamentos de *R. racemosa* mantiveram uma g_s elevada na medida das 11 às 13h, com valores próximos aos da medida do início da manhã. Para a espécie, os valores só caíram na medida realizada a partir das 14h, apenas o tratamento 5 da espécie apresentou uma diferença mais acentuada do padrão dos demais tratamentos com as médias declinando a cada medida.

As medidas de fotossíntese variaram entre as espécies, tratamento e hora e na interação entre espécie e tratamento (Tabela 9). As espécies apresentaram padrões diferentes nas taxas de A ao longo do dia (Figura 8). As medidas no início da manhã não diferiram entre as espécies, mas *A. germinans* apresentou um padrão de queda nas taxas fotossintéticas ao longo do dia,

com os menores valores por tratamento nas medidas das 14h. Já *R. racemosa* manteve padrão bastante similar desse parâmetro com os de *gs*, com manutenção das taxas entre as medidas das 8 às 10h e de 11h às 13h e decréscimo na medida das 14 às 16h. Para *A. germinans* o tratamento 1 diferiu dos demais, apresentando altas taxas de A_{max} ao longo do dia, seguido dos tratamentos 2 e 3 com valores intermediários e com menores valores tem-se os tratamentos 4 e 5. Para *R. racemosa*, os valores entre os tratamentos foram bem aproximados e apenas o tratamento 3 manteve valor diferenciado dos demais e foi o qual apresentou as maiores médias da taxa fotossintética para a espécie em cada horário de mensuração.

Para o WUEi houve diferença entre os tratamentos, entre a hora e na relação entre espécie e tratamento, espécie e hora e espécie, tratamento e hora (Tabela 9). Diferente dos outros parâmetros não houve diferença entre as espécies de forma geral, mas entre os horários foi possível ver que na medida do meio dia *A. germinans* foi mais eficiente que *R. racemosa* e nas demais medidas não houve diferença. Os indivíduos de *A. germinans* apresentaram diferença mais clara entre os tratamentos ao meio dia. Para essa espécie, o tratamento 1 se diferenciou dos demais nas medidas das 11 às 13h, sendo o mais eficiente e o 4 foi o qual apresentou as menores médias ao longo do dia. Para *R. racemosa*, os valores não diferiram entre os tratamentos em nenhuma dos horários de mensuração.

Tabela 9 - Resultado dos modelos mistos lineares para condutância estomática (*gs*), assimilação de CO₂ (A_{max}) e eficiência intrínseca de uso de água (WUEi) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade durante três meses de acompanhamento.

	<i>gs</i>			A_{max}			WUEi		
	DF	F	P	DF	F	p	DF	F	p
Hour	2	57.8	<0.001	2	41.2	<0.001	2	6.7	0.002
Specie	1	11.7	0.001	1	10.7	<0.001	1	1.7	0.185
Treatment	4	2.4	0.058	4	3.9	0.006	4	2.9	0.026
Hour: Specie	2	29.6	<0.001	2	2.9	0.061	2	17.3	<0.001
Hour: Treatment	8	2.2	0.036	8	0.2	0.985	8	1.9	0.067
Specie: Treatment	4	2.5	0.058	4	6.5	<0.001	4	7.4	<0.001
Hour: Specie: Treatment	8	2.6	0.015	8	0.2	0.0987	8	3.4	0.002

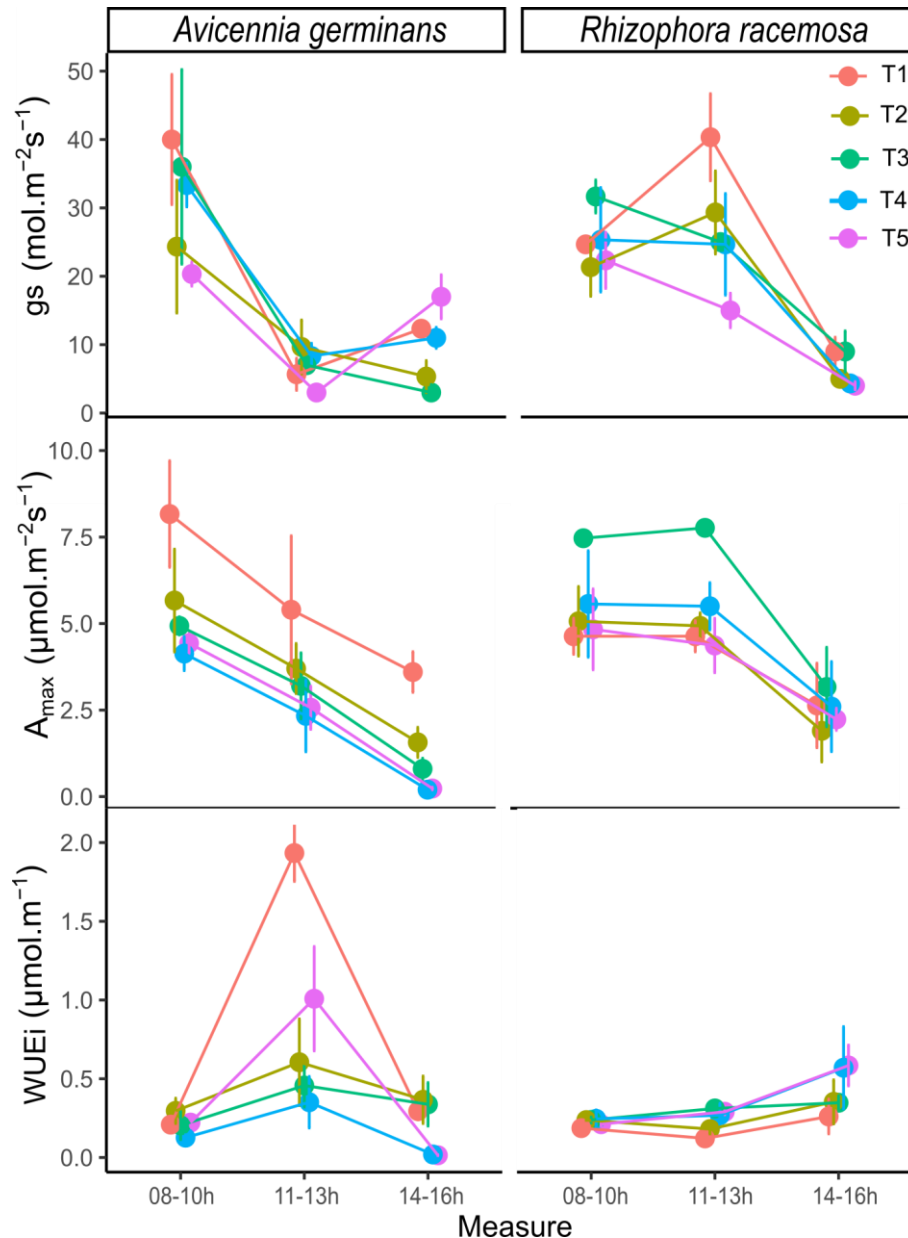


Figura 8– Variação na condutância estomática (gs), assimilação de CO_2 (A_{max}) e eficiência intrínseca de uso de água (WUEi) de duas espécies de manguezal a cinco tratamentos de salinidade ao final do acompanhamento. T1= 0g, T2=10g, T3=20g, T4=40g, T5=55g de sal marinho puro por litro água.

2.4 DISCUSSÃO

Estudos como este que agrupam as respostas hidráulicas, teciduais e de crescimento são escassos, porém, eles são extremamente importantes e mais completos para compreender como as espécies irão responder a um possível aumento da salinidade do solo em áreas de manguezal. Com os nossos resultados observamos que as respostas ecofisiológicas das duas espécies de manguezal são diferentes ao longo do gradiente de salinidade como esperado. Essa diferença reflete em resultados divergentes no crescimento e na alocação de recursos ao final do período de acompanhamento. Enquanto uma espécie investe no controle osmótico entre os tratamentos

para manutenção de alta margem de segurança (*R. racemosa*) a outra investe em Ψ_s bem negativo com alta WUEi que proporciona a manutenção do turgor foliar e ajuda a evitar falha no transporte hídrico (*A. germinans*). Essas características podem mostrar como as espécies respondem a concentração de sal no solo ao longo de um determinado período e como elas driblam a dificuldade de manter o balanço de íons em salinidade mais elevada através de estratégias que as permitam tolerar o estresse osmótico ocasionado. Muitos fatores podem influenciar as estratégias das plantas para lidar com a salinidade (Negrão et al. 2016). Portanto, compreender as adaptações que influenciam a captação, transporte e perda de água, mantendo o ganho de carbono, são importantes para compreender o limite de tolerância à salinidade de cada espécie (Reef e Lovelock 2015).

Este estudo não apresentou morte de indivíduos durante o período de acompanhamento, com exceção do indivíduo de *Avicennia germinans* que apresentou morte natural. A capacidade de sobreviver e sustentar o crescimento em uma ampla faixa de salinidade já foi descrito na literatura para *A. germinans* (Suárez et al. 1998; Sobrado 2000; Suarez e Medina 2005; Suarez e Medina 2008; Mendez-Alonzo et al. 2016). Enquanto que para *Rhizophora racemosa*, até onde sabemos, não existem outros estudos que abordem os aspectos relacionados a sobrevivência e crescimento em função da salinidade. Sabe-se que ocorrência da espécie é relatada principalmente em áreas onde a salinidade é baixa ou moderada (Duke e Alem 2005; Lima et al. 2005; Menezes et al. 2008; Tomlinson 2010), o que nos fez esperar que ela tivesse um desempenho de crescimento limitado e até alta taxa de mortalidade em nosso tratamento com maior concentração de sal. Resultado semelhante ao encontrado por Mendez-Alonzo et al. (2016) com a espécie *Laguncularia racemosa* também considerada menos tolerante ao sal e que ocorre em manguezais. Um fator relevante para a resposta da espécie é que em nenhum tratamento a salinidade esteve acima da salinidade do mar, logo, as respostas à salinidade extrema que poderia ser um fator limitante para a sobrevivência de *R. racemosa* pode não ter sido atingida nesse experimento. Contudo, uma ampla faixa de salinidade foi experimentada pela espécie, com valores acima do qual ela é naturalmente encontrada. Além disso, respostas fisiológicas contrastantes foram observadas em função da manipulação da concentração de sal no solo das plantas.

Algumas características podem ter sido fundamentais para a sobrevivência de todos os indivíduos independente do tratamento de salinidade, como os ajustes osmóticos desenvolvidos pelas duas espécies que propiciaram um potencial hídrico mais negativo de acordo com a concentrações de sal no solo. O ajuste osmótico permitiu que as espécies mantivessem a

condutividade hidráulica mesmo em condições mais limitantes (Reef e Lovelock 2015; Negrão et al. 2016). *A. germinans* apresentou maior amplitude nos potenciais osmóticos e potencial hídrico foliar, com resultados lineares de acordo com a salinidade do solo, assim como já demonstrado em outros estudos (Suárez et al. 1998; Sobrado 2000; Sobrado 2001; Sobrado 2002; Suarez e Medina 2005; Suarez e Medina 2008). O potencial hídrico apresentou diferença clara entre os tratamentos principalmente nas medidas realizadas ao meio dia quando a demanda atmosférica é maior.

Apesar de ter apresentado incremento em altura ligeiramente menor que *A. germinans*, *R. racemosa* apresentou menores valores de SLA e maiores valores de LDMC, o que pode estar relacionado com maior investimento em carbono para construção de folhas mais resistentes e potencialmente mais longevas (Wilson et al. 1999; Garnier et al. 2001; Suter e Edward 2013; Wang et al. 2015). Como as espécies estavam no mesmo gradiente de limitação de recurso e a análise de crescimento, em geral, pode fornecer informações sobre a natureza do balanço de carbono em condições salinas (Nguyen et al. 2015). Essa diferença pode ter sido ocasionada por conta da maior eficiência do uso da água de *A. germinans*, que é uma característica que está diretamente relacionada à tolerância à salinidade (Ball 1988; Ball et al. 1988; Sobrado 2000). No entanto, a alta eficiência no uso da água pode causar limitação nutricional interferindo diretamente no ganho de carbono (Shiple et al. 2005; Reef et al. 2015). Assim como pode ser resultado de característica gerais das espécies, com a salinidade contribuindo pouco para a variação desses atributos como apresentado em outro estudo (Wang et al. 2015). Não apenas folhas construídas após a adição de sal foram utilizadas para as métricas de SLA e LDMC, pelo número limitado de folhas que nasceram no período de acompanhamento em alguns tratamentos, logo, o resultado da diferença entre as espécies e tratamentos pode estar potencialmente minimizado ou maximizado.

Entre os tratamentos, os resultados dos atributos de crescimento mostram que a variação no número de folhas e a alocação de biomassa acima e abaixo do solo apresentaram melhor desempenho no tratamento 2 para *A. germinans*. Esse foi o tratamento que apresentou a segunda maior taxa de A_{max} ao longo dos horários de medida. Esse resultado vai de encontro a outros estudos que demonstram que a espécie possui melhor desempenho de construção de tecido em salinidade baixa ou moderada (Suárez 2005; Suarez e Medina 2005). O tratamento 5 de *A. germinans* foi o qual apresentou SLA mais elevado com um dos valores de LDMC mais baixos, esse também foi um dos tratamentos que mais perdeu folhas no início do experimento. É comum que a maior senescência e morte foliar ocorra em ambientes de maior salinidade devido à

toxicidade de íons ocasionada pelo acúmulo de sal (Munns 1993; Suarez 2005; Parihar et al. 2014; Negrão et al. 2016). Isso ocorre, devido a necessidade de construção de novas folhas para manutenção do ganho de carbono em um ambiente de limitação ocasionada pelo acúmulo salino no solo, assim os indivíduos desse tratamento apresentam ter investido na otimização da construção de tecido foliar mesmo que mais frágil (Shipley et al. 2005).

A variação no número de folhas para *R. racemosa* foi maior nos tratamentos intermediários, ou seja, o maior ganho foliar da espécie aconteceu nesses tratamentos. O tratamento 3 apresentou menor SLA e maior LDMC e maior taxa fotossintética, logo, esse demonstra ser o tratamento com melhor desempenho na utilização de recursos para construção de folhas e com tecidos mais resistentes para a espécie (Pooter e Jong 1999; Suter e Edward 2013; Wang et al 2015). Os tratamentos 1 e 5 apresentaram menor taxa de incremento foliar, as taxas foram inclusive negativas para ambos, esses tratamentos também apresentaram taxa fotossintética muito similares ao longo do dia. A similaridade nesses resultados para os dois extremos (maior e menor salinidade) pode demonstrar que condições de estresse podem ocorrer tanto em alta quanto em baixa salinidade (Fowers e Colmer 2008). Demonstrando que para *R. racemosa* o ótimo fisiológico parece ocorrer em condições intermediárias de salinidade.

Outros resultados importantes são os dos atributos hidráulicos e teciduais que variaram de acordo com a concentração de sal de cada tratamento. O cálculo da margem de segurança ao P_{50} e P_{88} mostrou que *R. racemosa* apresentou ambos os valores positivos, enquanto *A. germinans* apresentou valor negativo para $SM(P_{50})$, sugerindo que a espécie por vezes ultrapassou a margem de segurança pela manutenção de valores bem negativos de tensão no xilema no tratamento com maior concentração de sal (Fig. 6). Apesar de arriscado, esse resultado, junto a ausência de mortalidade de indivíduos durante o experimento, sugere que a espécie apresenta maior capacidade de restaurar a condutividade após eventos de embolismo (Choat et al. 2012).

Uma estratégia para evitar a falha hidráulica quando os potenciais do solo são mais negativos e podem estar propensos a maiores eventos de cavitação é o fechamento estomático (Brodribb e Holbrook 2004; Sperry 2004). Possivelmente, para *A. germinans* no tratamento de maior concentração de sal no solo, que foi o qual apresentou potencial hídrico mais negativo que P_{50} , o fechamento estomático foi um fator determinante para evitar falhas catastróficas e até mesmo a morte dos indivíduos quando a função de transporte de água do xilema foi prejudicada. Enquanto para *R. racemosa* a manutenção da abertura estomática em horário de menor potencial hídrico levanta a preocupação de aumento dos níveis de desidratação foliar

que pudessem levar a risco de falha hidráulica no xilema (Brodrribb e Holbrook 2004; Sperry 2004; Meinzer et al. 2009).

Assim como as margens de segurança calculadas com o P_{50} e P_{88} , *R. racemosa* apresentou menor valor (mais negativo) de Ψ_s e Ψ_{tlp} na medida realizada antes da adição do sal, entretanto, a partir da adição do sal os resultados mudaram para os tratamentos com salinidade. Os ajustes mais negativos nesses atributos desenvolvidos por *A. germinans* na medida realizada 45 dias após o início corrobora com outros estudos que demonstram que a espécie varia a concentração de íons na folha de acordo com a salinidade do solo para permitir um menor Ψ foliar favorecendo o balanço hídrico (Sobrado 2001; Sobrado 2002; Suárez 2005; Suarez e Medina 2006; Suarez e Medina 2008). Nossos resultados para a medida desses atributos realizados ao final do experimento, com 90 dias, mostram que a aclimação coordenada a salinidade desenvolvida na medida anterior não se manteve para as espécies em quase todos os tratamentos. Uma vez que o tempo de exposição a salinidade é um fator determinante para as alterações fisiológicas e moleculares que são observadas (Munns e Tester 2008), quando exposta a concentrações salinas acima do habitual por um período prolongado, até as plantas mais tolerantes a salinidade podem não conseguir manter os ajustes desenvolvidos devido a toxicidade de íons, principalmente quando se tratam de mudas que são mais sensíveis (Méndez-Alonzo et al. 2016).

2.5 CONCLUSÃO

A salinidade dentro do gradiente abordado neste estudo demonstrou ser um fator que ocasionou respostas diferentes entre as espécies na absorção e alocação dos recursos e, isso, parece se justificar nas diferentes estratégias de ajustes osmóticos foliares e de uso da água apresentado pelas espécies. Nossos resultados demonstram que na ausência de salinidade *R. racemosa* apresenta melhores ajustes hidráulicos e osmóticos que *A. germinans*. No entanto, à medida que a concentração salina aumenta, *A. germinans* consegue se aclimatar melhor e desenvolver mecanismos osmóticos e de trocas gasosas que a propicie um melhor desempenho nesses ambientes sujeito ao alto estresse gerado pela salinidade.

A. germinans apresentou um forte ajuste osmótico foliar para sobreviver com maior salinidade. Esse aumento no potencial químico celular pode elevar a tensão no xilema e colocar a espécie em risco de cavitação levando a uma obrigação de maior controle estomático. Aparentemente um aumento no investimento em osmolaridade celular está causando um prejuízo fotossintético para a espécie.

O processo de aclimação osmótica e o ponto de perda do turgor foliar demonstraram não conseguir persistir por todo o período acompanhado. Como eles são atributos chave para manutenção das funções vitais, como o balanço hídrico e a assimilação de carbono, seria interessante a obtenção de resultados a período mais prolongados para saber se as espécies conseguiriam continuar tolerando a salinidade.

AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

REFERÊNCIAS

Adame, M. F., Brown, C. J., Bejarano, M., Herrera-Silveira, J. A., Ezcurra, P., Kauffman, J. B., & Birdsey, R. (2018). The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. **Conservation Letters**, 11:e12445. <https://doi.org/10.1111/conl.12445>

Agoramoorthy, G., Chen, F. A., & Hsu, M. J. (2008). Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. **Environmental Pollution**, 155(2), 320–326. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.011>

Alongi, D. M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 76(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>

Alongi, D. M. (2015). The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. **Current Climate Change Reports**, 1(1), 30–39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>

Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Lewis, C. J. E., ... Lovelock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change**, 7, 523–528. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>

Ball, M.C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, 129–142 (1988). <https://doi.org/10.1007/BF00196018>

Ball, M. C., Cowan, I. R., e Farquhar, G. D. (1988). Maintenance of leaf temperature and the optimisation of carbon gain in relation to water loss in a tropical mangrove forest. **Australian Journal of Plant Physiology**, 15(2), 263–276. <https://doi.org/10.1071/PP9880263>

Ball, M. C. (2002). Interactive effects of salinity and irradiance on growth: Implications for mangrove forest structure along salinity gradients. **Trees - Structure and Function**, 16, 126–139. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0169-3>

Barbier, E. B. (2012). Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services. **Review of Environmental Economics and Policy**, 6(1), 1–19. <https://doi.org/10.1093/reep/rer017>

- Bartlett, M. K., Scoffoni, C., & Sack, L. (2012). The determinants of leaf turgor loss point and prediction of drought tolerance of species and biomes: A global meta-analysis. **Ecology Letters**, 15: 393–405. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01751.x>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bouillon, S. (2011). Carbon cycle: Storage beneath mangroves. **Nature Geoscience**, 4, 282-283. <https://doi.org/10.1038/ngeo1130>
- Breteler, F. J. (1969). The Atlantic species of *Rhizophora*. **Acta Botanica Neerlandica**, 18(3), 434–441. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1969.tb00607.x>
- Brodribb, T. J., Bowman, D. J. M. S., Nichols, S., Delzon, S., & Burlett, R. (2010). Xylem function and growth rate interact to determine recovery rates after exposure to extreme water deficit. *New Phytologist*, 188(2), 533–542. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03393.x>
- Brodribb, T. J. e Holbrook, N.M. (2004). Stomatal protection against hydraulic failure: a comparison of coexisting ferns and angiosperms. **New Phytologist**, 162: 663-670. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01060.x>
- Brodribb, T. J., e Cochard, H. (2009). Hydraulic Failure Defines the Recovery and Point of Death in Water-Stressed Conifers. *Plant Physiology*, 149(1), 575–584. <https://doi.org/10.1104/pp.108.129783>
- Cerón-Souza, I., Turner, B. L., Winter, K., Medina, E., Bermingham, E., & Feliner, G. N. (2014). Reproductive phenology and physiological traits in the red mangrove hybrid complex (*Rhizophora mangle* and *R. racemosa*) across a natural gradient of nutrients and salinity. **Plant Ecology**, 215(5), 481–493. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0315-1>
- Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T. J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., ... Zanne, A. E. (2012). Global convergence in the vulnerability of forests to drought. **Nature**, 491: 752–755. <https://doi.org/10.1038/nature11688>
- Cochard, H. (2006). Cavitation in trees. *Comptes Rendus Physique*, 7(9–10), 1018–1026. <https://doi.org/10.1016/j.crhy.2006.10.012>
- Cochard, H., Badel, E., Herbette, S., Delzon, S., Choat, B., & Jansen, S. (2013). Methods for measuring plant vulnerability to cavitation: A critical review. **Journal of Experimental Botany**, 64(15), 4779–4791. <https://doi.org/10.1093/jxb/ert193>
- Cochard, H., Cruiziat, P., & Tyree, M. T. (1992). Use of Positive Pressures to Establish Vulnerability Curves : Further Support for the Air-Seeding Hypothesis and Implications for Pressure-Volume Analysis. **Plant physiology**, 100 (1) 205-209. <https://doi.org/10.1104/pp.100.1.205>
- Damour, G., Simonneau, T., Cochard, H. e Urban, L. (2010). An overview of models of stomatal conductance at the leaf level. **Plant, Cell & Environment**, 33, 1419-1438. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02181.x>

- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, 4, 293-297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature Climate Change**, 3, 961 - 968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Duke, N. e Allen, J. (2006). *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. X harrisonii* (Atlantic-East Pacific red mangrove). In: **Traditional Trees of Pacific Islands: Their Culture, Environment, and Use**. 623-640.
- Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., ... Dahdouh-Guebas, F. (2007). A world without mangroves? **Science**, 317, 41–43. <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>
- Ellison J. C. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. **Wetlands Ecology and Management**, 23, 115–137. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9397-8>
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. **Wetlands Ecology and Management**, 17(1), 71–84. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1>
- Estoque, R. C., Myint, S. W., Wang, C., Ishtiaque, A., Aung, T. T., Emerton, L., ... Fan, C. (2018). Assessing environmental impacts and change in Myanmar's mangrove ecosystem service value due to deforestation (2000-2014). **Global Change Biology**, 0, 1-20. <https://doi.org/10.1111/gcb.14409>
- Ferreira, A. C., & Lacerda, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean and Coastal Management**, 125, 38 - 46. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011>
- Field, C. D. (1995) Impact of expected climate change on mangroves. In: Wong YS., Tam, N. F. Y. (eds). **Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems**. Developments in Hydrobiology, vol 106. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0289-6_10
- Flowers, T.J. and Colmer, T.D. (2008), Salinity tolerance in halophytes*. **New Phytologist**, 179: 945-963. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02531.x>
- Gabler, C. A., Osland, M. J., Grace, J. B., Stagg, C. L., Day, R. H., Hartley, S. B., ... McLeod, J. L. (2017). Macroclimatic change expected to transform coastal wetland ecosystems this century. **Nature Climate Change**, 7(2), 142–147. <https://doi.org/10.1038/nclimate3203>
- Garnier, E., Shipley, B., Roumet, C. e Laurent, G. (2001), A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. **Functional Ecology**, 15: 688-695. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00563.x>
- Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. **Annual Review of Marine Science**, 1(1) 17–41. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>

- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., e Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany**, 89, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Giri, C., Long, J., Abbas, S., Murali, R. M., Qamer, F. M., Pengra, B., & Thau, D. (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. **Journal of Environmental Management**, 148, 101-11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>
- Hacke, U. G., Sperry, J. S., Wheeler, J. K., e Castro, L. (2006). Scaling of angiosperm xylem structure with safety and efficiency. **Tree Physiology**, 26(6), 689–701. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.6.689>
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., & Onrizal. (2016). A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. **Land Use Policy**, 54, 448-459. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.010>
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Cambridge, United Kingdom and New York, Cambridge University Press, 1535 pp.
- Jiang, G. F., Goodale, U. M., Liu, Y. Y., Hao, G. Y., & Cao, K. F. (2017). Salt management strategy defines the stem and leaf hydraulic characteristics of six mangrove tree species. **Tree Physiology**, 37, 389–401. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw131>
- Johnson, D. M.; McCulloh, K. A.; Meinzer, F.C.; Woodruff, D. R.; Eissenstat, D.M.; Phillips, N.(2011). Hydraulic patterns and safety margins, from stem to stomata, in three eastern US tree species. **Tree Physiology**, 31(6), 659–668, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr050>
- Klekowski, E. J., Corredor, J. E., Morell, J. M., & Del Castillo, C. A. (1994). Petroleum pollution and mutation in mangroves. **Marine Pollution Bulletin**, 28(3), 166–169. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90393-X](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90393-X)
- Kodikara, K. A. S., Jayatissa, L. P., Huxham, M., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2017). The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. **Acta Botanica Brasilica**, 32(1): 37-46. <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0100>
- Krauss, K.W., Lovelock, C. E., McKee K.L., López-Hoffman, L., Ewe, S.M.L., Sousa, W. P. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. **Aquatic Botany**, 89(2), 105-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>.
- Krauss, K. W., Mckee, K. L., & Hester, M. W. (2014). Water use characteristics of black mangrove (*Avicennia germinans*) communities along an ecotone with marsh at a northern geographical limit. **Ecohydrology**, 7(2), 354–365. <https://doi.org/10.1002/eco.1353>
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., e Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, 89(2), 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Lima, T. C.M.; Paoli, A. A. S.; Girnos, E. C. (2005). Morfo-Anatomia foliar do gênero *Rhizophora* L. In: Fernandes, M. E. B. (ed.). **Os manguezais da costa norte brasileira** Vol .2. Fundação Rio Bacanga, Maranhão, Brasil, 165pp

- Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Osland, M. J., Reef, R., e Ball, M. C. (2016). The Physiology of Mangrove Trees with Changing Climate. In: Goldstein G., Santiago L. (eds) *Tropical Tree Physiology*. *Tree Physiology*, 6, 149–179. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5>
- Madrid, E. N., Armitage, A. R., e Lopez-Portillo, J. (2014). *Avicennia germinans* (black mangrove) vessel architecture is linked to chilling and salinity tolerance in the Gulf of Mexico. **Frontiers in Plant Science**, 5, 1-9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00503>
- McDowell, N.G., Fisher, R.A., Xu, C., Domec, J.C., Hölttä, T., Mackay, D.S.,... e Pockman, W.T. (2013), Evaluating theories of drought-induced vegetation mortality using a multimodel–experiment framework. **New Phytologist**, 200, 304–321. <https://doi.org/10.1111/nph.12465>
- Meinzer, F.C., Johnson, D.M., Lachenbruch, B., McCulloh, K.A. and Woodruff, D.R. (2009), Xylem hydraulic safety margins in woody plants: coordination of stomatal control of xylem tension with hydraulic capacitance. *Functional Ecology*, 23: 922–930. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01577.x>
- Méndez-Alonzo, R., López-Portillo, J., Moctezuma, C., Bartlett, M. K., e Sack, L. (2016). Osmotic and hydraulic adjustment of mangrove saplings to extreme salinity. **Tree Physiology**, 36 (12), 1562–1572. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw073>
- Menezes, M. P. M., Berger, U. e Mehlig, U. (2008). Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. **Acta Amazônica**. 38, 403–420. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000300004>
- Mitchell, P. J.; O'Grady, A. P.; Tissue, D. T.; Worledge, D.; Pinkard, E. A. Co-ordination of growth, gas exchange and hydraulics define the carbon safety margin in tree species with contrasting drought strategies. **Tree Physiology**, 4(5), 443–458, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpu014>
- Munns, R. (2002). Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, Cell and Environment**, 24, 239–250. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00808.x>
- Munns, R. e Tester, M. (2008). Mechanisms of Salinity Tolerance. **Annual Review of Plant Biology**, 59:651–68. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911>
- Murray, B. C. (2012). Economics: Mangroves' hidden value. **Nature Climate Change**, 2, 773 - 774. <https://doi.org/10.1038/nclimate1729>
- Negrão, S., Schmockel, S. M e Tester, M. (2017). Evaluating physiological responses of plants to salinity stress. **Annals of Botany**. 119: 1–11, <https://doi.org/10.1093/aob/mcw191>
- Nguyen, H. T., Stanton, D. E., Schmitz, N., Farquhar, G. D. , Boll M. C. (2015). Growth responses of the mangrove *Avicennia marina* to salinity: development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. **Annals of Botany**, 115(3), 397–407. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu257>
- Pammenter, N. W., Van der Willigen, C. 1998 . A mathematical and statistical analysis of the curves illustrating vulnerability of xylem to cavitation. *Tree Physiology* 18, 589–593. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.8-9.589>

Parihar, P., Singh, S., Singh, R., Singh, V. P. e Prasad, S. M. (2015) Effect of salinity stress on plants and its tolerance strategies: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 22, 4056–4075. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3739-1>

Pereira, L., Bittencourt, P. R. L., Oliveira, R. S., Junior, M. B. M., Barros, F. V, Ribeiro, R. V, e Mazzafera, P. (2016). Methods. **New Phytologist**, 211, 357–370. <https://doi.org/10.1111/nph.13905>

Pérez-Harguindeguy, Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P. ... Cornelissen, J. H. C. C. (2016). New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, 64, 715–716. http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO

Poorter, H. e De Jong, R. (1999). A comparison of specific leaf area, chemical composition and leaf construction costs of field plants from 15 habitats differing in productivity. **New Phytologist**, 143: 163-176. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1999.00428.x>

R Development Core Team, 2012. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**, <http://www.r-project.org/>

Ratnawati, H. I.; Aldrian, E. e Soepardjo, A. H. (2018). Variability of evaporation-precipitation (E-P) and sea surface salinity (SSS) over Indonesian maritime continent seas. **AIP Conference Proceedings 2023**, 020252, <https://doi.org/10.1063/1.5064249>

Record, S., N. D. Charney, R. M. Zakaria, e A. M. Ellison. (2013). Projecting global mangrove species and community distributions under climate change. **Ecosphere**, 4(3),34. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00296.1>

Reef, R., e Lovelock, C. E. (2015). Regulation of water balance in Mangroves. **Annals of Botany**, 115(3), 385–395. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu174>

Reef, R., Winter, K., Morales, J., Adame, M.F., Reef, D.L. e Lovelock, C.E. (2015). The effect of atmospheric carbon dioxide concentrations on the performance of the mangrove *Avicennia germinans* over a range of salinities. **Physiologia Plantarum**, 154: 358-368. <https://doi.org/10.1111/ppl.12289>

Richards, D. R., & Friess, D. A. (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 113(2), 344 - 349 . <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>

Robert, E. M. R., Koedam, N., Beeckman, H., & Schmitz, N. (2009). A safe hydraulic architecture as wood anatomical explanation for the difference in distribution of the mangroves *Avicennia* and *Rhizophora*. **Functional Ecology**, 23(4), 649–657. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01551.x>

Seibt, U., Rajabi, A., Griffiths, H. e Berry, J. A. (2008). Carbon isotopes and water use efficiency: sense and sensitivity. **Oecologia**, 155:441–454. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0932-7>

Shipley, B., Vile, D., Garnier, E., Wright, I. J. e Poorter, H. (2005). Functional linkages between leaf traits and net photosynthetic rate: reconciling empirical and mechanistic models. **Functional Ecology**, 19: 602-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01008.x>

- Sobrado, M. A. (2000). Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. **Trees**, 14(5), 0258–0262. <https://doi.org/10.1007/s004680050011>
- Sobrado, M. Hydraulic Properties of a Mangrove *Avicennia Germinans* as Affected by NaCl. (2001). **Biologia Plantarum**, 44, 435–438. <https://doi.org/10.1023/A:1012479718305>
- Sobrado, M. Effect of drought on leaf gland secretion of the mangrove *Avicennia germinans* L.. **Trees**, 16, 1–4 (2002). <https://doi.org/10.1007/s004680100122>
- Sobrado, M. A. (2007). Relationship of water transport to anatomical features in the mangrove *Laguncularia racemosa* grown under contrasting salinities. **New Phytologist**, 173(3), 584–591. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01927.x>
- perry, J.S. (2004), Coordinating stomatal and xylem functioning – an evolutionary perspective. **New Phytologist**, 162: 568-570. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01072.x>
- Sperry, J. S., Tyree, M. T., & Donnelly, J. R. (1988). Vulnerability of xylem to embolism in a mangrove vs an inland species of *Rhizophoraceae*. **Physiologia Plantarum**, 74, 276–283. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1988.tb00632.x>
- Suárez, N. (2005). Leaf construction cost in *Avicennia germinans* as affected by salinity under field conditions. **Biologia Plantarum**, 49, 111. <https://doi.org/10.1007/s10535-005-1116-0>
- Suárez, N., & Medina, E. (2005). Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. **Trees - Structure and Function**, 19 (6), 722-728. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0001-y>
- Suárez, N., e Medina, E. (2006). Influence of salinity on Na⁺ and K⁺ accumulation, and gas exchange in *Avicennia germinans*. **Photosynthetica** 44, 268–274. <https://doi.org/10.1007/s11099-006-0018-5>
- Suárez, N., e Medina, E. (2008). Efeitos da salinidade sobre a composição iônica foliar e taxa de secreção de sais em *Avicennia germinans* (L.) L. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 20(2), 131-140. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202008000200005>
- Suárez, N., Sobrado, M. e Medina, E. (1998). Salinity effects on the leaf water relations components and ion accumulation patterns in *Avicennia germinans* (L.) L. seedlings. **Oecologia**, 114, 299–304. <https://doi.org/10.1007/s004420050451>
- Suter, M., Edwards, P. J. (2013). Convergent succession of plant communities is linked to species' functional traits. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 15(4), 217-225. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2013.05.001>
- Tomlinson, P. B. **The botany of mangroves**. (2016). New York: Cambridge University Press, Cambridge, 432 pp.
- Turner, W. R., Oppenheimer, M., & Wilcove, D. S. (2009). A force to fight global warming. **Nature**, 462(7271), 278–279. <https://doi.org/10.1038/462278a>
- Tyree, M. T., & Sperry, J. S. (1989). Vulnerability of xylem to cavitation and embolism. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, 40, 19–36. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.40.060189.000315>

Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. **BioScience**, 51(10), 807-815.

[https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2)

Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., ... Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. **Nature**, 416(6879), 389–395.

<https://doi.org/10.1038/416389a>

Wang L., Zhao G., Li M., Zhang M., Zhang L., ... Xu, S. (2015) C:N:P Stoichiometry and Leaf Traits of Halophytes in an Arid Saline Environment, Northwest China. **Plos One**, 10(3): e0119935. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119935>

Ward, R.D., Friess, D. A., Day, R. H. e Mackenzie, R. A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. **Ecosystem Health and Sustainability**, 2(4). <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>

Wilson, P.J., Thompson, K. e Hodgson, J.G. (1999). Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. **New Phytologist**, 143: 155-162.

<https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1999.00427.x>

Zhu,S.; Chen,Y.; Ye, Q.; He, P.; Liu, H. ; Li, R.; ... e Cao, K. Leaf turgor loss point is correlated with drought tolerance and leaf carbon economics traits. **Tree Physiology**, 38(5), 658–663.

<https://doi.org/10.1093/treephys/tpy013>

3. TESTE DE UM SENSOR DE SALINIDADE DO SOLO DE BAIXO CUSTO PARA ESTUDOS DE ECOFISIOLOGIA DE PLANTAS.

RESUMO

Diversos fatores relacionados as mudanças climáticas globais têm se tornado um problema para todos os ecossistemas. Um fator preocupante é a salinização dos solos. A intrusão salina devido à elevação do nível do mar e o aumento da aridez em algumas áreas são os principais fatores desse aumento da salinidade em muitas áreas. Esse processo de salinização levanta a incerteza quanto a resposta das espécies, o que ressalta a necessidade de mais estudos. Uma problemática para realização de estudos é o custo elevado de alguns equipamentos e a metodologia utilizada que acaba sendo restritiva para algumas especificidades. Diante da necessidade de um equipamento de baixo custo e eficiente na mensuração da salinidade diretamente no solo, este estudo objetivou desenvolver um aparelho prático, acessível e portátil para auxiliar estudos que visam controlar a concentração de sais do solo quando aparelhos mais baratos são inviáveis e os mais robustos e caros não estão disponíveis. O sensor de salinidade apresentado aqui foi construído baseado na teoria de que é possível medir a habilidade de uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica entre dois eletrodos. Para capturar as variações na concentração de sais, construímos um circuito eletrônico usando um circuito integrado 555 e um sistema embarcado Arduino para processar o sistema. Através da variação na frequência resultante desse circuito por meio do sistema embarcado Arduino podemos ler a salinidade da solução. Para testar a eficácia do sensor de salinidade, montamos um experimento em casa de vegetação dividindo em dois grupos, um com solo com reposição de sal e outro com solo sem reposição de sal. Cada grupo foi dividido em cinco tratamentos de salinidade. Antes de cada medida teste, fazíamos a calibração em concentrações conhecidas de sal diluídos em água. Nossos resultados mostraram que o sensor detectou um acúmulo no grupo com reposição de sal e decréscimo no grupo sem reposição de sal como era esperado. Os testes confirmam a diferença entre os grupos, tratamentos e datas, confirmando a sensibilidade do sensor em quantificar salinidades contrastantes e demonstram que o sistema proposto é um dispositivo prático, de baixo custo e promissor para tal finalidade.

Palavras-chave: Arduíno. Equipamento. Sistema embarcado. Salinização

ABSTRACT

Several factors related to global climate change have become a problem for all ecosystems. A worrying factor is the salinization of soils. Saline intrusion due to rising sea levels and increased aridity in some areas are the main factors behind this increase in salinity in many areas. This salinization process raises the uncertainty regarding the species response, which highlights the need for further studies. A problem for carrying out studies is the high cost of some equipment and the methodology used, which ends up being restrictive for some specificities. In view of the need for low-cost and efficient equipment for measuring salinity directly in the soil, this study aimed to develop a practical, accessible and portable device to assist studies that aim to control the concentration of soil salts when cheaper devices are not viable and the more robust and expensive are not available. The salinity sensor presented here was built based on the theory that it is possible to measure the ability of an aqueous solution to conduct electrical current between two electrodes. To capture variations in salt concentration, we built an electronic circuit using an integrated 555 circuit and an embedded Arduino system to process the system. Through the variation in frequency resulting from this circuit through the Arduino embedded system, we can read the salinity of the solution. To test the effectiveness of the salinity sensor, we set up an experiment in a greenhouse dividing into two groups, one with soil with salt replacement and the other with soil without salt replacement. Each group was divided into five salinity treatments. Before each test measure, we performed the calibration at known concentrations of salt diluted in water. Our results showed that the sensor detected an accumulation in the group with salt replacement and a decrease in the group without salt replacement as expected. The tests confirm the difference between groups, treatments and dates, confirming the sensitivity of the sensor to quantify contrasting salinities and demonstrate that the proposed system is a practical, low-cost and promising device for this purpose.

Keywords: Arduino. Equipment. Embedded system. Salinization

3.1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm-se tornado um grande problema para todos os ecossistemas naturais no mundo (IPCC 2013, 2014). Muitos são os fatores relacionados às mudanças nos padrões climáticos que podem afetar os ambientes, dentre eles, um fator importante é a salinização dos solos (Gilman et al., 2008; Lovelock et al., 2016). Apesar de todos os solos apresentarem concentrações de sais diluídos em água, esses sais costumam ser lixiviados (Shrivastava e Kumar 2015), permanecendo em concentrações muito baixas. O problema está quando acontece um aumento excessivo na concentração salina no solo (Pimentel 2004).

Esse processo de salinização em decorrência das mudanças climáticas, entre outros possíveis fatores, está relacionado com o aumento do nível do mar, devido a intrusão de água salgada em áreas de fontes naturais de água doce (Klan et al. 2019), bem como, aumento da temperatura junto à diminuição da precipitação (IPCC, 2013). Esse problema vem afetando principalmente áreas costeiras (Essink et al. 2010), que estão em contato direto com a água do mar, afetando a sua vegetação nativa, mas também pode afetar ambientes mais distantes da costa.

Além das mudanças climáticas, a salinização também ocorre por outros motivos, como, aumento do uso de fertilizantes e irrigação com água contendo grande quantidade de sais dissolvidos (Machado e Serralheiro, 2017). Neste caso tornando-se um problema crescente também para terras agrícolas (Parihar et al 2014), isso porque a presença de sais solúveis em excesso no solo compete com a absorção e o metabolismo de nutrientes minerais essenciais para a planta (Parirah et al 2014).

Essa ameaça crescente da salinização, tanto em ecossistemas naturais quanto em terras agrícolas, vem gerando incerteza quanto a resposta das plantas e dos perigos que esse aumento pode gerar para sobrevivência de espécies naturais e cultivadas. É provável que ocorra alterações na produtividade dos ecossistemas e aumento da mortalidade vegetal por conta das alterações nas taxas de salinidade do solo, mas para confirmar é importante a realização de mais estudos.

Diante da necessidade de entender como as plantas irão responder ao acúmulo de sais no solo, muitos estudos vêm sendo realizados com diversas espécies (Pirlak e Estiken et al 2007; Hashemi et al. 2010; Silva et al. 2011; Suárez e Medina, 2005 Méndez-Alonzo et al. 2016). Porém, uma problemática existente é a metodologia utilizada para estimar a salinidade do solo. Muitos estudos não deixam claro a forma que aferem a salinidade, mas no geral, a metodologia mais utilizada é o uso de equipamentos comerciais para quantificar a condutividade elétrica a

partir da obtenção de água dos poros do solo (Kodikara et al. 2017; Lovelock et al. 2017). Uma dificuldade existente é a obtenção de água dos poros em estudos realizados em casa de vegetação com pouco sedimento ou sedimento lodoso, no qual, a obtenção de água dos poros é dificultada e pode limitar as medidas de salinidade por esse método.

Essa carência de dados sobre medidas de salinidade em experimentos ressalta a utilidade de um sensor de resposta rápida, que possua um fácil manuseio e calibração e que proporcione um resultado confiável. Devido a necessidade de utilizar um equipamento de baixo custo e eficaz para medida de salinidade, o presente artigo verificou a viabilidade de usar um sistema de baixo custo, acessível, portátil e replicável para auxiliar estudos que visam controlar a concentração de sais do solo quando aparelhos mais baratos são inviáveis e os mais robustos e caros não estão disponíveis.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

O desenvolvimento e montagem desse sistema foi inspirado no tutorial encontrado no seguinte site da internet (<https://publiclab.org/wiki/555-conductivity-meter>) (Figura 1).



Figura 1. A) Sensor de salinidade em teste no solo. B) Probe que faz a medida da condutividade no solo (é equivalente ao resistor R2 da figura 2).

Materiais

Para a montagem do sensor foram utilizados os seguintes itens:

- 2 parafusos de aço adquiridos em lojas de material de construção com 7 cm de comprimento para funcionar como probes;
- 1 CI Timer NE555
- 1 Arduino UNO
- 1 placa de solda de montagem de circuitos eletrônicos
- 1 visor para leitura do sensor
- 1 capacitor de 2.2 uF
- 1 capacitor de 10 nF
- 1 resistor de 1kOhm
- um tubo de PVC para fixar e proteger os probes

Especificações do sensor:

O sensor de salinidade foi construído baseado na teoria de que é possível medir a habilidade de uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica entre dois eletrodos. Ao submetê-los à uma corrente elétrica, a condutividade elétrica entre os dois pontos é uma função que depende da concentração de íons na solução. Portanto, variações na concentração de sal da solução representam um resistor variável em analogia à circuitos eletrônicos. Nesse caso, a resistência da solução (referida aqui como R2) pode ser entendida por meio da lei de Ohm; a condutância seria, portanto, o inverso da resistência ($C2 = 1 / R2$).

Para capturar as variações na concentração de sais, construímos um circuito eletrônico usando um circuito integrado 555 e um sistema embarcado Arduino para processar o sistema. O circuito eletrônico construído baseia-se no circuito oscilador de relaxação, onde o resistor (R2) e um Capacitor (C1) geram uma constante de tempo em um circuito multivibrador ligado de modo astável (Malvino e Bates, 2016). Ao induzir corrente elétrica nesse circuito o capacitor C1 carrega até que sua carga interna atinja uma tensão próxima da fonte de tensão; posteriormente, descarrega completamente e abruptamente. Esse ciclo de carregar e descarregar a carga do capacitor pode ser traduzida em ondas triangulares, quadradas ou em pulso dependendo do circuito criado. A frequência dessa onda depende de uma constante de tempo que é o resultado da interação de R2 e do C1; portanto, se a R2 for variável, a constante de tempo resultante do carregamento e descarregamento do C1 também vai variar. Assim podemos ler a salinidade de uma solução pela variação na frequência resultante desse circuito por meio do sistema embarcado Arduino (Malvino e Bates, 2016).

Utilizamos um circuito multivibrador astável que produz ondas quadradas periódicas, nesse caso, a amplitude da onda quadrada é constante para um certo período de tempo e depois muda abruptamente dependendo da variação do resistor associado (Malvino & Bates, 2016). O circuito integrado *timer 555* ligado no modo astável gera onda quadrada do modo eficiente e com uma frequência constante e sensível a variação do resistor (R2) (Figura 2). Quando a voltagem do capacitor (C1) atinge $\frac{2}{3}$ da tensão do circuito, um flip-flop interno cria um curto circuito com o neutro e, portanto, a saída do CI vai para zero. Nesse caso, a frequência de operação do CI é alterada em função da alteração da resistência variável (sensor de salinidade) dada por:

$$F = 1.44 / (C \times (R1 + 2 \times R2)).$$

de acordo com a equação, o resistor R2 é o probe usado para medir a salinidade do solo (Figura 1). Nesse sentido, quanto maior a condutividade elétrica entre os probes (menor a resistência), maior é a frequência de saída do timer 555. A frequência foi usada como a maior variável resposta em função das calibrações de salinidade e convertidas posteriormente em concentração de g/L de sal dissolvidos à água.

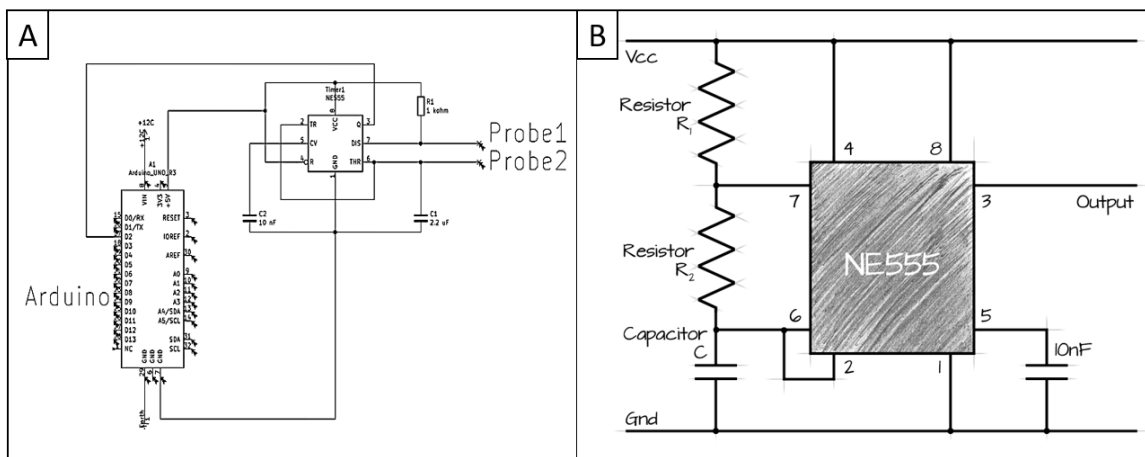


Figura 2. A) Esquema do sensor de salinidade solo testado nesse estudo. B) Esquema de montagem do microcontrolador timer 555. O resistor R2 é o equivalente à ponta do sensor (parafusos) que é variável em função da salinidade. A saída do sensor (pino 3) é ligado ao Arduino para o processamento da frequência (figura reproduzida de [https://athoselectronics.com/555-circuito-integrado/.](https://athoselectronics.com/555-circuito-integrado/))

Desenho experimental

Para testar a eficácia do sensor de salinidade, montamos um experimento composto por 50 sacos de 18 x 30 cm, preenchidos com uma mistura de substrato de manguezal e areia (proporção de 1:1). Os sacos continham pequenas aberturas em sua base que permitiam a lixiviação do substrato.

Para realização do experimento, os 50 sacos foram divididos em dois grupos que foram irrigados de formas distintas. O primeiro grupo, solo com reposição de sal, foi irrigado semanalmente e sempre com concentrações salinas pré-estabelecidas, enquanto que o segundo grupo, solo sem reposição de sal, foi irrigado com sal inicialmente e depois apenas com água fresca livre de cloro. Os dois grupos foram definidos para verificar a capacidade do solo em reter e perder sal, respectivamente. Conseqüentemente, para verificarmos a capacidade do sensor em mensurar essas condições distintas. A mensuração da salinidade com o sensor sempre foi realizada com o solo saturado de água.

Dentro dos dois grupos foram estabelecidas outras cinco divisões em tratamentos de salinidade: 1= 0g, 2= 10g, 3= 20g, 4= 40g e 5= 55g de sal marinho puro. Cada tratamento desse corresponde a quantidade de sal por litro de água que foi utilizada para irrigar os solos. Cinco sacos de solo foram utilizados em cada um dos 5 tratamentos.

Calibração

Todos os dias antes das medidas realizadas no solo o sensor foi calibrado com 12 soluções salinas conhecidas, sendo elas: 100g, 80g, 50g, 40g, 20g, 10g, 5g, 2,5g, 1,25g, 0,625g, 0,312g e 0,1g de sal por litro de água. A quantidade estabelecida de sal foi diluída em água da torneira, sendo utilizado 250 ml de cada concentração para as medidas. O valor mostrado no sensor em frequência (Hz) para cada concentração de sal foi anotado para construção das curvas de calibração de cada dia.

Análise estatística

Uma vez que o sinal do sensor a concentrações conhecidas de salinidade segue um modelo não linear, primeiramente foi realizado cálculos de ajuste da curva de calibração a partir de dois modelos log-log, nos quais o logaritmo da concentração (eixo y) foi plotado contra o logaritmo do sinal medido (eixo x) e os dados das calibrações foram ajustados aos modelos quadrático e segmentado. No modelo de log-log quadrático é feita a minimização da soma dos quadrados dos resíduos, enquanto que no modelo log-log segmentado encontra-se um ponto de quebra na equação e, posteriormente, ajusta-se a duas equações lineares superiores e inferiores

a partir desse ponto de ruptura. Ambos os modelos foram testados a fim de comparar qual apresentaria um maior coeficiente de determinação (R^2) e maior coeficiente de determinação observado versus predito ($r^2_{\text{obs_vs_pred}}$), bem como menor desvio médio quadrático da raiz (RMSD) e menor erro padrão residual (RSE) nesse processo de linearização, nos permitindo uma melhor predição da salinidade das amostras. O modelo que apresentou melhor resultado foi utilizado para prever os valores das concentrações de sal no experimento realizado no Capítulo 1.

Para avaliar a sensibilidade do sensor em detectar as diferenças entre os grupos, em cada tratamentos e ao longo das datas de mensuração utilizamos modelos mistos lineares com o pacote 'lme4' (Bates et al. 2015). Nesses modelos consideramos os grupos, os tratamentos e as datas como fatores fixos e os diferentes sacos com solo como fator aleatório. A frequência registrada pelo sensor em cada medida para cada tratamento de cada grupo é nossa variável resposta. Todas as análises foram realizadas com o software R (versão 3.6.1, R Development Core Team, Viena, Áustria).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resposta do sensor e linearização

As curvas de calibração foram construídas em seis datas e em todas as medidas elas apresentaram resposta logarítmica as concentrações de salinidade (Figura 2). A calibração, em geral, se baseia em fornecer um estímulo específico com um resultado conhecido. Dessa forma, cria-se o mapeamento direto entre as saídas do sensor e os valores esperados, sendo um processo muito importante para proporcionar a operação adequada de um dispositivo de medição minimizando erros sistemáticos (vieses) (Bychokskiy, 2003). Visto que as respostas são proporcionais entre variável conhecida e valores obtidos é necessário que as respostas às concentrações conhecidas sejam lineares, mas a não linearidade é um dos problemas mais comuns de erros nos resultados de sensores (Pereira et al. 2001). De fato, nesta análise houve maior variação na resposta do sensor para frequências maiores que 300 Hz, o que aumenta o erro das estimativas de salinidade acima de 60 g/L. Por conta disso, a linearização é um processo muito importante no desenvolvimento de um sensor, a qual deve compensar a relação não linear dos sinais de entrada e de saída do sensor (Erdem, 2010).

Neste estudo a busca pela linearização do resultado do sensor às concentrações conhecidas foi testada por dois modelos log-log quadrático e o log-log segmentado. O modelo

que apresentou melhor ajuste foi o log-log segmentado comparado ao log-log quadrático (Figura 2). A Tabela 1 mostra que o modelo log-log segmentado apresentou maior R² em praticamente todas as datas, bem como, menor valor de RMSD e RSE, o que nos permite afirmar que o log-log segmentado apresentou melhores resultados, sendo mais eficiente no processo de linearização das curvas de calibração neste estudo. Além disso, o modelo apresentou menor resíduo, que significa maior a chance de ter boas estimativas dos parâmetros (Gunst e Mason, 1980).

Tabela 1 - Comparação dos resultados dos modelos log-log quadrático e log-log segmentado.

Date	Log-log Quadratic model				Log-log segmented model			
	R ²	obs_vs_pred	RMSD	RSE	R ²	obs_vs_pred	RMSD	RSE
02/15/19	0.97	0.97	9.64	0.34	0.99	0.98	5.00	0.19
02/21/19	0,99	0.98	6.90	0.20	0.98	0.97	8.31	0.24
02/28/19	0.98	0.98	5.72	0.23	0.99	0.98	3.82	0.13
03/08/19	0.98	0.98	6.51	0.27	0.99	0.99	3.82	0.22
03/13/19	0.96	0.95	12.87	0.42	0.99	0.93	9.12	0.17
04/30/19	0.96	0.95	13.16	0.45	0.99	0.93	9.32	0.19

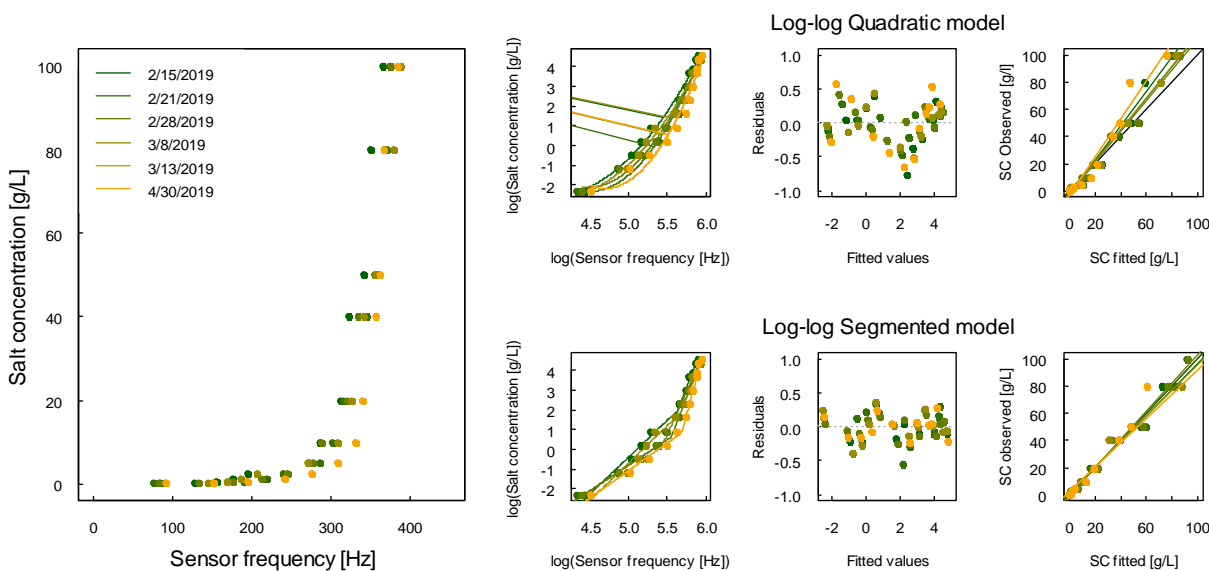


Figura 3 - Comparação entre a curva de calibração sem ajuste e o resultado do ajuste, resíduos e relação entre observado versus predito após ajuste por log-log quadrático e log-log segmentado.

Aplicação do modelo de melhor ajuste

Uma vez que o modelo log-log segmentado se mostrou mais eficiente no processo de linearização dos dados da curva de calibração, o seu resultado foi utilizado para prever os valores das concentrações de sal do solo de cada tratamentos de ambos os grupos ao longo do experimento (Figura 4). Os resultados das predições mostram que o sensor apresentou valores um pouco abaixo do que foi irrigado, mas relativamente próximos em cada tratamento, assim como, um acúmulo no grupo com reposição de sal e decréscimo no grupo sem reposição de sal como era esperado (Figura 4).

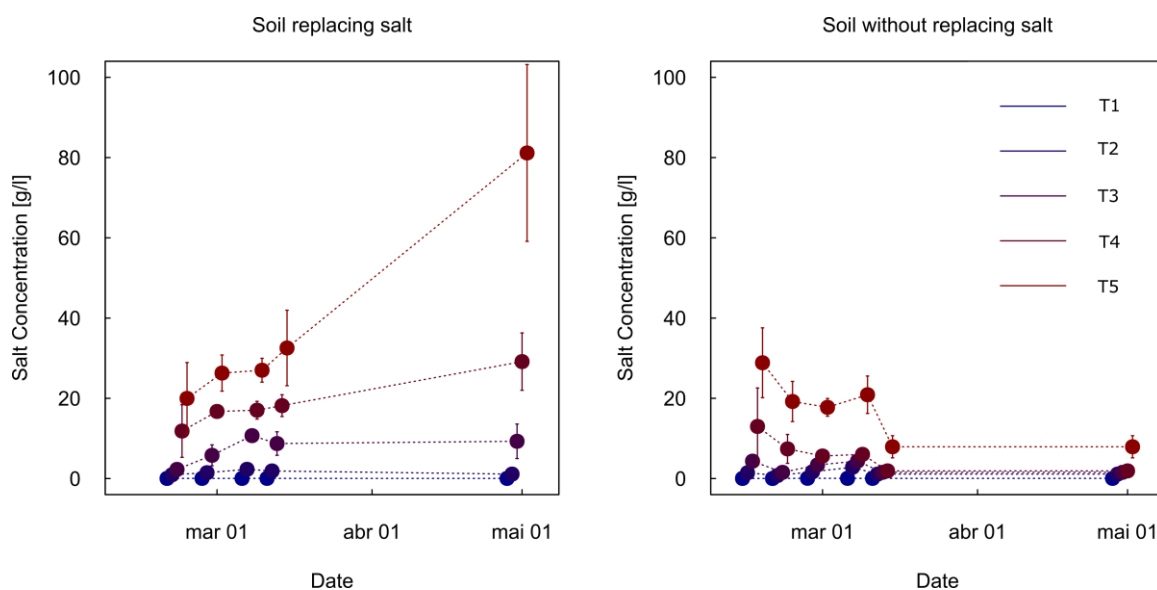


Figura 4 - Concentração de sal predita pelo modelo log-log segmentado para cada data de mensuração.

Análise de variação de salinidade entre os grupos e tratamentos

A análise por modelos mistos lineares mostrou uma variação fortemente significativa entre todas as variáveis analisadas (Tabela 2). Os solos do grupo sem reposição de sal apresentaram diferença mais acentuada entre os tratamentos e aumento (acúmulo) de sal principalmente no tratamento 5 (Figura 4). Além disso, de acordo com o esperado pelo erro associado às estimativas do modelo para valores acima de 60 g/L (Figura 3), aumentou a variação em torno da média para o tratamento 5. Enquanto que o grupo sem reposição de sal apresentou diferença entre os tratamentos nas primeiras medidas, mas essa diferença foi diminuindo com o passar das mensurações. No final apresentou valores bem próximos entre os tratamentos em decorrência do decréscimo da salinidade pela irrigação apenas com água doce (Figura 4). Apesar das estimativas apresentarem mais erros em concentrações elevadas, o protótipo do sensor ainda foi funcional e capaz de perceber o acúmulo de sal no solo no tratamento de complementação de sal, e o decréscimo da concentração de sal no tratamento sem reposição de sal.

Tabela 2 - Comparação dos resultados dos modelos log-log quadrático e log-log segmentado.

	Sensor		
	DF	F	<i>p</i>
Grupo	1	317.3	<0.001
Tratamento	4	3298	<0.001
Data	4	38.4	<0.001
Grupo:Tratamento	4	67.4	<0.001
Grupo:Data	4	35.4	<0.001
Tratamento:Data	16	6.1	<0.001
Grupo:Tratamento:Data	16	8.3	<0.001

3.5 CONCLUSÃO

Este artigo apresenta um sensor prático, portátil e de baixo custo para medir a salinidade do solo. Nossos resultados experimentais demonstram que, se devidamente calibrado, o sensor apresenta uma boa percepção das variações de sal no solo, tanto para acúmulo quanto para decréscimo na salinidade, sendo o sistema proposto como um dispositivo promissor para tal finalidade. No entanto, mais testes são necessários para confirmar seu desempenho, como: testes em solos diferentes, estudos de campo e comparação com outros dispositivos comerciais, além de identificar um possível efeito da temperatura no funcionamento do sensor.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

REFERÊNCIAS

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bychkovskiy V., Megerian S., Estrin D., Potkonjak M. (2003) Uma abordagem colaborativa para calibração de sensores no local. In: Zhao F., Guibas L. (eds) **Information Processing in Sensor Networks**. IPSN 2003. Lecture Notes in Computer Science, vol. 2634. Springer, Berlim, Heidelberg.
- Erdem, H. (2010). Implementation of software-based sensor linearization algorithms on low-cost microcontrollers. **ISA Transactions**, 49(4), 552-558. <https://doi.org/10.1016/j.isatra.2010.04.004>
- Essink, G. H. P. O., van Baaren, E. S., and de Louw, P. G. B. (2010), Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands, **Water Resources Research**, 46, <https://doi.org/10.1029/2009WR008719>

Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany**, 89, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>

Gunst, R., Mason, R. (1980). **Regression Analysis and its Application**. Boca Raton: CRC Press, <https://doi.org/10.1201/9780203741054>

Hashemi, A., Abdolzadeh, A. e Sadeghipour, H. R. (2010). Beneficial effects of silicon nutrition in alleviating salinity stress in hydroponically grown canola, *Brassica napus* L., plants. **Soil Science & Plant Nutrition**, 56: 244-253. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00443.x>

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Cambridge, United Kingdom and New York, Cambridge University Press, 1535 pp.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). **Climate Change 2014: Synthesis Report**. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Khan, A. E., Ireson, A., Kovats, S. , Mojumder, S. K. , Khusru, A. , Rahman, A. e Vineis, P. (2011). Drinking Water Salinity and Maternal Health in Coastal Bangladesh: Implications of Climate Change. **Environmental Health Perspect.** 119, 1328–1332. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002804>

Kodikara, K. A. S., Jayatissa, L. P., Huxham, M., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2017). The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. **Acta Botanica Brasílica**, 32(1): 37-46. <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0100>

Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Osland, M. J., Reef, R., e Ball, M. C. (2016). The Physiology of Mangrove Trees with Changing Climate. In: Goldstein G., Santiago L. (eds) *Tropical Tree Physiology*. Tree Physiology, 6, 149–179. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5>

Lovelock, C. E., Feller, I. C., Reef, R., Hickey, S., Ball, M. C. (2017). Mangrove dieback during fluctuating sea levels. **Scientific Report**, 7, 1680. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>

Malvino, A. e Bates, D. J.(2016). **Eletrônica** [recurso eletrônico]. Porto Alegre: AMGH, 8. ed. v. 2. 1009pp.

Machado, R.M.A.; Serralheiro, R.P.(2017) Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. **Horticulturae**, 3(2), 30. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030>

Méndez-Alonzo, R., López-Portillo, J., Moctezuma, C., Bartlett, M. K., & Sack, L. (2016). Osmotic and hydraulic adjustment of mangrove saplings to extreme salinity. *Tree Physiology*, 36 (12), 1562-1572. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw073>

Parihar, P., Singh, S., Singh, R., Singh, V. P. e Prasad, S. M. (2015) Effect of salinity stress on plants and its tolerance strategies: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 22, 4056–4075. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3739-1>

Pereira, J. M. D., Girão, P. M. B. S e Postolache, O. (2001). **Fitting Transducer Characteristics to Measured Data**. IEEE Instrumentation & Measurement Magazine, Vol. 4, pp. 26-39.

Pimentel, D., Berger, B., Filiberto, D., Newton, M., Wolfe, B., Karabinakis, E., ... e Nandagopal, S.(2004) Water Resources: Agricultural and Environmental Issues. **BioScience** 54(10), 909-918. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0909:WRAAEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0909:WRAAEI]2.0.CO;2)

Pirlak, L. e Eşitken, A. (2007). Salinity effects on growth, proline and ion accumulation in strawberry plants. **Acta Agriculturae Scandinavica**, 54(3), 189-192. <https://doi.org/10.1080/0906471040030249>

R Development Core Team, 2012. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**, <http://www.r-project.org/>

Shrivastava, P., Kumar, R.(2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. **Saudi Journal of Biological Sciences**, 22(2), 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.001>.

Silva, E.N., Ribeiro, R.V., Ferreira-Silva, S.L., Viégas, R.A., Silveira, J. A. G. (2010) Comparative effects of salinity and water stress on photosynthesis, water relations and growth of *Jatropha curcas* plants. **Journal of Arid Environments**, 74(10), 1130-1137. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.036>.

Suárez, N., & Medina, E. (2005). Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. **Trees - Structure and Function**, 19 (6), 722-728. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0001-y>