



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**DAVID HÉLIO MIRANDA DE MEDEIROS**

**INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA HETEROGENEIDADE DE PAISAGENS  
ESTUARINAS DO DOMÍNIO MORFOCLIMÁTICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

**FORTALEZA/CE**

**2020**

DAVID HÉLIO MIRANDA DE MEDEIROS

INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA HETEROGENEIDADE DE PAISAGENS  
ESTUARINAS DO DOMÍNIO MORFOCLIMÁTICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de Concentração: Dinâmica de processos ambientais costeiros e oceânicos.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lidriana de Souza Pinheiro.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

M641i Miranda de Medeiros, David Hélio.

Influência da salinidade na heterogeneidade de paisagens estuarinas do domínio morfoclimático do semiárido brasileiro / David Hélio Miranda de Medeiros. – 2020.  
237 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2020.  
Orientação: Profa. Dra. Lidriana de Souza Pinheiro.

1. Pedogeomorfologia. 2. Planícies estuarinas. 3. Hipersalinidade em estuários. 4. Solos de apicuns e manguezais. I. Título.

CDD 551.46

---

DAVID HÉLIO MIRANDA DE MEDEIROS

INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA HETEROGENEIDADE DE PAISAGENS  
ESTUARINAS DO DOMÍNIO MORFOCLIMÁTICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de Concentração: Dinâmica de processos ambientais costeiros e oceânicos.

Aprovada em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lidriana de Souza Pinheiro (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof. Dra. Adryane Gorayeb Nogueira Caetano  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof. Dr. Frederico de Holanda Bastos  
Universidade Estadual do Ceará

---

Prof. Dr. Sergio Rossi  
Università del Salento

**Dedico a Deus e minha família**

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe Maria Miranda, meu maior exemplo de força. À minha esposa Mayara Lílian, fonte de amor, carinho, companheirismo e apoio nos momentos mais difíceis. Ao nosso filho Davi Miranda, maior orgulho da minha vida, que a sua existência me estimula a vencer desafios e alcançar sonhos; cada momento ganho forças para ser o seu herói. Aos meus sobrinhos Iago Miranda e Anna Deyse, que também são “meus filhos”, em que a existência de vocês me engratece perante todas as dificuldades. Aos meus irmãos Dário Miranda e Deyse Miranda (*in memoriam*) por terem participado decisivamente no meu desenvolvimento, sempre me orientando para a escolha dos melhores caminhos. Meu pai José Hélio pelos ensinamentos. A minha cunhada Santana pela base dada a minha família materna. Ao meu sogro Manoel Nascimento, sogra Lúcia Araújo, cunhado Maurício Araújo e cunhadas Marcela Luana e Marília Larissa por participarem das nossas vidas e apoiar nossos rumos.

À minha orientadora Profa. Dr<sup>a</sup>. Lidriana de Souza Pinheiro por compartilhar seus conhecimentos, pela confiança, palavras de incentivo, atenção e apoio em todos os momentos da minha caminhada na pós-graduação. Serei sempre grato!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará (PPGCMT/UFC), pela formação no doutorado, auxílio financeiro para os campos e especialmente aos professores que tive oportunidade de cursar disciplinas: Prof. Jáder Onofre, Profa. Maria Ozilea, Profa. Kamila Vieira, Prof. Vicente Faria, Profa. Hortência Barroso, Profa. Rozane Marins, Prof. Luiz Drude e Prof. Luís Parente. Agradeço a Isabela (secretária) e aos coordenadores em exercício Prof. Carlos Teixeira, Prof. Marcelo Soares e Prof. Luis Ernesto, que sempre atenderam minhas solicitações com muita dedicação.

Aos professores Rivelino Martins Cavalcante (UFC), Frederico de Holanda Bastos (UECE), Adryane Gorayeb Nogueira Caetano (UFC) e Sérgio Rossi (Università del Salento) pela disposição de avaliar esta pesquisa, promovendo contribuições muito relevantes para o aprimoramento do nosso estudo. Agradeço ao Prof. Luis Ernesto, que participou junto aos professores Rivelino Cavalcante e

Frederico de Holanda, do meu processo de qualificação, contribuindo significativamente para o desenvolvimento desta tese de doutorado.

Aos professores Rita Salgueira, Cynthia Romariz e Daniel Moreira, pelo curso de importantes disciplinas no Programa de Pós-Graduação em Geologia da UFC. A Profa. Andrea Almeida Cavalcante, orientadora do mestrado, que ainda teve oportunidade de cursar a disciplina Geomorfologia Fluvial, no Programa de Pós-Graduação em Geografia da UECE.

Aos professores Pedro Walfir (UFPA) e Marcelo Moro (UFC) pelas importantes contribuições durante a semana de projetos de pesquisa do PPGCMT/UFC.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais - PPGCMT/UFC, em especial a Cyntia Morais, Ivo Orellana, Jordana Leite, César Barrios, Ítala, Ellano, Natália, Ravena e Luysa.

Aos colegas e técnicos do Laboratório de Oceanografia Geológica – LOG/UFC, Dra. Mônica Pimenta, Dr. Paulo Ferreira Gomes, Dr. José Gonzaga, Dr. Gleidson Gastão, Larissa Plutarco, Karina Gurgel e Ana Rodrigues. Agradecimento especial a Maria Cidrônea (Cida) pelo apoio, ensinamentos e na realização de parte das análises das amostras; ao amigo Regimário Lima Filho, pelos bons momentos de descontração, e, sobretudo no auxílio à realização das coletas no estuário do Rio Acaraú.

Aos meus amigos do Laboratório de Geologia e Geomorfologia Costeira e Oceânica – LGCO/UECE, Prof. Maciel de Moura, Francisco Oricélio, Filipe Maciel, Prof. Davis de Paula, Prof. Eduardo Lacerda, Renan Pinheiro, Rhaiane Rodrigues, Assis Aquino e Prof. Mailton Rocha. Agradeço ao Antônio Ximenes (Tião), Prof. Paulo Pessoa e Ane Calandrine, pelo apoio durante os campos para realização das amostras nos estuários-lagunares de Itarema e no Coreau (em Camocim), ainda com discussões integradas que resultaram em produtos desta e de outras pesquisas.

Ao Laboratório de Ecologia do Semiárido - LABESA/UFRN, em especial ao meu amigo Prof. Renato de Medeiros Rocha, orientador durante a graduação, que ainda disponibilizou seus orientandos e colegas de trabalho para me auxiliarem durante as coletas nos estuários do Rio Grande do Norte.

Aos amigos João Paulo, Adonias, Samuel, Iure, Lucas Costa, Julianna Figueiredo, Milton Filho e Anderson Adailson, que estiveram presentes nos trabalhos de campo e laboratório, para os meus estudos nos estuários do Rio Grande do Norte, e claro, pelos bons momentos de descontração.

Ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta – LASAP/UFERSA, em especial ao Prof. José Francismar e demais técnicos, pela importante parceria que resultou em todas as análises de solos que foram coletadas nesta pesquisa.

As empresas salineiras NORSAL, CIMSAL, SALINOR, CIASAL e SDB pelo apoio logístico durante as atividades de campo nos estuários do Rio Grande do Norte.

Ao CNPq pelo financiamento do Projeto Edital Universal - 431456/2016-0, intitulado “Dinâmica ambiental e impactos nos sistemas estuarinos-lagunares da costa Oeste do Estado do Ceará”, coordenado pela Profa. Dra. Lidriana de Souza Pinheiro, que resultou no custeio de atividades de campo e análises laboratoriais nos estuários da Costa Cearense. Ao Pronex/Funcap/CNPq pelo suporte financeiro ao projeto “Geodiversidades, Interações e Impactos Socioambientais no Sistema Praia-Plataforma da Costa Oeste do Estado do Ceará”, coordenado pelo Prof. Dr. Jáder Onofre de Moraes, que deu suporte financeiro e logístico para realização dos trabalhos de campo.

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

Muito obrigado!

*“A sorte é apenas o cuidado meticuloso  
com os pequenos detalhes.”*

*(Autor desconhecido)*

*Afinal...*

*“Eu sou de uma terra que o povo padece,  
mas não esmorece e procura vencer.”*

*(Patativa do Assaré)*

## RESUMO

Ao longo do litoral setentrional do Nordeste brasileiro, alguns estuários são vulneráveis às condições de hipersalinização, em decorrência dos aspectos hidroclimáticos, morfoestruturais e pedológicos. As diferentes concentrações de sais condicionam o desenvolvimento de paisagens particulares no âmbito regional. Esta pesquisa objetiva delinear a influência da salinidade na formação das paisagens de planícies estuarinas tropicais, com ênfase nos domínios morfoclimáticos do semiárido brasileiro. Para tanto, em estuários do Ceará e Rio Grande do Norte foram coletadas amostras de solos, sendo analisadas granulometria, condutividade elétrica, pH (água), matéria orgânica, macronutrientes e micronutrientes. Foram obtidos os índices: soma de bases (SB); capacidade de troca catiônica efetiva (t); capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC); saturação por bases (V %); saturação por alumínio trocável (m %) e a percentagem de sódio trocável (PST). A análise da variação dos parâmetros físico-químicos foi realizada por meio da estatística e geoestatística. Foram processadas imagens orbitais para identificar a diversidade multitemporal da composição florística e de solos expostos. Por meio de sensores orbitais, foram gerados modelos altimétricos, e extraído as informações de drenagens, visando associação integrada destas condicionantes. Como resultados, têm-se que valores de pH foram predominantemente alcalinos, embora tenha ocorrido registros de acidez. O Na<sup>+</sup> foi dominante no complexo sortivo, seguido Mg<sup>2+</sup>, ambos apresentando os registros mais elevados em superfície nos estuários Apodi/Mossoró (921,03 cmol/dm<sup>3</sup>) e Piranhas/Assú (805,5 cmol/dm<sup>3</sup>), quando comparados com outras áreas hipersalinas do mundo. Nestes estuários, os elevados níveis de sais apresentaram concentrações relativas à evaporitos precipitados. A deficiência hídrica anual na área de estudo atingiu até 1.829,8 mm, como observado no estuário Piranhas/Assú. No estuário do Acaraú, a salinidade influencia diretamente na expansão dos vegetais glicófitos e halófitos, estando os manguezais situados impreterivelmente até 40 cmol/dm<sup>3</sup> de sódio, em compartimentos de inter e inframaré. Neste estuário, a partir da Latitude 2°52'S ao sul, a diminuição do sódio associada com a maior influência terrígena em planícies acima da cota de inundação fluvio-marinha, permite que a vegetação halófito de mangue seja substituída por vegetais glicófitos; as franjas de mangue passam a ocorrer margeando os canais. Em alguns perfis abertos em apicuns dos estuários Piranhas/Assú, Porto do Capim e

Camurupim, os níveis de matéria orgânica foram superiores em subsuperfície, sugerindo ambientes pretéritos de manguezais; as restritas drenagens, lençol freático e a elevada evapotranspiração promovem a movimentação de sais nos perfis dos solos. Foi constatado que as planícies hipersalinas holocênicas decorrem de três condições: estágio momentâneo, associadas aos manguezais; recobrimento de um antigo ambiente de manguezal por sedimentos arenosos, com elevada salinidade na superfície e/ou subsuperfície; ambientes desconectados dos manguezais, com condições hipersalinas que não permitem a fixação de mangue, podendo apresentar paisagens desérticas. Portanto, esta pesquisa contribui, em termos de escala de análise desde local até regional, para o avanço do conhecimento sobre elementos naturais e antrópicos que determinam as paisagens estuarinas, podendo servir como um instrumento para compatibilizar a conservação com as formas de usos dos ambientes hipersalinos costeiros.

**Palavras-chave:** Pedogeomorfologia; planícies estuarinas; hipersalinidade em estuários; solos de apicuns e manguezais.

## ABSTRACT

Along the northern coast of Northeast Brazil, some estuaries are vulnerable to hypersaline conditions due to hydroclimatic, morphostructural, and pedological aspects. Varying salt concentrations tend to condition the development of particular landscapes at the regional level. This research aims to delineate the influence of salinity on the formation of landscapes of tropical estuarine plains, with emphasis on the morphoclimatic domains of the Brazilian semiarid region. For this purpose, soil samples were collected in the Ceará and Rio Grande do Norte estuaries; subsequently, granulometry, electrical conductivity, pH (water), organic matter, macronutrients, and micronutrients were analyzed. The following indexes were obtained: sum of bases (SB), effective cation exchange capacity (t), cation exchange capacity at pH 7.0 (CTC), saturation for bases (V %), saturation for exchangeable aluminium (m %), and the percentage of exchangeable sodium (PST). The analysis of the variation of physical and chemical parameters was carried out using statistics and geostatistics. Orbital images were processed to identify the multitemporal diversity of the floristic composition and exposed soils. Altimetric models were generated using orbital sensors, and drainage information was extracted, aiming at the integrated association of these conditions. Although the pH of these soils are predominantly alkaline, there have been records of acidic pH values as well. Furthermore, Na<sup>+</sup> concentration was the highest in the serum complex, which was followed by Mg<sup>2+</sup> concentration; these ion concentrations exhibited the highest surface records in the Apodi/Mossoró (921.03 cmol/dm<sup>3</sup>) and Piranhas/Assú (805.5 cmol/dm<sup>3</sup>) estuaries, as compared to those in other hypersaline areas of the world. In these estuaries, high salt concentrations were observed due to precipitated evaporation. The annual water deficiency in the study area reached up to 1,829.8 mm, as observed in the Piranhas/Assú estuary. In the Acaraú estuary, salinity directly influences the expansion of glycophytic and halophytic plants, with mangroves located in regions containing up to 40 cmol/dm<sup>3</sup> of sodium in intertidal and subtidal compartments. In this estuary, from latitude 2°52' S to the south, the decrease in sodium was associated with the greater earthly influence on plains above the fluvial-marine flood quota, and allowed the mangrove halophytic vegetation to be replaced by glycophytic plants; the mangrove fringes were subsequently observed to border the channels. In some open profiles in the Piranhas/Assú estuaries, Porto do Capim,

and Camurupim estuaries, organic matter levels were higher in the subsurface, thereby suggesting the presence of past mangrove environments; restricted drainage, groundwater, and high evapotranspiration promote salt movement in the soil profiles. It was found that the Holocene hypersaline plains result from three conditions: a momentary stage associated with mangroves; covering of an old mangrove environment by sandy sediments, with high salinity on the surface and/or subsurface; disconnected environments from the mangroves, with hypersaline conditions that do not allow mangrove fixation, and may present desert landscapes. Therefore, in terms of the scale of analysis (from local to regional), this research contributes to the advancing knowledge about natural and human-made elements that determine estuarine landscapes, and serves as a tool to achieve compatible conservation with different forms of coastal hypersaline environments.

**Keywords:** Pedogeomorphology; estuarine plains; hypersalinity in estuaries; apicun and mangrove soils.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da área de estudo. ....	32
Figura 2 - Altimetria das bacias sedimentares que dominam os estuários estudados.	33
Figura 3 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Coreaú (Ceará). ....	36
Figura 4 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Acaraú e estuários-lagunares adjacentes (Ceará). ....	37
Figura 5 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte). ....	38
Figura 6 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário dos Rios Piranhas/Assú, Porto do Capim e Camurupim (Rio Grande do Norte). ....	39
Figura 7 - Compartimentação do litoral setentrional do RN, entre os sistemas de falhas Afonso Bezerra e Carnaubais. ....	40
Figura 8 – Construção de reservatórios e barramentos/barragens nas bacias hidrográficas Coreaú, Acaraú, Litorâneas (CE e RN), Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú influenciadas pela semiaridez. ....	42
Figura 9 - Corpo hídrico suscetível ao aumento da salinidade das águas, decorrente de vazões reduzidas, que promovem abastecimento de lençol freático (5°12'3.39"S/ 36°36'15.92"O). ....	43
Figura 10 – Bosque de mangue, com distintos estágios de desenvolvimento sucessional no Estuário do Rio Galinhos, adjacente ao Rio Camurupim (A). Mangue em estágio avançado, evidenciado pelo desenvolvimento estrutural de raízes aéreas de <i>Rhizophora mangle</i> no Estuário do Rio Acaraú (B). Sucessão de ambiente de manguezal para apicum e/ ou de apicum para manguezal na Laguna do Sargento (C1), com troncos mortos e outros vivos (brotamento de folhas mangue de <i>Avicennia schaueriana</i> ) (C2). Ainda ocorrem extensos ambientes de apicuns (área hipersalina), completamente desprovidos de cobertura vegetal, como no estuário dos rios Acaraú (2°49'44.54"S / 40°10'30.81" O) (D1) e Piranhas/Assú (5°12'16.26"S / 36°36'23.31"O) (D2). ....	45

Figura 11 - Localização da área de estudo no contexto do Estuário do Rio Apodi/Mossoró. ....	49
Figura 12 - Disposição hipersalina na área de estudo, em 27 de julho de 2005. ....	52
Figura 13 – Distribuição espacial da concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/L) em poços subterrâneos no entorno da área de estudo.....	53
Figura 14 - Relação de altitude, drenagem superficial e subsuperficial (percolação de águas marinhas) e Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) para constituir sistema lacustre vulnerável a hipersalização. ....	54
Figura 15 - Típicos vegetais halófitos presentes ao longo da área de estudo (A), como <i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L. (B) e <i>Batis maritima</i> L. (C).....	55
Figura 16 - Localização do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN). ....	59
Figura 17 - Composição RGB bandas 6-5-4, do ano de 2013 (A) e 2015 (B). ....	62
Figura 18 - SAVI do ano de 2013, do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).....	65
Figura 19 - SAVI do ano de 2015, do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).....	66
Figura 20 – Pontos de amostras de solos coletados em planícies estuarinas no litoral Noroeste do Estado do Ceará, através de trado caneco (A1) e armazenamento em saco plástico (A2) para análises de propriedades físicas e químicas de solos. ....	70
Figura 21 - Resultados das análises granulométricas no estuário do Rio Coreaú. ...	72
Figura 22 - Resultados das análises granulométricas nos estuários-lagunares.....	73
Figura 23 - Registro de <i>Conocarpus erectus</i> nos estuários-lagunares, em áreas mais elevadas, distantes dos canais estuarinos e nas bordas dos manguezais (2°54'21.92"S / 39°54'56.34"O). ....	80
Figura 24 - Abertura manual de trincheira para caracterizar o horizonte glei do solo, e mosqueados por oxidação de ferro no Ponto 3 (estuários-lagunares), em área de transição entre manguezais, apicuns e canais estuarinos (2°51'7.62"S / 40°2'49.59"O).....	82
Figura 25 – Localização do estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte/Brasil). Distribuição dos pontos de amostragens ao longo da área de estudo.	85

Figura 26 – Utilização de trado caneco (A) para amostras de solos em horizonte glei de solos de apicuns (B) do estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN).....	86
Figura 27 – Planícies hipersalinas: (A) vegetação herbácea halófitas (P 29); (B) solos ausentes de vegetação com gretas de contração poligonais (P 30); (C) depósitos evaporíticos (P 26). .....	92
Figura 28 - Localização da área de estudo com locais selecionados para amostragens.....	100
Figura 29 – Pontos de amostras de solos coletados no estuário do Rio Acaraú (CE).114	
Figuras 30 – Locais de amostras de solos no estuário do Rio Acaraú (CE) em depressão de ilha (Pontos 9a - A) e em antigo canal de drenagem (Ponto 9b - B).115	
Figura 31 – Pontos de amostras de solos coletados no estuário do Rio Acaraú (CE) sob o contexto pedológico e geológico de acordo com instituições oficiais. ....	116
Figura 32 – Amostras de solos coletados nos ambientes de aparente maior higidez e equilíbrio de manguezais ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	117
Figura 33 – Procedimentos de coleta e preservação de amostras com auxílio de trado caneco (A1 – coleta; A2 – preservação da amostra) e cavadeira (B). ....	118
Figura 34 – MDE do estuário do Rio Acaraú e entorno.....	120
Figura 35 – Declividade do estuário do Rio Acaraú e entorno. ....	121
Figura 36 – Configuração morfológica de estuário planície costeira para o canal principal do Rio Acaraú (CE), diante da tendência afunilamento à montante. ....	122
Figura 37 – Barramento construído no leito do rio, adjacente ao ponto 16 (15 Km do mar) (2°55'3.75"S / 40°9'43.11"O).....	123
Figura 38 – Condicionantes parciais e reflexos morfológicos da drenagem no sistema estuarino estudado.....	124
Figura 39 – Mudanças na orientação da drenagem do canal principal. ....	125
Figura 40 - Índice de Sinuosidade de canais estuarinos adjacentes aos pontos 2 e 6.126	
Figura 41 - Índice de Sinuosidade de canal estuarino conexo aos pontos 9a, 9b e 10.127	
Figura 42 - Canal meandrante adjacente aos pontos 9a, 9b e 10.....	127
Figura 43 - Adaptações geomorfológicas ao contexto hidrológico. ....	128

Figura 44 - Vegetais glicófitos e halófitos nas áreas depressivas ao longo da seção 9a, 9b, 10 e 1 (A). Franja de mangue (B) ao longo de canal vulnerável a erosão e deposição (C) entre os pontos 9a e 10. ....	129
Figura 45 - Disposição dos manguezais em ilhas do estuário do Rio Acaraú (CE). 130	
Figura 46 – Distribuição espacial do pH em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).158	
Figura 47 – Distribuição espacial do H + Al em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).159	
Figura 48 – Distribuição espacial do Zn em solos do estuário do Rio Acaraú (CE). 160	
Figura 49 – Distribuição espacial do K em solos do estuário do Rio Acaraú (CE). . 161	
Figura 50 – Distribuição espacial do Na em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).162	
Figura 51 – Distribuição espacial do Mg em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).163	
Figura 52 – Distribuição espacial da CTC em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).164	
Figura 53 – Distribuição espacial da PST em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).165	
Figura 54 – Distribuição espacial da Areia Grossa em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).....	166
Figura 55 – Distribuição espacial do Silte em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).167	
Figura 56 – Mapeamento pedológico do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	173
Figura 57 – Localização da área de estudo.....	176
Figura 58 - Técnica de segmentação dos dados da imagem LandSat 8, do ano de 2015, em composição RGB – 654, sob resolução espacial de 15m (por fusão de bandas multiespectrais com pancromática). ....	177
Figura 59 - Representação visual das classes obtidas em uma das composições aplicadas em imagem LandSat 8. ....	177
Figura 60 – Apicum no estuário do Rio Piranhas/Assú (5°5'59.02"S / 36°38'20.02"O), onde foram amostrados perfis de solo (P1).....	178
Figura 61 – Ambiente de apicum não associado a manguezais (A) no estuário do Rio Piranhas/Assú (P2), onde foram amostrados perfis de solos (B) (5°12'16.26"S / 36°36'23.31"O).....	179
Figura 62 – Variação de mangue/manguezais e apicus/salgados entre os anos de 1984 e 2015, com base em aplicação de GEOBIA. ....	181

Figura 63 – Variação de mangue/manguezais e apicus/salgados entre os anos de 1984 e 2015, com base em aplicação de GEOBIA. ....	182
Figura 64 – Presença de biodetritos marinhos (conchas) onde foram amostrados perfis de solos a uma distância de 22 km da foz (Ponto 2) (5°12'16.26"S / 36°36'23.31"O).....	184
Figura 65 - Estuários suscetíveis a hipersalinização nas regiões temperadas, áridas, tropicais e subtropicais. ....	189
Figura 66 - Fragmentos de paisagens intituladas de “desertos salinos” (A, B, C) similares aos “sabkha” (D, F) e “salt flats (E).. ....	192
Figura 67 - Localização da área estudada por Pinheiro et al., (2020 no prelo) (A) e variação de manguezais (pixels em tom vermelho escuro) entre os anos de 1985 a 2018 (B).....	196
Figura 68 - Manguezais globais sob estuários suscetíveis a hipersalinização. ....	202

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Classificação da concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/L) em poços subterrâneos no entorno da área de estudo. ....	53
Gráfico 2 - Precipitação pluviométrica acumulada mensal dos anos de 2011 a 2015 e normais pluviométricas (1961-1990) da estação meteorológica de Macau (RN). ....	60
Gráfico 3 - Balanço hídrico climatológico para o município de Macau (RN), entre os anos de 2012 a 2015. ....	64
Gráfico 4 - Percentual granulométrico (%) por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície. ....	101
Gráfico 5 - A Análise dos componentes principais das variáveis: componentes 1 x 2 (A) e componentes 1 x 3 (B). ....	105
Gráfico 6 – Boxplot de micronutrientes dos solos: Ferro (A), Manganês (B), Zinco (C) e Cobre (D). ....	138
Gráfico 7 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e SB (A), Na e CTC (B) e Na e t (C), entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	141
Gráfico 8 - Diagrama de dispersão das variáveis Silte e CTC, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	142
Gráfico 9 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e PST, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	143
Gráfico 10 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e Mg, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	143
Gráfico 11 - Diagrama de dispersão das variáveis Mg e CTC (A), Mg e SB (B), Mg e t (C) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	144
Gráfico 12 - Diagrama de dispersão das variáveis N e MO (A), N e Ca (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	145
Gráfico 13 - Diagrama de dispersão das variáveis MO e Ca entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	146
Gráfico 14 - Diagrama de dispersão das variáveis MO e Silte entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	147

Gráfico 15 - Diagrama de dispersão das variáveis Ca e Silte entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).....	147
Gráfico 16 - Diagrama de dispersão das variáveis pH e Al <sup>3+</sup> (A), pH e H+Al, pH e Zinco (C), pH e V (D), entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	149
Gráfico 17 - Diagrama de dispersão das variáveis Al <sup>3+</sup> e V (A), H+Al e V (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	150
Gráfico 18 - Diagrama de dispersão das variáveis H+Al e Zinco entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	151
Gráfico 19 - Diagrama de dispersão das variáveis Zinco e V entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	151
Gráfico 20 - Diagrama de dispersão das variáveis Cobre e Zinco (A), Zinco e Argila (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	152
Gráfico 21 - Diagrama de dispersão das variáveis Cobre e Argila entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	153
Gráfico 22 - Diagrama de dispersão das variáveis Areia Grossa e Silte, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	153
Gráfico 23 - ACP das variáveis por pontos (componentes F1 x F2).....	156
Gráfico 24 - ACP das variáveis por pontos (componentes F3 x F4).....	156
Gráfico 25 – Análise de Clusters para definição de arranjo espacial de pontos, com base na dissimilaridade de atributos (autovalor superior a 0,7) de solos analisados ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE). ....	157

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Atributos físico-químicos dos solos em planícies estuarinas do litoral Noroeste do Ceará.....	76
Tabela 2 - Correlação de Pearson aplicada para atributos físico-químicos dos solos em planícies de inundação estuarina-lagunar.....	78
Tabela 3 - Resultados de análises de amostras de solos coletados ao longo do estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte/Brasil). ....	88
Tabela 4 – Estatística descritiva das variáveis de solos de apicuns no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil). ....	90
Tabela 5 – Correlação entre variáveis químicas de solos de apicuns no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil), sendo demarcados os valores significativos.....	94
Tabela 6 – Comparação dos níveis médios de Na <sup>+</sup> e Mg <sup>2+</sup> em diferentes regiões. ..	96
Tabela 7 - Resultados de análises químicas de solos por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície. ....	103
Tabela 8 - Coeficientes de ponderação para análises de componentes principais. ....	104
Tabela 9 - Autovalores das variáveis analisadas para componentes principais.....	104
Tabela 10 – Resultados das análises químicas de solos no estuário do Rio Acaraú. ....	135
Tabela 11 – Resultados dos macronutrientes em solos do estuário do Rio Acaraú. ....	136
Tabela 12 – Resultado dos testes de correlação entre atributos pedológicos. ....	140
Tabela 13 - Coeficientes de ponderação para análises de componentes principais de atributos de solos no estuário do Rio Acaraú (CE).....	154
Tabela 14 - Autovalores das variáveis analisadas para componentes principais....	155
Tabela 15 - Resultados de análises químicas de solos por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície. ....	183
Tabela 16 - Variação da área de manguezais e carbono previamente estocado....	196

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Barramentos/reservatórios nas bacias hidrográficas dos estuários estudados.....	41
Quadro 2 – Variações médias da salinidade das águas em alguns estuários do semiárido brasileiro .....	44
Quadro 3 – Coeficiente e classificação de correlações estatísticas. ....	71
Quadro 4 - Índice de sinuosidade dividido por classes. ....	112
Quadro 5 – Resultados das análises granulométricas. ....	132
Quadro 6 - Imagens utilizadas para elaboração de produtos cartográficos. ....	175
Quadro 7 – Registros mais elevados de Na <sup>+</sup> em ambientes hipersalinos. ....	185
Quadro 8 - Compilação de valores estimados de serviços ecossistêmicos realizados pelos manguezais diferentes regiões tropicais do mundo. ....	197

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP – Análise de Componentes Principais  
ALOS - Advanced Land Observing Satellite  
ANA – Agência Nacional de Águas  
ANP - Agência Nacional do Petróleo  
CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior  
CE – Estado do Ceará  
CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais  
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations  
FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos  
GEOBIA - Classificação orientada a objeto  
GPS - Global Positioning System  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IDEMA – Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente  
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia  
INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
LABESA – Laboratório de Ecologia do Semiárido  
LASAP - Laboratório de Solo, Água e Planta  
LGCO – Laboratório de Geologia e Geomorfologia Costeira e Oceânica  
LOG – Laboratório de Oceanografia Geológica  
IDACE – Instituto do Desenvolvimento Agrário do Ceará  
IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará  
MDE – Modelo digital de elevação  
PALSAR - Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar  
PAQLF - Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade  
PDI – Processamento digital de imagens  
RN – Estado do Rio Grande do Norte  
SAVI – Índice de Vegetação Ajustada ao Solo  
SRTM – Shuttle Radar Topography Mission  
STD – Sólidos Totais Dissolvidos  
SUDENE – Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste

UECE – Universidade Estadual do Ceará

UFC – Universidade Federal do Ceará

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semiárido

UFRN – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

UNEP - United Nations Environment Program

USDA - United States Department of Agriculture

USGS - United States Geological Survey

UTM - Universal Transversa de Mercator

WRB – World Reference Base

WWF - World Wide Fund for Nature

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\text{Al}^{3+}$  - Alumínio trocável  
 $\text{Ca}^{2+}$  - Cálcio  
CE – Condutividade elétrica  
 $\text{CO}_2$  - Dióxido de carbono  
CTC – Capacidade de troca catiônica  
Cu – Cobre  
Fe – Ferro  
H + Al - Acidez potencial  
 $\text{K}^+$  - Potássio  
KCl – Cloreto de potássio  
m - Saturação por alumínio trocável  
 $\text{Mg}^{2+}$  - Magnésio  
Mn – Manganês  
MO – Matéria Orgânica  
N - Nitrogênio  
 $\text{Na}^+$  - Sódio  
NaOH – Hidróxido de sódio  
P – Fósforo  
PST – Percentagem de sódio trocável  
SB – Soma das bases  
t - Capacidade de troca catiônica efetiva  
V – Saturação por bases  
Zn – Zinco

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO, ANTECEDENTES E JUSTIFICATIVA</b> .....	28
<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	28
<b>2. HIPÓTESE CIENTÍFICA</b> .....	30
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	30
<b>3.1 Objetivo geral</b> .....	30
<b>3.2 Objetivos específicos</b> .....	31
<b>4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	31
<b>CAPÍTULO II - CONDICIONANTES GEOMORFOLÓGICAS, HIDROCLIMÁTICAS E PEDOLÓGICAS PARA HIPERSALINIZAÇÃO DE SISTEMAS ESTUARINOS E LACUSTRES</b> .....	48
<b>5. ANÁLISE DE CONDICIONANTES GEOMORFOLÓGICAS E HIDROCLIMÁTICAS PARA HIPERSALINIZAÇÃO DE LAGOA COSTEIRA ADJACENTE AO ESTUÁRIO DO RIO APODI/MOSSORÓ (RN, BRASIL)</b> .....	48
<b>5.1 Introdução</b> .....	48
<b>5.2 Materiais e métodos</b> .....	50
<b>5.3 Resultados e discussão</b> .....	51
<b>5.4 Conclusões</b> .....	56
<b>6. EFEITOS DA INSUFICIÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NA PLANÍCIE ESTUARINA DO COMPLEXO PIRANHAS/ASSÚ (NORDESTE DO BRASIL)</b> .....	57
<b>6.1 Introdução</b> .....	57
<b>6.2 Materiais e métodos</b> .....	58
<i>6.2.1 Área de estudo</i> .....	58
<i>6.2.2 Estimativa do balaço hídrico</i> .....	59
<i>6.2.3 Monitoramento da cobertura vegetal</i> .....	60
<b>6.3 Resultados e discussão</b> .....	63
<b>6.4 Conclusões</b> .....	67

<b>CAPÍTULO III - EFEITOS DE VARIÁVEIS PEDOGENÉTICAS AOS TIPOS DE COBERTURA DE SOLOS</b> .....	68
<b>7. COMPORTAMENTO DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE SOLOS ENTRE ESTUÁRIOS SOB DIFERENTES PROCESSOS EVOLUTIVOS</b> .....	68
7.1 Introdução.....	68
7.2 Materiais e métodos .....	69
7.3 Resultados .....	71
7.4 Discussão .....	79
7.5 Conclusões .....	82
<b>8. DISSOLUÇÃO/PRECIPITAÇÃO DE SAIS EM SOLOS DE APICUNS DO ESTUÁRIO DO RIO APODI/MOSSORÓ (RN)</b> .....	83
8.1 Introdução.....	83
8.2 Materiais e métodos .....	84
8.2.1 <i>Análises laboratoriais</i> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
8.3 Resultados .....	87
8.4 Discussão .....	91
8.5 Conclusões .....	96
<b>9. INFLUÊNCIA MARINHA NOS PROCESSOS PEDOGENÉTICOS NAS PLANÍCIES ESTUARINAS DOS RIOS CAMURUPIM E PORTO DO CAPIM (RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL)</b> .....	97
9.1 Introdução.....	97
9.2 Materiais e métodos .....	98
9.3 Resultados .....	101
9.3.1 <i>Atributos físicos e químicos dos solos</i> .....	101
9.3.2 <i>Análises estatísticas da variação espacial e subsuperficial da composição química dos sedimentos</i> .....	104
9.4 Discussão .....	106
9.5 Conclusões .....	108

<b>CAPÍTULO IV - COMPARTIMENTAÇÃO E ANÁLISE DOS FRAGMENTOS DE PAISAGENS ESTUARINAS</b> .....	109
<b>10. IMPLICAÇÕES DAS INTERAÇÕES PEDOGEOMORFOLÓGICAS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MANGUEZAIS NO ESTUÁRIO DO RIO ACARAÚ (CE)</b> .....	109
<b>10.1 Introdução</b> .....	109
<b>10.2 Materiais e métodos</b> .....	111
<i>10.2.1 Aspectos de geomorfologia fluvial e estuarina</i> .....	111
<i>10.2.2 Coleta e análise laboratorial de atributos físicos e químicos dos solos</i> .....	113
<b>10.3 Resultados</b> .....	119
<i>10.3.1 Aspectos de geomorfologia estuarina</i> .....	119
<i>10.3.2 Atributos físicos e químicos dos solos</i> .....	131
<i>10.3.3 Análises estatísticas de atributos do solo</i> .....	139
10.3.3.1 Análises estatísticas bivariadas.....	139
10.3.3.2 Análises estatísticas multivariadas.....	154
10.3.3.3 Distribuição espacial de atributos físicos e químicos dos solos.....	158
<b>10.4 Discussão</b> .....	168
<b>10.5 Conclusões</b> .....	172
<b>11. RELAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE APICUNS/SALGADOS E MANGUEZAIS NO ESTUÁRIO DO RIO PIRANHAS/ASSÚ (RN)</b> .....	174
<b>11.1 Introdução</b> .....	174
<b>11.2 Materiais e métodos</b> .....	175
<i>11.2.1 Elaboração de mapas temáticos</i> .....	175
<i>11.2.2 Perfil de solos de apicuns</i> .....	178
<b>11.3 Resultados e discussão</b> .....	180
<b>11.4 Conclusões</b> .....	185

<b>CAPÍTULO V - INDICADORES GLOBAIS DE SIMILARIDADE ENTRE AMBIENTES COSTEIROS SOB DOMÍNIO DA ARIDEZ E SEMIARIDEZ .....</b>	<b>186</b>
<b>12. PRESSÕES, IMPACTOS, RESILIÊNCIA E SUSTENTABILIDADE NAS PLANÍCIES ESTUARINAS ÁRIDAS E SEMIÁRIDAS .....</b>	<b>186</b>
12.1 Introdução .....	186
12.2 Efeitos da aridez e semiaridez na constituição de estuários hipersalinos	188
12.3 Importância ambiental dos ecossistemas úmidos das planícies estuarinas tropicais .....	193
12.4 Qual o caminho para a sustentabilidade em planícies estuarinas hipersalinas? .....	200
12.5 Conclusões .....	203
<b>13. CONCLUSÕES GERAIS SOBRE A INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NAS PAISAGENS ESTUARINAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO .....</b>	<b>204</b>
<b>14. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>207</b>

## CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO, ANTECEDENTES E JUSTIFICATIVA

---

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

A interação entre as formas de relevo, clima, solos, hidrografia e vegetação condicionam a constituição dos domínios morfoclimáticos no Brasil, que definem a extensão de paisagens homogêneas, do ponto de vista fisiográfico e biogeográfico (AB'SABER, 2003).

A delimitação do Semiárido brasileiro é definida para as áreas que a precipitação pluviométrica média anual seja igual ou inferior a 800 mm; índice de aridez de Thorntwaite igual ou inferior a 0,50; percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano (SUDENE, 2017). Sob esta perspectiva, parte do litoral dos Estados do Ceará e Rio Grande do Norte estão inseridos nesta classificação. Essa condição morfoclimática resulta nos processos de hipersalinização das águas e dos solos, com deposição evaporítica, que por consequência são formadas as paisagens estuarinas ao longo da costa.

A homogeneidade paisagística decorre da extensão fisiográfica e biogeográfica (AB'SABER, 2003), ao passo que alguns fatores ambientais com implicações na pedogênese e ecologia, permitem a fragmentação das paisagens estuarinas (MEDEIROS et al., 2018a). Dentre os diversos fatores condicionantes, é aqui destacada a influência da salinidade nas águas e nos solos.

No baixo curso fluvial, os estuários representam a transição entre os ambientes marinhos e terrestres, sendo os principais tipos de feições que têm sua gênese ligada à deposição mista, por meio da penetração das águas do mar nos baixos vales fluviais (MIRANDA et al., 2012). São ambientes que apresentam baixo gradiente topográfico, com declividade baixa em direção ao mar e/ou canais principais de drenagens.

Considerando a importância econômica e ecossistêmica dos estuários e manguezais para a costa semiárida brasileira, a realização de pesquisas científicas nestas áreas poderá auxiliar na elaboração e aplicação de modelos sustentáveis de gestão ambiental integrada aos modos produção econômica. Estudos realizados em ambientes similares na África do Sul, Austrália, China, Espanha, Estados Unidos, Índia, Nova Caledônia e Usberquistão (RIDD; STIEGLITZ, 2002; JOSHI; GHOSE,

2003; MEES 2006; ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2007; LEBIGRE, 2007; ZHANG et al., 2011; ARMITAGE et al., 2015; VELDKORNET et al., 2015; ROGERS et al., 2016; BERKOWITZ et al., 2018; SUN et al., 2018) corroboram a importância de informações sobre a dinâmica desses ambientes para promover a sustentabilidade.

Neste contexto, a presente pesquisa contribui, em termos de escala de análise desde local até regional, para o avanço do conhecimento sobre elementos naturais e antrópicos que determinam a heterogeneidade e/ou homogeneidade das paisagens estuarinas, podendo servir como importante instrumento para integração acadêmica com meio ambiente e sociedade, diante da necessidade de compatibilizar a conservação e as diversas formas de usos nos ambientes hipersalinos costeiros do Brasil.

A tese está estruturada em cinco capítulos, com resultados de experimentos em 6 áreas estuarinas distribuídas ao longo do litoral Noroeste do Ceará e litoral setentrional do Rio Grande do Norte.

O capítulo intitulado “Condicionantes geomorfológicas, hidroclimáticas e pedológicas para hipersalinização de sistemas estuarinos e lacustres”, apresenta uma conjuntura de fatores ambientais e antrópicos que contribuem para processos de hipersalinização. Neste capítulo, foram apresentados dois artigos “Análise de condicionantes geomorfológicas e hidroclimáticas para hipersalinização de lagoa costeira adjacente ao estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil)” e “Efeitos da insuficiência pluviométrica na planície estuarina do complexo Piranhas/Assú (Nordeste do Brasil)”. O primeiro artigo trata sobre a associação de fatores geomorfológicos, hidroclimáticos e drenagens, para a constituição de um sistema lacustre suscetível aos processos de hipersalinização e deposição evaporítica. O segundo artigo analisou as respostas florísticas de ambiente estuarino do semiárido, diante da insuficiência e irregularidade das chuvas, associada a elevadas taxas de evapotranspiração potencial, sendo a componente climática um caráter intrínseco para a hipersalinização do estuário estudado.

O terceiro capítulo é intitulado “Efeitos de variáveis pedogenéticas aos tipos de cobertura de solos”. Este capítulo apresenta 3 artigos. O primeiro artigo identifica o comportamento de atributos físicos e químicos de solos entre sistemas estuarinos de diferentes processos evolutivos, atinente com as classificações geomorfológicas de planície costeira e estuários-lagunares. O segundo artigo aborda

a dissolução/precipitação de sais em solos de apicuns do estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN), sendo este sistema estuarino caracterizado pelas mais elevadas condições salinas, dentre os estudados. O terceiro artigo apresenta a composição físico-química espacial e em perfis de solos da planície estuarina dos estuários Camurupim e Porto do Capim (RN).

O quarto capítulo possui o título “Compartimentação e análise dos fragmentos de paisagens estuarinas”. Neste, é apresentado um artigo sobre as implicações das interações pedogeomorfológicas na distribuição espacial dos manguezais no Estuário do Rio Acaraú (CE). Em seguida, por meio do processamento de imagens orbitais, foram detectadas as relações e dinâmica espacial dos apicuns e manguezais no estuário do Rio Piranhas/Assú (RN).

O quinto capítulo apresenta uma compilação dos estudos realizados nesta tese para identificar as similaridades e diferenças entre estuários sob domínio da semiaridez, propondo informações relativas para ratificação dos serviços ecossistêmicos, capacidade de resiliência aos impactos naturais e antrópicos, assim como as capacidades de adaptações diante das mudanças climáticas globais.

Por fim, foi realizada a conclusão geral da tese, de acordo com as informações apresentadas. As referências bibliográficas estão após as conclusões.

## **2. HIPÓTESE CIENTÍFICA**

O baixo influxo dos rios em regiões semiáridas favorece a diferentes concentrações de sais nas planícies de inundação estuarinas, condicionando ao desenvolvimento de um mosaico de paisagens no âmbito regional.

## **3. OBJETIVOS**

### **3.1 Objetivo geral**

Delinear a influência da salinidade na formação das paisagens de planícies estuarinas tropicais, com ênfase no domínio morfoclimático do semiárido brasileiro.

### 3.2 Objetivos específicos

- I. Identificar os condicionantes geomorfológicos, hidroclimáticos e pedogenéticos que interferem na hipersalinização de sistemas estuarinos e lacustres;
- II. Associar os efeitos de variáveis pedogenéticas aos tipos de cobertura vegetal de solos em planícies hipersalinas;
- III. Compartimentar e analisar os fragmentos de paisagens estuarinas;
- IV. Estabelecer indicadores de similaridade entre estuários sob domínio da semiaridez.

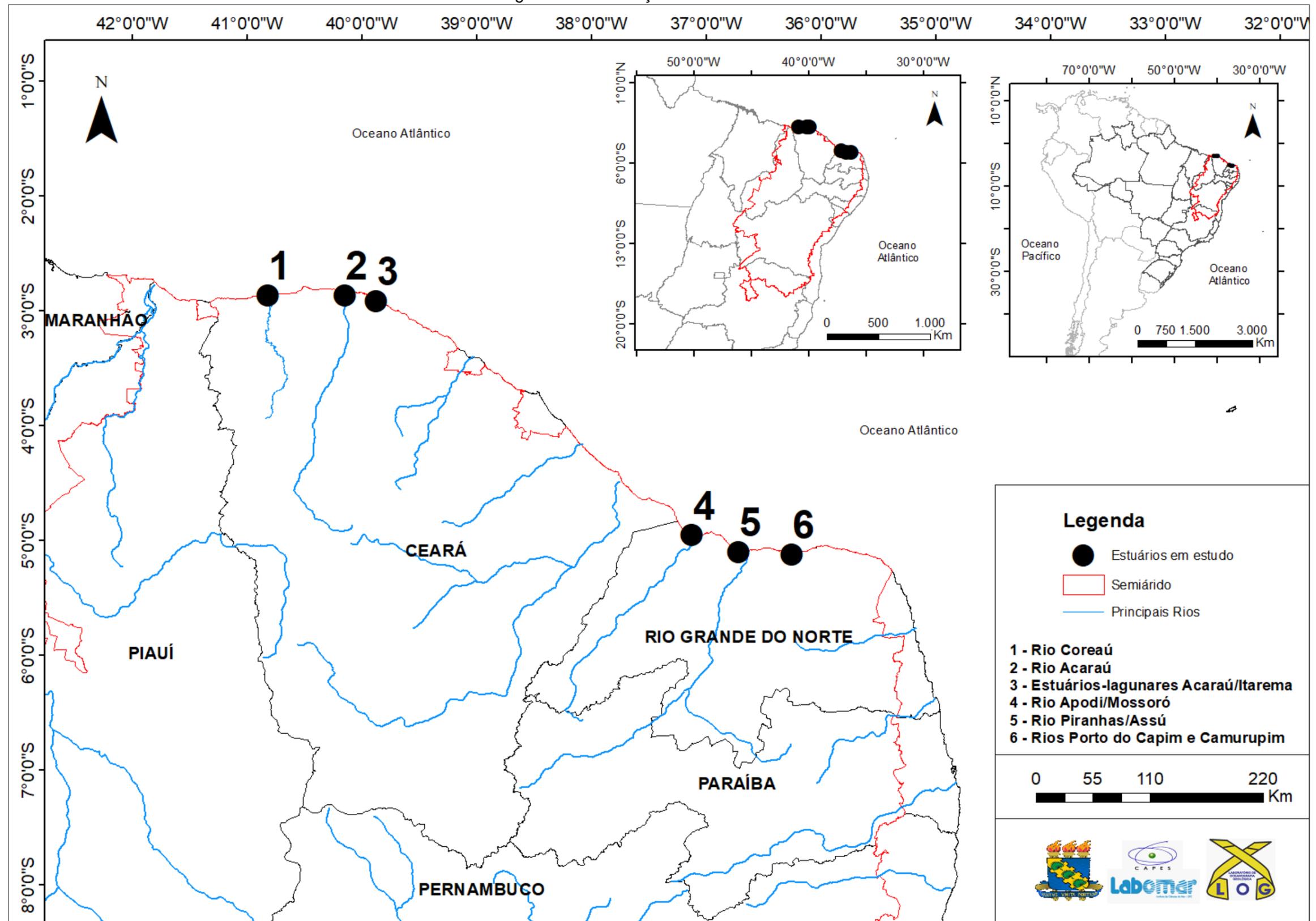
## 4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende alguns dos ambientes estuarinos localizados no litoral do Ceará e Rio Grande do Norte que são influenciados pelo reduzido aporte de águas das bacias de drenagens continentais, decorrente do contexto da semiaridez (Figura 1).

Existem extensas planícies nas margens estuarinas, mais representativas no estuário do Rio Piranhas/Assú, com aproximadamente 30 km, com altitudes próximas de 0 m, e que se estendem até aproximadamente 30 km para o interior do continente, como observado nos estuários do Rio Apodi/Mossoró (MAIA; BEZERRA, 2013; 2014), do Rio Acaraú e do Rio Coreaú (Figura 2).

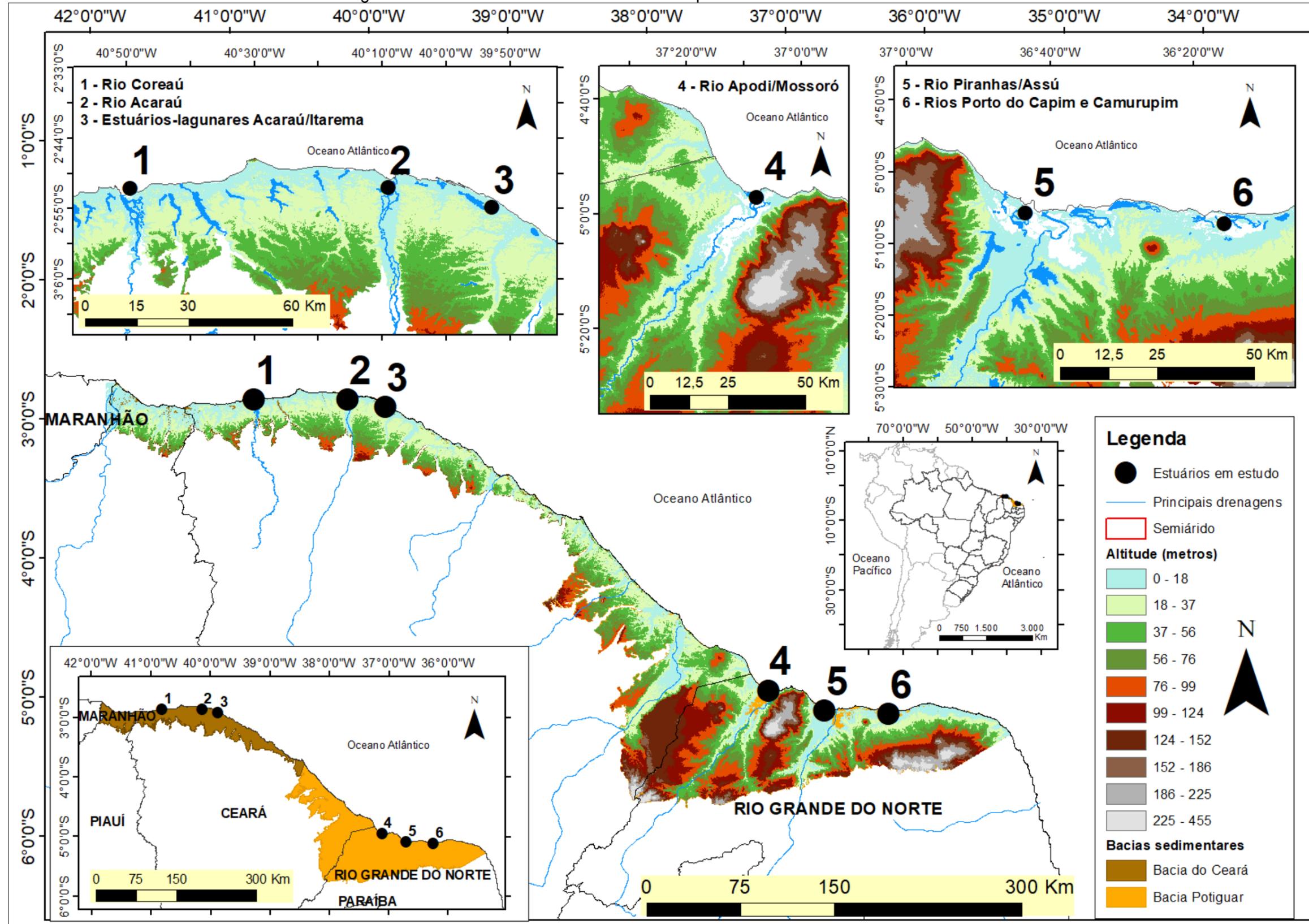
Os estuários aqui estudados estão inseridos no contexto das Bacias Sedimentares do Ceará e Potiguar. A Bacia do Ceará, disposta predominantemente ao Noroeste do Estado do Ceará, é delimitada ao norte pela zona de fratura de Romache, embasamento cristalino (ao Sul), alto de Tutoia (ao Oeste) e alto de Fortaleza (ao Leste) (MORAIS NETO et al., 2003). A Bacia Potiguar, que ocupa os Estados do Rio Grande do Norte e Ceará, é delimitada geologicamente ao Sul, a Leste e a Oeste pelas rochas pré-cambrianas do embasamento cristalino provenientes da Província Borborema (ALMEIDA et al., 1977) e ao Norte até a isóbata de 2.000 m, marcado pela quebra da plataforma continental (BERTANI et al., 1990).

Figura 1 – Localização da área de estudo.



Fonte: elaborado pelo autor a partir de bases vetoriais disponibilizadas ANA (2015), IBGE (2017) e SUDENE (2017).

Figura 2 - Altimetria das bacias sedimentares que dominam os estuários estudados.



Fonte: elaborado pelo autor a partir de dados raster do SRTM (2000) e bases vetoriais da ANA (2015), IBGE (2017) e ANP (2019).

A litoestratigrafia, litologia e os processos de sedimentação constituem aspectos para a formação de solos. Na Bacia do Ceará, o estuário do Rio Coreaú (Figura 3), Acaraú e estuários-lagunares adjacentes (a Leste do Acaraú), apresentam sedimentos provenientes da Formação Barreiras, de textura areno-argilosa, com solos classificados em Argissolos, a partir da cota altimétrica 18 m, limitado pela disposição de Neossolos, ao norte (IPECE, 2007). Ocorrem depósitos fluviomarinhos e marinhos, que contribuem na constituição de Gleissolos; e depósitos eólicos litorâneos. No canal do Rio Acaraú, destaca-se o domínio de depósitos aluviais (coluviais), representados por sedimentos argilosos, areno-argilosos, quartzosos e quartzofeldspáticos, conglomeráticas ou não, cascalhos e argilas orgânicas (CAVALCANTE et al., 2003), que contribuem na formação de Neossolos no médio estuário, e Gleissolos no baixo estuário (Figura 4).

A Bacia Potiguar é dissecada em sua porção central pelos rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú, que constituem canais cataclinais que rompem o front da cuesta Apodi, desenvolvendo seus cursos sobre os carbonatos aflorantes da Formação Jandaíra, de níveis de evaporitos na base; e arenitos da Formação Açú (MAIA; BEZERRA, 2014).

No estuário do Rio Apodi/Mossoró, ocorrem depósitos de mangues, caracterizados em areias finas, siltes, argilas e material orgânico lamoso, que contribuem na constituição categórica de Gleissolos, e Neossolos na porção costeira adjacente (associado aos depósitos litorâneos de textura arenosa) (Figura 5).

No estuário do Rio Piranhas/Assú, em porção mais à montante, ocorrem depósitos colúvio-eluviais, por sedimentos areno-argilosos, arenosos e conglomeráticos, sendo encontrados Neossolos no canal fluvial, com Latossolos na porção Oeste – Noroeste e Nordeste, e Cambissolos a Leste; no baixo estuário predominam depósitos flúviomarinhos, de areias médias a siltes, com predomínio de Gleissolos (Figura 6).

Os rios Porto do Capim e Camurupim também drenam terrenos sobre depósitos cretáceos da Formação Jandaíra, terciário-quadernários associados a Formação Barreiras e depósitos fluviomarinhos holocênicos. Próximo à foz são encontrados barreiras arenosas, praias e dunas. Nessa área as barreiras arenosas protegem a foz dos estuários locais das ações de ondas e correntes litorâneas de mar aberto, mas com influência das marés (SOUTO, 2009). Os Neossolos estão

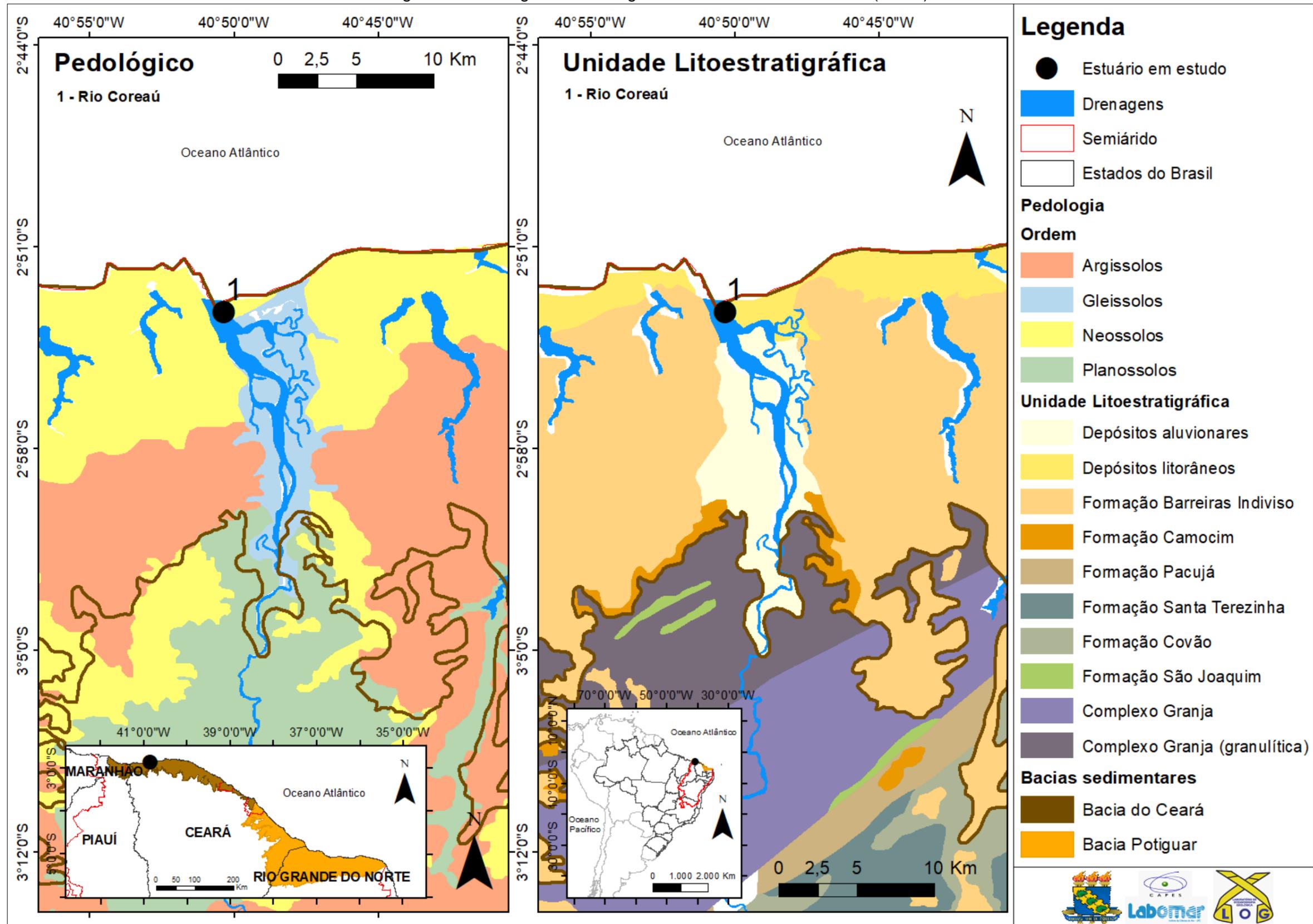
associados à Formação Jandaíra, Formação Barreiras e depósitos litorâneos, enquanto que os Gleissolos nos ambientes fluviomarinhos.

O litoral compreendido entre as bacias sedimentares Ceará e Potiguar é caracterizado por modelamento de feições (estuário, planície de maré, terraços fluviomarinho, barras arenosas, dunas e superfície de aplainamento) oriundas da atuação conjunta de vários fatores (correntes, ondas, ventos, entre outros), relacionados com a variação do nível do mar ocorridos durante o Quaternário. Os ambientes presentes foram se modificando em consequência da estabilização do nível do mar em sua posição atual, associado à formação de barras arenosas e surgimento de níveis de terraços, adjacentes e/ou circunvizinhos às águas estuarinas (SILVEIRA, 2002; BEZERRA et al., 2003; PINHEIRO et al., 2016).

A plataforma continental dessa área é influenciada pela força da corrente Equatorial Sul, que flui em sentido Leste - Oeste, combinada com fortes ventos, amplitude de maré moderada (semidiurnas e regime de mesomarés) e/ou ondas (VITAL et al., 2006a; SOUTO, 2009). No litoral Noroeste do Ceará, os processos costeiros favorecem a formação de barreiras costeiras aéreas e subaquáticas, com encostas e profundidades mais baixas, que permitem alta interação entre a plataforma interna e os sistemas costeiros terrestres (XIMENES NETO et al., 2018). Na costa setentrional do Rio Grande do Norte a configuração da plataforma sofreu forte influência do tectonismo vertical Meso-Cenozóico, apresentando estrutura de grabens e horsts predominantes na porção emersa e submersa da Bacia Potiguar, que exerceu importante papel na sedimentação e morfologia da plataforma (graben de Guamaré e alto de Macau) (VITAL et al., 2006b).

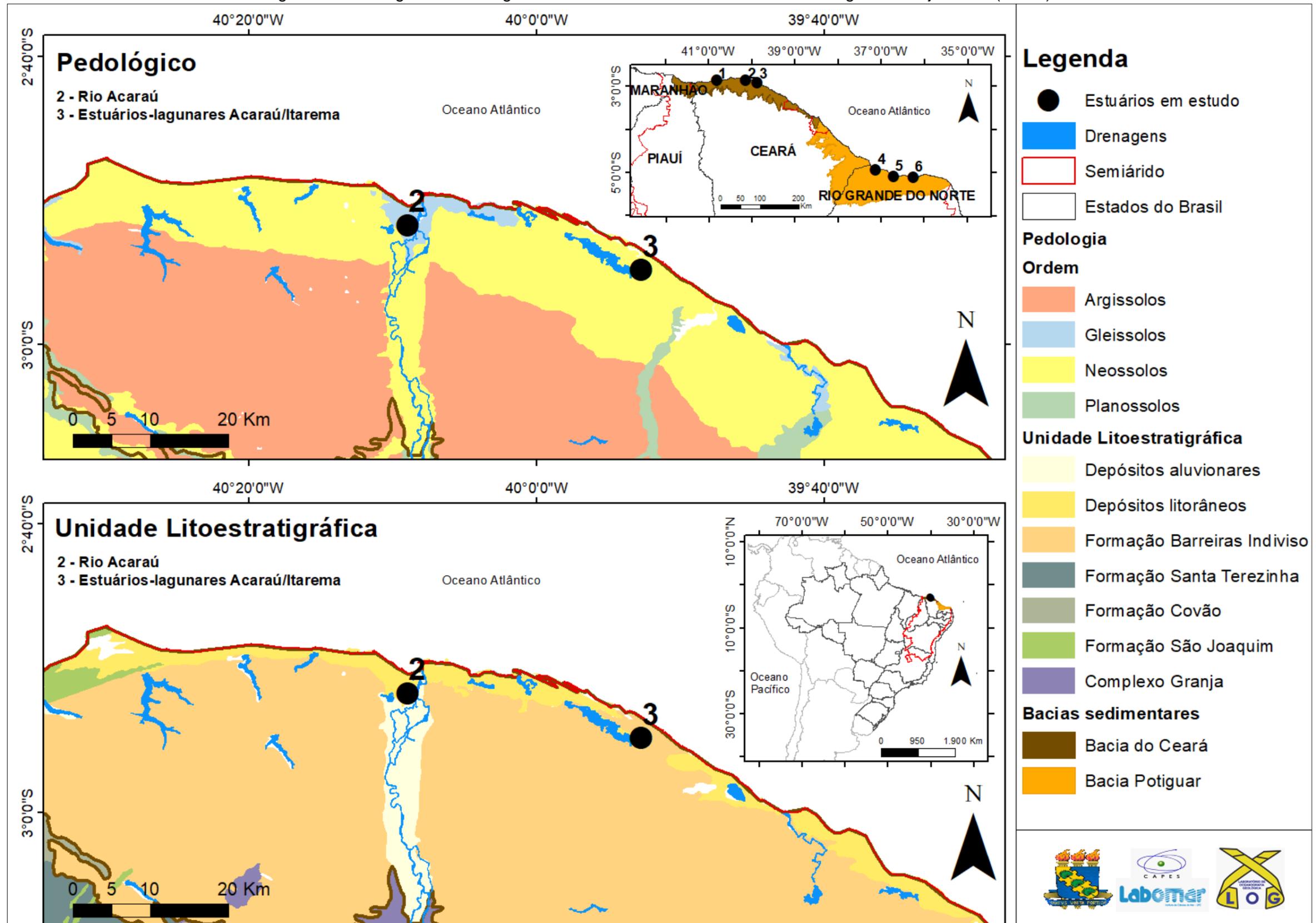
A influência Neotectônica também é marcante no litoral setentrional do Rio Grande do Norte (MAIA; BEZERRA, 2013). A localização entre os sistemas de falhas de Carnaubais e Afonso Bezerra (Figura 7), denotam o controle sedimentar para região costeira e, conseqüentemente, sua morfologia, na qual ocorre a formação de esporões arenosos e ilhas barreiras situados somente entre esses dois sistemas de falhas (VITAL et al., 2003), que abrange os estuários dos rios Piranhas/Assú, Porto do Capim e Camurupim.

Figura 3 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Coreaú (Ceará).



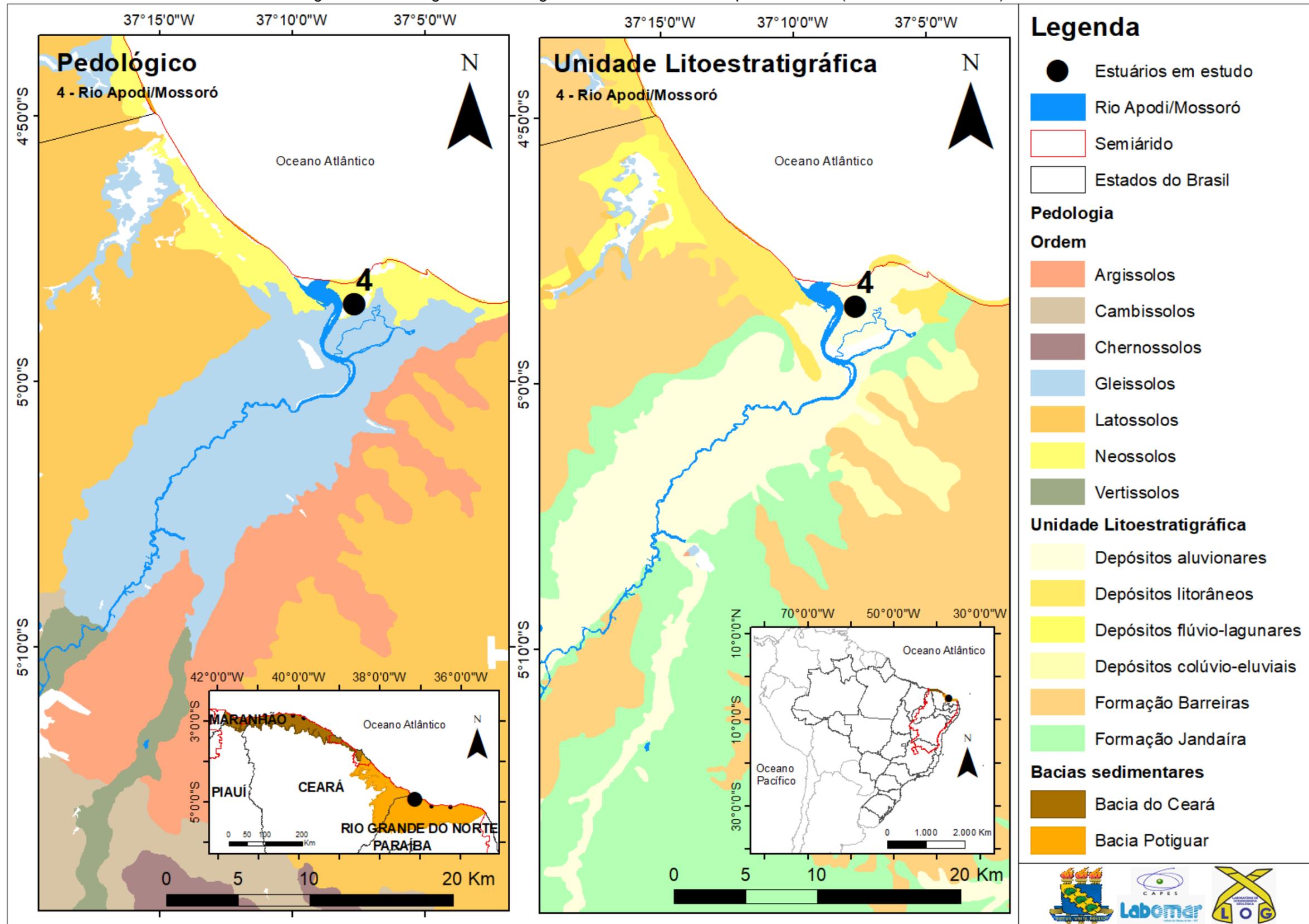
Fonte: elaborado pelo autor a partir de bases vetoriais disponibilizadas por CPRM (2014), ANA (2015), IBGE (2017), SUDENE (2017) e ANP (2019).

Figura 4 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Acaraú e estuários-lagunares adjacentes (Ceará).



Fonte: elaborado pelo autor a partir de bases vetoriais disponibilizadas por CPRM (2014), ANA (2015), IBGE (2017), SUDENE (2017) e ANP (2019).

Figura 5 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte).



Fonte: elaborado pelo autor a partir de bases vetoriais disponibilizadas por CPRM (2009), ANA (2015), IBGE (2017), SUDENE (2017) e ANP (2019).

Figura 6 – Pedologia e litoestratigrafia no estuário dos Rios Piranhas/Assú, Porto do Capim e Camurupim (Rio Grande do Norte).

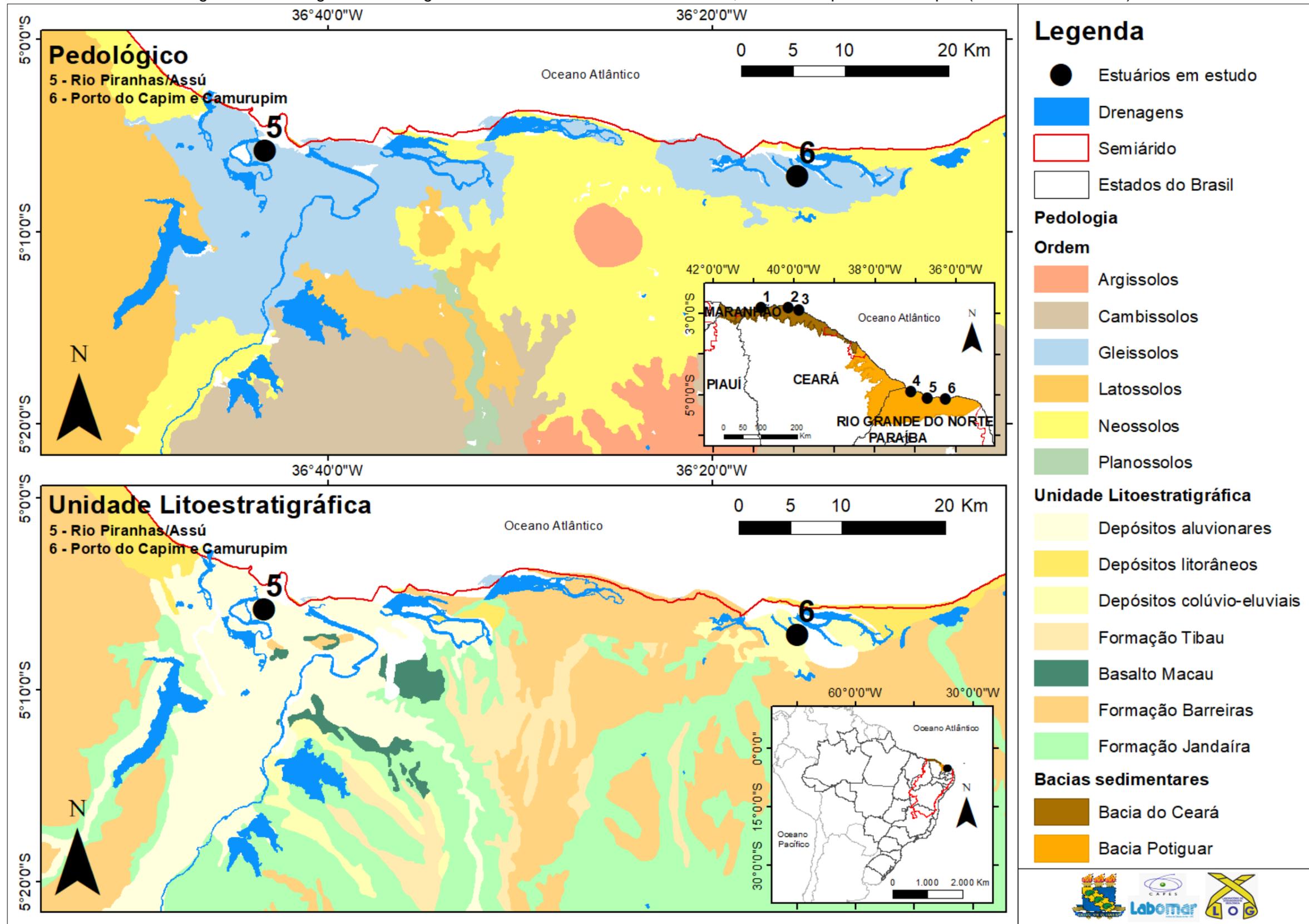


Figura 7 - Compartimentação do litoral setentrional do Rio Grande do Norte, entre os sistemas de falhas Afonso Bezerra e Carnaubais.



Fonte: Fonseca (1996).

No litoral semiárido ocorre acentuada instabilidade morfológica ocasionada pela intensa ação de processos costeiros (PINHEIRO et al., 2016; MORAIS, et al., 2018; XIMENES NETO et al., 2018). O transporte e disponibilidade de sedimentos pelo litoral semiárido contribui significativamente para a obstrução das reentrâncias costeiras (MORAIS et al., 2002), provocando mudanças na geomorfologia estuarina, que associados à baixa drenagem fluvial, são importantes condicionantes para processos de hipersalinização.

Durante a maior parte do ano, ocorre pequena descarga fluvial aos estuários do semiárido, por causa do efeito do déficit hídrico, diante das elevadas taxas de evaporação. Em geral, as chuvas são concentradas entre os meses de fevereiro a maio, enquanto que durante os meses de junho a janeiro predominam condições de estiagem e elevadas taxas de evaporação.

No entorno dos estuários do Rio Coreáú, Acaraú e estuários-lagunares de Acaraú/Itarema, as precipitações acumuladas oscilam entre 1.000 e 1.200mm/ano (KELTING, 2009; PESSOA, 2015; BEZERRA FILHO, 2017), com níveis médios anuais de evaporação em 2114,8mm, perfazendo um balanço hídrico negativo (DINIZ; VASCONCELOS, 2016). Acrescenta-se que no médio curso do Rio Acaraú as médias anuais de chuvas estão entre 600 a 800 mm.

Por sua vez, a deficiência hídrica no litoral do RN é mais elevada. A zona estuarina do Rio Apodi/Mossoró apresenta precipitação média de aproximadamente 700 mm, valores máximos e mínimos de 1.700 mm e 145 mm, respectivamente, e evaporação anual superior a 2.500 mm. Os estuários dos rios Piranhas/Assú, Porto do Capim e Camurupim, apresentam precipitação anual inferior a 600 mm, e taxas de evaporação superiores a 2500 mm (DINIZ; VASCONCELOS, 2016).

Como consequência, as oscilações dos volumes estuarinos sob influência da semiaridez são controladas predominantemente pela amplitude das marés ( $\cong 3$  m) (RAMOS SILVA, 2004; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS et al., 2018b). O baixo influxo de águas continentais para o litoral também resulta da construção de reservatórios para abastecimento humano e/ou controle de inundações (PINHEIRO; MORAIS; 2010) (Figura 8). Nas bacias hidrográficas afluentes aos estuários estudados foram identificados 2.527 barramentos (Quadro 1). Entretanto, nem todas as drenagens barradas das bacias litorâneas (CE e RN) convergem em direção aos estuários pesquisados.

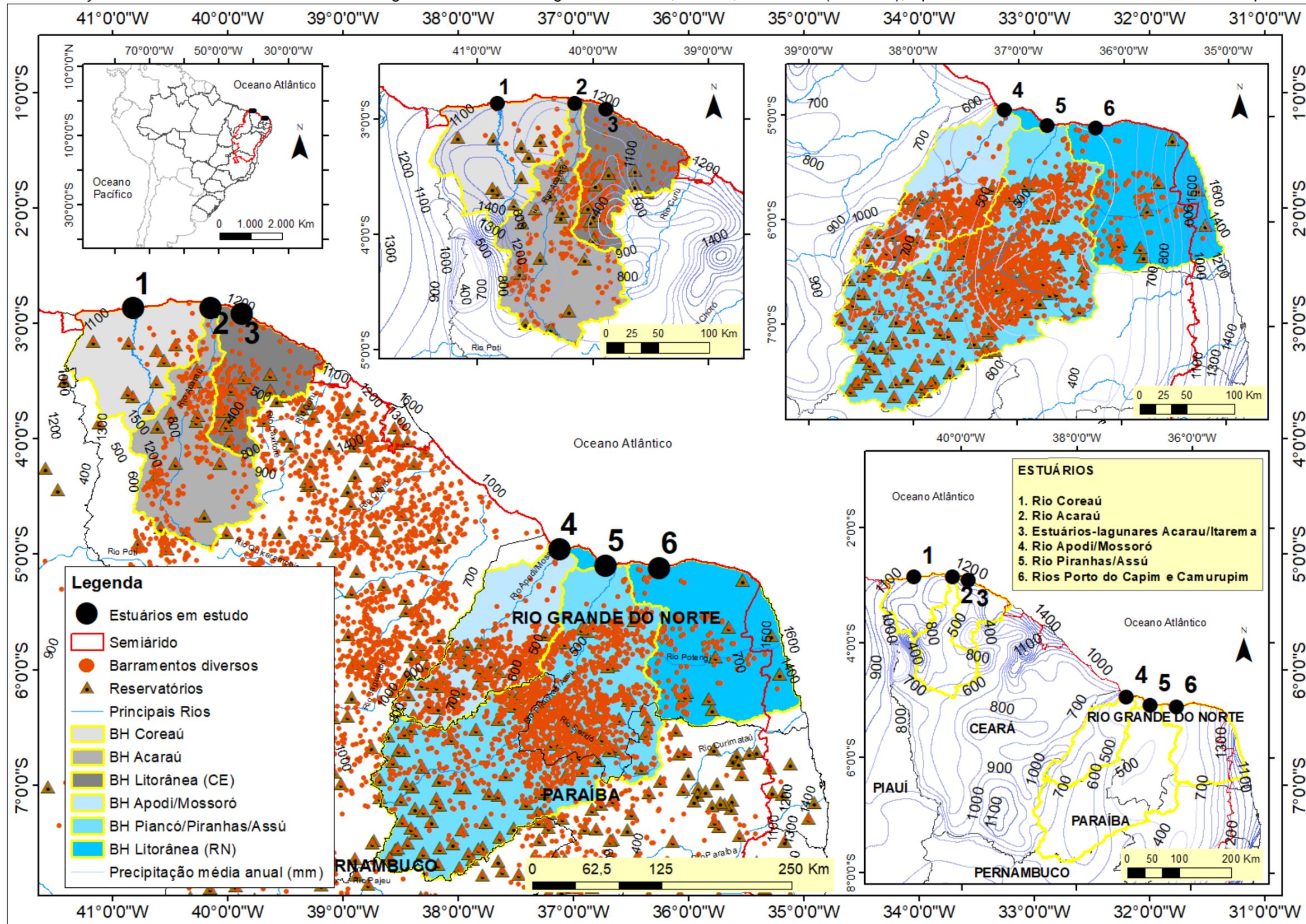
Quadro 1 – Barramentos/reservatórios nas bacias hidrográficas dos estuários estudados.

Bacia Hidrográfica	Barramentos/reservatórios
Coreaú (CE)	45
Acaraú (CE)	213
Litorânea (CE)	146
Apodi/Mossoró (RN)	453
Piranhas/Assú (PB/RN)	1.536
Litorânea (RN)	134
<b>TOTAL</b>	<b>2.527</b>

Fonte: Adaptado a partir de dados da ANA (2015).

Também estão presentes canais com escoamento sazonais que abastecem lagoas costeiras e os lençóis freáticos. Ocorre intrusão de águas salinas nesses canais nas maiores amplitudes de marés, salinizando o lençol frático. No município de Macau (RN), Mascarenhas et al., (2005) encontraram valores de STD oscilando de 271,70 a 15925,00 mg/l, com valor médio de 3489,04 mg/l, classificando 95,5% dos poços com águas salobras e salinas. A elevada evapotranspiração tende promover a ascensão capilar dos sais do lençol freático para superfície (RIBEIRO et al., 2016), tornando-se um dos fatores naturais para a constituição de ambientes hipersalinos no litoral setentrional da região Nordeste do Brasil (Figura 9).

Figura 8 – Construção de reservatórios e barramentos/barragens nas bacias hidrográficas Coreaú, Acaraú, Litorâneas (CE e RN), Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú influenciadas pela semiaridez.



Fonte: elaborado pelo autor, a partir de bases vetoriais da ANA (2015), IBGE (2017) e SUDENE (2017).

Figura 9 - Corpo hídrico suscetível ao aumento da salinidade das águas, decorrente de vazões reduzidas, que promovem abastecimento de lençol freático (5°12'3.39"S/ 36°36'15.92"O).



Fonte: acervo do autor.

Nas zonas de inframaré e intermaré ocorrem os manguezais (MAIA; LACERDA, 2005; COSTA et al., 2014c), e nas zonas de supramaré, os apicuns (MEIRELES et al., 2007; ALBUQUERQUE et al., 2014a,b; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2016; MEDEIROS et al., 2018a). A deficiência hídrica repercute em condições de vulnerabilidade para as espécies vegetais presentes (MEDEIROS et al., 2018a; MEDEIROS et al., 2018d). O desenvolvimento florístico torna-se restrito devido à baixa umidade dos solos, associada aos efeitos da salinização nos constituintes naturais do solo e da água, podendo contribuir na degradação dos ecossistemas, principalmente diminuindo a cobertura vegetal (TOMLINSON, 1986; JOSHI; GHOSE, 2003; FERREIRA, et al., 2008; PASCOALINI, et al., 2014).

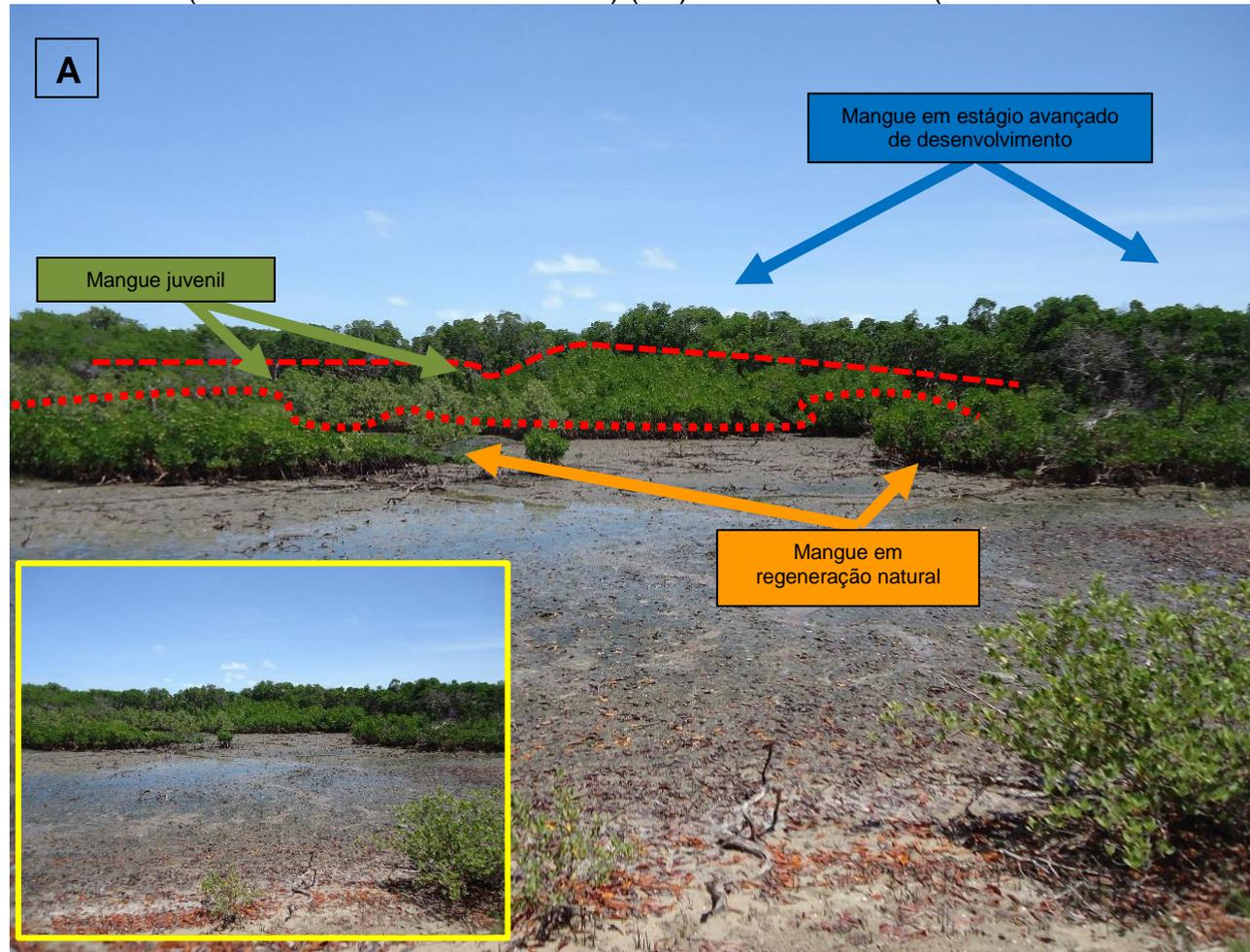
Alguns dos bosques de mangues encontrados apresentam variabilidade do seu estágio de desenvolvimento estrutural, que pode estar relacionado ao aporte de nutrientes, frequência e amplitude de marés, taxas de temperatura, pluviometria, insolação, umidade relativa do ar, evaporação e condições sustentáveis de uso adjacentes a esses ambientes (Figura 10).

A zonação da vegetação de mangue no estuário do Rio Apodi/Mossoró é caracterizada pela diminuição das manchas e formação de trechos monoespecíficos de espécies (COSTA et al., 2014c), associado à hipersalinidade do canal estuarino (VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS et al., 2018b) e salinidade intersticial dos sedimentos (MEDEIROS, 2018a). As interações fisiográficas potencializadas pela semiaridez proporcionam processos de hipersalinização, que é uma forte condicionante paisagística aos sistemas ambientais costeiros. Nos estuários aqui estudados, as salinidades médias das águas variaram de 34,6 a 50,79, embora se tenha registros de até 70 - 83 no estuário do Rio Apodi/Mossoró (MEDEIROS et al., op cit.) (Quadro 2).

Quadro 2 – Variações médias da salinidade das águas em alguns estuários do semiárido brasileiro.

<b>Estuário</b>	<b>Média de salinidade das águas ao longo dos estuários</b>	<b>Fonte(s)</b>
Acaraú (CE)	± 36,5 – 40,1	Sucupira (2006); Alves (2008)
Coreaú (CE)	± 37 - 44	Valentim (2016)
Porto dos Barcos (CE)	± 36,1 – 38,2	Bezerra Filho (2017)
Apodi/Mossoró (RN)	± 34,6 – 43,5	Medeiros et al., (2018b)
Piranhas/Assú (RN)	± 40,65 – 50,79	Ramos e Silva (2004); Soares (2012)

Figura 10 – Bosque de mangue, com distintos estágios de desenvolvimento sucessional no Estuário do Rio Galinhos, adjacente ao Rio Camurupim (A). Mangue em estágio avançado, evidenciado pelo desenvolvimento estrutural de raízes aéreas de *Rhizophora mangle* no Estuário do Rio Acaraú (B). Sucessão de ambiente de manguezal para apicum e/ ou de apicum para manguezal na Laguna do Sargento (C1), com troncos mortos e outros vivos (brotamento de folhas mangue de *Avicennia schaueriana*) (C2). Ainda ocorrem extensos ambientes de apicuns (área hipersalina), completamente desprovidos de cobertura vegetal, como no estuário dos rios Acaraú ( $2^{\circ}49'44.54''\text{S} / 40^{\circ}10'30.81''\text{O}$ ) (D1) e Piranhas/Assú ( $5^{\circ}12'16.26''\text{S} / 36^{\circ}36'23.31''\text{O}$ ) (D2).







Fonte: acervo do autor.

## **CAPÍTULO II - CONDICIONANTES GEOMORFOLÓGICAS, HIDROCLIMÁTICAS E PEDOLÓGICAS PARA HIPERSALINIZAÇÃO DE SISTEMAS ESTUARINOS E LACUSTRES**

---

### **5. ANÁLISE DE CONDICIONANTES GEOMORFOLÓGICAS E HIDROCLIMÁTICAS PARA HIPERSALINIZAÇÃO DE LAGOA COSTEIRA ADJACENTE AO ESTUÁRIO DO RIO APODI/MOSSORÓ (RN, BRASIL)**

#### **5.1 Introdução**

A hipersalinização nos interstícios dos sedimentos e em corpos hídricos é caracterizada pelas concentrações de salinidade superior a 40 (MIRANDA et al., 2012; MEDEIROS et al., 2018). Bayly (1967) e Schoff (1967) associam a salinização como resultado da dissolução contínua de sais primitivos, que foram deixados pelo último evento de regressão marinha. Cruz e Melo (1968) e mais recentemente Ribeiro et al. (2016) mostram que as altas salinidades decorrem do efeito de capilaridade dos solos, sobretudo em regiões áridas e semiáridas. Oliveira e Batista (1998) ressaltaram a associação de aspectos climáticos (aridez), ambiente edáfico e litológico para a salinização.

As condições climáticas semiáridas nas zonas tropicais, apresentam taxas de evaporação e evapotranspiração maiores do que as precipitações, determinando baixos influxos de águas aos litorais, podendo ocasionar hipersalinização sazonal e/ou permanente das águas estuarinas e de outros ambientes costeiros associados (RAMOS SILVA, 2004; MORAIS; PINHEIRO, 2011; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS, 2016). Dentre um dos ambientes vulneráveis à hipersalinização, estão os sistemas lacustres costeiros, que regionalmente são formados pela associação de processos, como o avanço de dunas, variações da linha da costa, padrões de drenagem ou mesmo por consequência da influência antrópica (PINHEIRO; MORAIS, 2010).

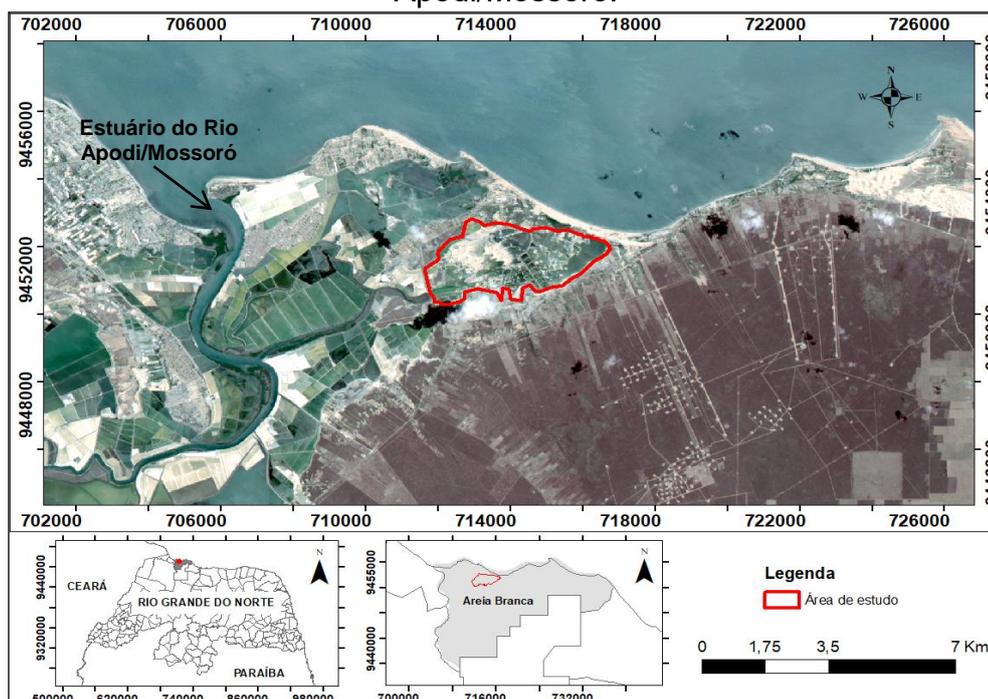
Alguns desses sistemas lacustres mantêm ligação direta com o mar através de pequenos cursos d'água que podem sazonalmente serem barrados, ou por percolação no substrato. Condições propícias para à alta salinidade (sazonal) em sistemas lacustres e/ou estuarinos-lagunares, associadas ao regime da aridez e

semiaridez, foram relatadas em diversas regiões do mundo, como na Laguna Guerrero Negro e Laguna Ojo de Liebre (POSTMA, 1965), Baía Shark (SMITH; ATKINSON, 1983; BURLING; IVEY; PATTIARATCHI, 1999; NAHAS; PATTIARATCHI; IVEY, 2005), Laguna Madre of Texas (SMITH, 1988), Lagoa Puttalam (ARULANANTHAN et al., 1995), Laguna San Ignacio (WINANT; GUTIERREZ DE VELASCO, 2003; GUTIERREZ DE VELASCO; WINANT, 2004). No Brasil, esses aspectos foram observados na Lagoa de Araruama (KJERVE et al., 1996), no sistema estuarino-lagunar do Rio Malcozinhado (PINHEIRO, 2003) e Lagoa do Catú (PINHEIRO; MORAIS, 2010), dentre outros.

Nesse contexto, no litoral setentrional do Rio Grande do Norte observou-se que até o início da presente década (2010-2020) existia um sistema lacustre no município de Areia Branca (RN), que durante os períodos de estiagem apresentava indícios de hipersalinização, com deposição evaporítica natural (Figura 11).

Cabe destacar, que a partir do ano de 2014, essa área passou a ter fluxo de água marinha perene, uma vez que foi incorporada por uma atividade salineira. Portanto, o objetivo desse estudo é analisar a associação de fatores geomorfológicos, hidroclimáticos e drenagens, na constituição de um sistema lacustre suscetível aos processos de hipersalinização e deposição evaporítica.

Figura 11 - Localização da área de estudo no contexto do Estuário do Rio Apodi/Mossoró.



## 5.2 Materiais e métodos

Inicialmente foram realizadas revisões bibliográficas sobre os aspectos históricos da área, através de consulta em acervo de bibliotecas municipais, museus locais e acervo literário de instituições de ensino superior. Foram adquiridas imagens de acesso gratuito, através do site do INPE, USGS e Google Earth, optando-se pelo critério de seleção baseado nas cenas com boa qualidade e não comprometidas por cobertura de nuvens entre os anos de 2004 e 2009.

As imagens foram georreferenciadas na grade de coordenadas UTM. Todas as imagens foram submetidas a um processo de reprojeção, sendo adicionado e transformado a sua posição (geometria) para o sistema de coordenadas de acordo ao Datum de referência SIRGAS2000 Zona 24 Sul. Em seguida, foi realizado processo de recorte para o enquadramento da área de estudo.

Com relação aos lençóis freáticos da área, foram consultadas informações através do levantamento das águas subterrâneas do município de Areia Branca (RN), realizada no ano de 2005 pelo Ministério das Minas e Energia, que efetuou o cadastramento das fontes de abastecimento por água subterrânea (poço tubular, poço escavado e fonte natural), definindo medidas de condutividade elétrica, dentre outras análises físico-químicas, que atestaram a tendência salina das águas nessa localidade (MASCARENHAS et al., 2005).

Também foram realizados trabalhos de mapeamentos através do uso de imagens do SRTM, que possuem informações altimétricas com resolução espacial de 30 metros. Foram obtidos shapefiles de drenagem regional, disponibilizados gratuitamente nos sites da Agência Nacional de Águas, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais.

### 5.3 Resultados e discussão

Os primeiros relatos históricos sobre a existência de extensas áreas com depósitos evaporíticos superficiais datam do séc. XVII, quando da ocupação holandesa no litoral do Nordeste brasileiro (ROSADO; ROSADO, 1987). Rosado; Rosado op. cit. também apresentam relatos de antigos pescadores do município de Areia Branca (RN), sobre o “aterramento” do canal estuarino do Rio Morro Branco pelos holandeses. Estas informações demonstram alterações ambientais ocorridas desde o séc. XVII, e mais recente (séc. XX), pela construção de uma rodovia e atividade de carcinicultura.

As interferências antrópicas associadas com a formação e intensa mobilidade das dunas, característica típica na costa setentrional do Nordeste do Brasil, provavelmente resultaram na interrupção do fluxo de águas do Rio Morro Branco para o oceano adjacente. Isto resultou na evolução de um sistema fluvial para um sistema lacustre, com o assoreamento da desembocadura, semelhante ao observado no estuário do Malcozinhado por Pinheiro et al., (2006).

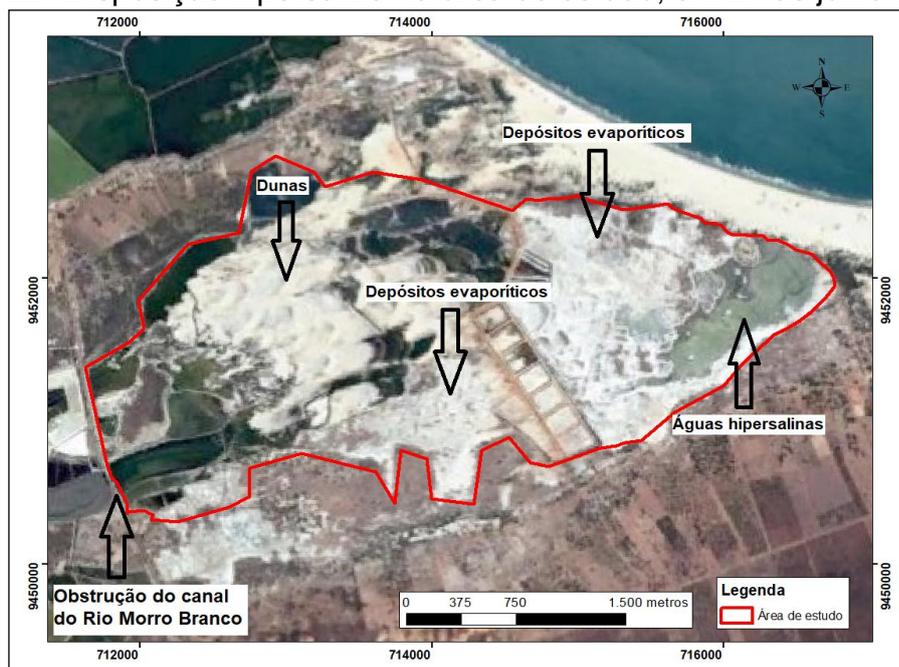
Essa é uma característica marcante de litorais situados em regiões semiáridas, visto que a velocidade dos ventos é mais intensa, juntamente com o transporte e disponibilidade de sedimentos, fazendo com que o domínio das formações arenosas, sob a forma de dunas, contribua significativamente para a obstrução das reentrâncias costeiras (MORAIS et al., 2002). Em consequência, as drenagens de pequeno porte evoluem para sistemas fluvio-lagunares ou estuarino-lagunares (KJERFVE, 1994; MARTIN; DOMINGUEZ, 1994; PINHEIRO; MORAIS, 2010), apresentando em alguns casos, condições de hipersalinização, ou seja, salinidade superiores a 40 (KJERFVE et al., 1996), como pela deposição evaporítica na área de estudo (Figura 12).

As variações do nível do mar também condicionaram a evolução geomorfológica local, visto que os depósitos fluviomarinheiros foram associados com data invariavelmente da eustasia positiva Holocênica, que teve seu ápice há 5.000 A.P. (BEZERRA et al., 2003). O vale do Rio Apodi/Mossoró é preenchido por depósitos Holocênicos, caracterizados por aluviões e sedimentos costeiros, segundo as datações realizadas por Maia (2012).

Ou seja, esses estuários ao longo do Quaternário, provavelmente, apresentavam tendência hipersalina, pela intrusão de águas de origens diversas e de composição química distinta. Inicialmente deveria apresentar proporção iônica parecida as das salmouras de origem marinha, uma vez que em épocas pretéritas teve contato com o mar (ROSADO; ROSADO, 1987).

As águas marinhas que ficaram aprisionadas evaporaram em sua totalidade, após o fechamento natural (através da migração de dunas) ou artificial (realizado pelos holandeses) do contato superficial com as águas marinhas. No entanto, esses sais primitivos novamente foram dissolvidos pelas águas das chuvas, escoamento superficial e subsuperficial oriundo das dunas. Em alguns locais, as águas salinizadas no lençol freático salino podem retroalimentar as lagoas costeiras, conforme modelo proposto por Ribeiro et al., (2016).

Figura 12 - Disposição hipersalina na área de estudo, em 27 de julho de 2005.



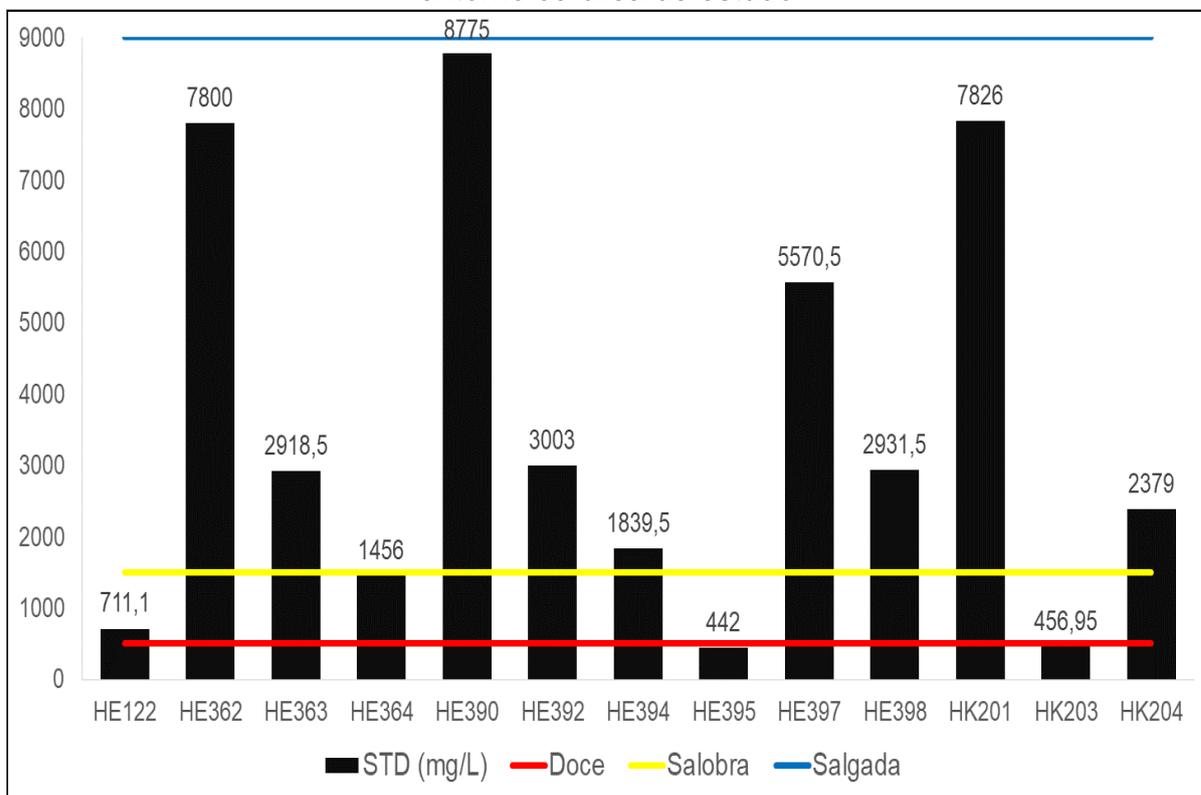
A natureza salina da área foi comprovada nos resultados do levantamento da qualidade das águas subsuperficiais, realizado no ano de 2005 pela CPRM (Figura 13). Os resultados das análises mostraram valores oscilando de 442 e 8.775 mg/L de sólidos totais dissolvidos. De acordo com a classificação adotada por Mascarenhas et al., (2005), as águas subterrâneas dessa localidade são de predominância salobras e salinas (Gráfico 1).

Figura 13 – Distribuição espacial da concentração de sólidos totais dissolvidos (mg/L) em poços subterrâneos no entorno da área de estudo.



Fonte: Adaptação dos dados de STD de poços da base de dados de Mascarenhas et al., (2005).

Gráfico 1 - Classificação da concentração de STD (mg/L) em poços subterrâneos no entorno da área de estudo.

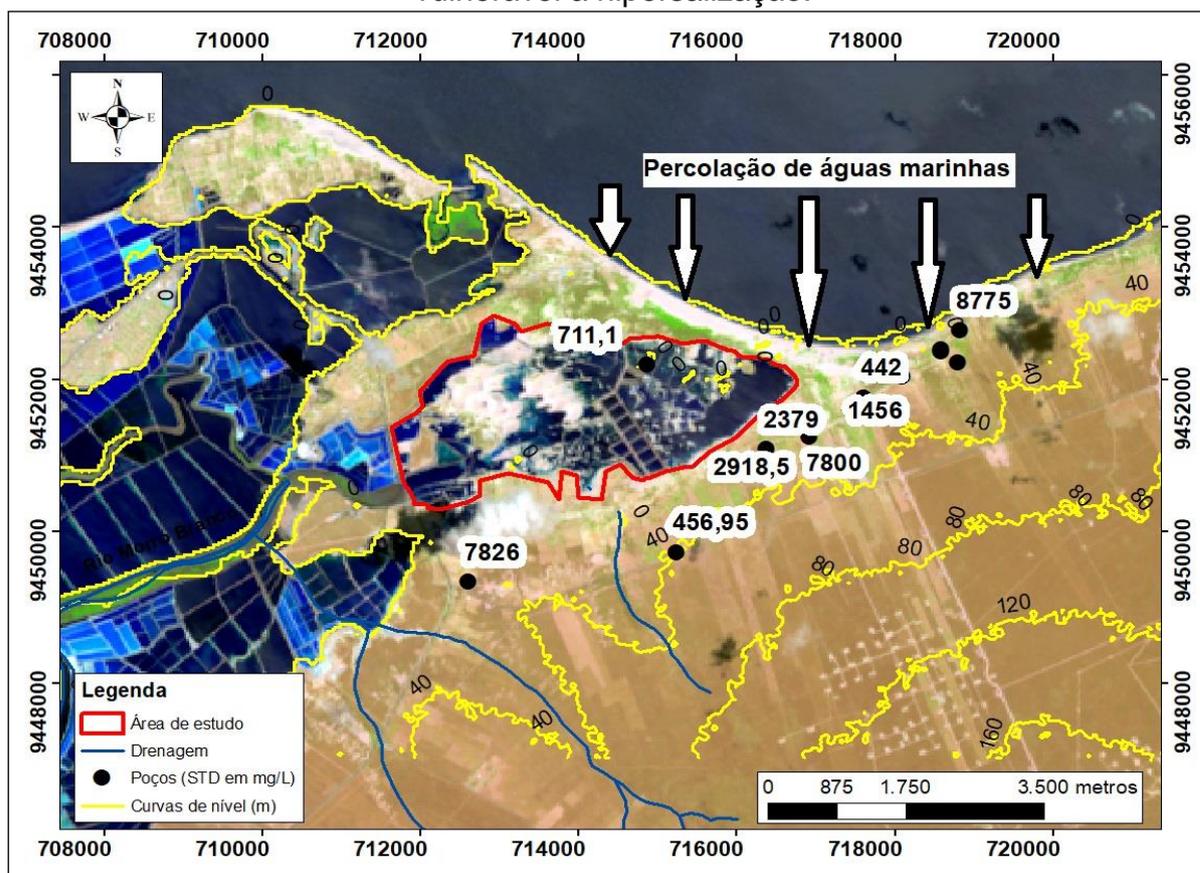


Fonte: Gráfico produzido a partir da base de dados de Mascarenhas et al., (2005).

Observando as cotas altimétricas do relevo adjacente, é possível inferir sobre a convergência de sais para as lagoas ao longo do Holoceno. Através de canais sazonais e a elevada evapotranspiração, ocorre a ascensão capilar dos sais do lençol freático para superfície (RIBEIRO et al., 2016), abastecidos, provavelmente, por percolação de águas de origem marinha (Figura 14).

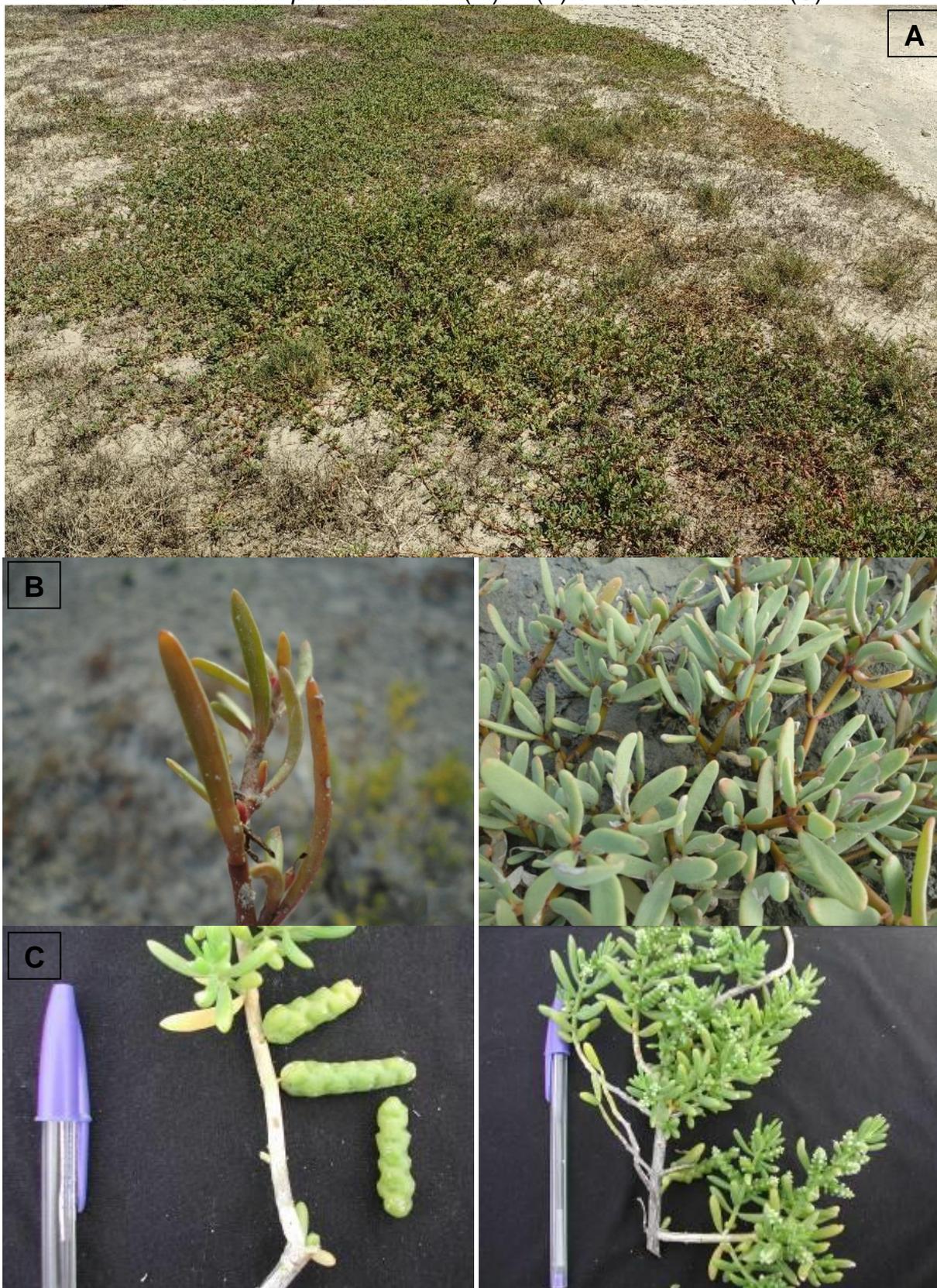
Outro fato que reforça a hipótese desse ambiente ser historicamente vulnerável à hipersalinização, diz respeito às vegetações halófitas encontradas nas margens das lagoas, a exemplo da beldroega (*Sesuvium portulacastrum* L.) e pirixiu (*Batis maritima* L.), além de amplas extensões de margens desprovidas de vegetação vascularizada (Figura 15).

Figura 14 - Relação de altitude, drenagem superficial e subsuperficial (percolação de águas marinhas) e Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) para constituir sistema lacustre vulnerável a hipersalinização.



Fonte: Valores de STD obtidos da base de dados de Mascarenhas et al., (2005).

Figura 15 - Típicos vegetais halófitos presentes ao longo da área de estudo (A), como *Sesuvium portulacastrum* (L.) L. (B) e *Batis maritima* L. (C).



Fonte: acervo do autor (A) e do Laboratório de Ecologia do Semiárido (UFRN) (B e C).

## 5.4 Conclusões

Com base nos primeiros relatos de ocupação da área, tais como aterramento e obstrução de canal estuarino associado à redução da contribuição fluvial e morfodinâmica dunar, é possível afirmar que houve a evolução de um sistema fluviomarinho para lacustre. A hipersalinização foi intensificada pela contribuição do lençol freático salino pelas elevadas taxas de evapotranspiração, resultando na ascensão capilar dos sais para superfície.

Dessa forma, o elevado teor de sais no lençol influencia diretamente na ocorrência de hipersalinização temporária ou perene de sistemas lacustres semelhantes. Infere-se a possibilidade dessas águas salinas emergirem a superfície, tornando-se um dos fatores ambientais preponderantes para a constituição de ambientes hipersalinos no litoral setentrional do Rio Grande do Norte, classificando essa lagoa como ambiente suscetível a hipersalinidade, e elevando-se para condições de deposição evaporítica.

## 6. EFEITOS DA INSUFICIÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NA PLANÍCIE ESTUARINA DO COMPLEXO PIRANHAS/ASSÚ (NORDESTE DO BRASIL)

### 6.1 Introdução

As condições climáticas semiáridas em algumas bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte resultam em taxas de evapotranspiração potencial maiores do que as precipitações, determinando incipientes níveis de escoamento superficial, com as planícies estuarinas dominadas por as águas marinhas durante os períodos de estiagens (IDEMA, 2002; RAMOS E SILVA, 2004; MEDEIROS, 2016).

Nessa região, o sistema climático apresenta forte entrada de energia solar com regime térmico uniforme, marcado por temperaturas elevadas e pequenas variações ao longo do ano; índices de precipitações relativamente escassos e extremamente irregulares entre anos (NIMER, 1989; MEDEIROS, 2016). A complexidade do semiárido deriva das grandes diferenciações pluviométricas (AB' SABER, 1974), que associadas às demais variáveis climatológicas, determinam o déficit entre precipitação e evaporação superior a 2000 mm/ano, conforme mostram estudos na região de Macau (RN) (DINIZ; VASCONCELOS, 2016).

Essa é uma condição adversa para sustentabilidade estuarina, que tem na maioria dos tributários o déficit de afluência contínua significativa, provavelmente em resultado da maioria dos cursos d'água da bacia apresentar caráter intermitente e alguns dotados de barramentos, como mostram estudos nos estuários dos rios Malcozinhado (PINHEIRO, 2003), Catu (PINHEIRO; MORAIS; 2010), Apodi/Mossoró (MEDEIROS, 2016; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016), Coreaú (VALENTIM, 2016) e Pirangi (SCHETTINI et al., 2017).

Essas características impõem limitações ao desenvolvimento florístico, uma vez que na medida em que diminui a umidade do solo, ocorrem restrições à transferência de água para a atmosfera, que passa a depender não somente das condições meteorológicas, mas também do sistema radicular das plantas, bem como de outras características, como o estado fitossanitário das mesmas (BERLATO; MOLION, 1981; TUCCI, 2007; MEDEIROS, 2016).

Nesse sentido, observa-se a necessidade de discussão de aspectos ligados às respostas florísticas aos ambientes costeiros do semiárido, diante da insuficiência e irregularidade das chuvas, associada a elevadas taxas de

evapotranspiração potencial. Dessa forma, esta pesquisa objetiva identificar as variações da cobertura vegetal associadas a um ambiente estuarino entre os anos de 2012 a 2015.

## **6.2 Materiais e métodos**

### **6.2.1 Área de estudo**

O presente estudo foi desenvolvido no complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN), situado entre os municípios de Carnaubais, Macau, Pendências e Porto do Mangue (Figura 16). A zona costeira desta área é formada principalmente por planícies de inundações fluviomarinhas, ecossistemas de manguezais, campos de dunas e praias arenosas (SILVA; AMARO, 2008).

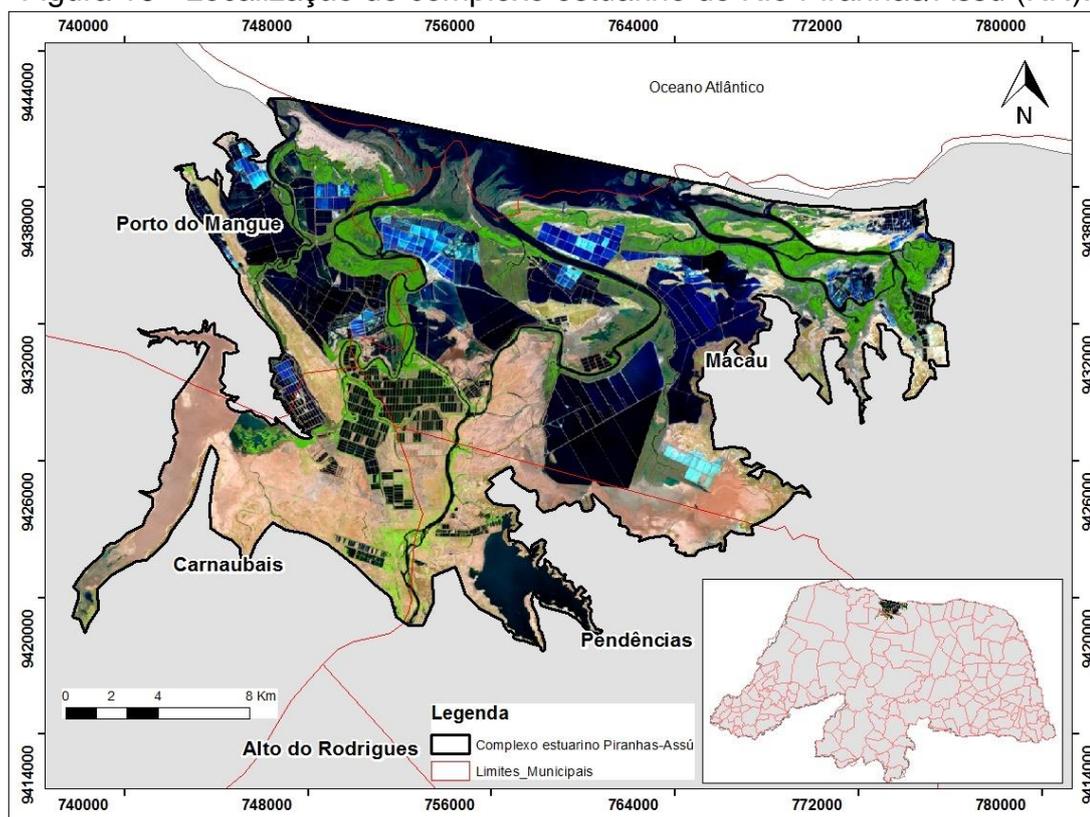
Os níveis médios de precipitações anuais são inferiores a 600 mm (DINIZ; PEREIRA, 2015; DINIZ; VASCONCELOS, 2016), sendo os meses de fevereiro a maio como os mais úmidos, com segundo semestre de índices pluviométricos inferiores a 10 mm. Os valores médios anuais de evaporação são de 2.077,6 mm, com insolação em torno de 2.600 horas/ano e 7,2 horas/diárias (SOARES, 2012).

A temperatura média anual é 26,8°C. Entre os meses de setembro a dezembro apresentam-se os níveis mais elevados de temperatura ( $\pm 34^\circ\text{C}$ ). Os meses de junho a agosto compreendem o trimestre com temperaturas médias mais baixas ( $\pm 26^\circ\text{C}$ ). A amplitude térmica diária normalmente está entre 8° e 10°C, com umidade relativa do ar com média em torno de 66% (AMARO et al., 2002).

Os ventos são frequentes com direção predominante entre E, SE e NE. Entre março e julho a velocidade média mensal varia de 4,2 a 5,5 m/s; e entre agosto a dezembro as velocidades são mais intensas, podendo atingir entre 7,0 a 9,2 m/s (AMARO; COSTA, 2012; DINIZ; VASCONCELOS, 2016).

As drenagens locais seguem a orientação NE e NW, associadas ao controle estrutural da área (SILVA; AMARO, 2008; MAIA; BEZERRA, 2013) e não apresentam afluência contínua significativa dos tributários. A intermitência é uma característica predominante aos cursos d'água da bacia, como típico da maioria dos rios do semiárido (PINHEIRO; MORAIS, 2010; VALENTIM, 2016; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; SCHETTINI et al., 2017; MEDEIROS et al., 2018b).

Figura 16 - Localização do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).



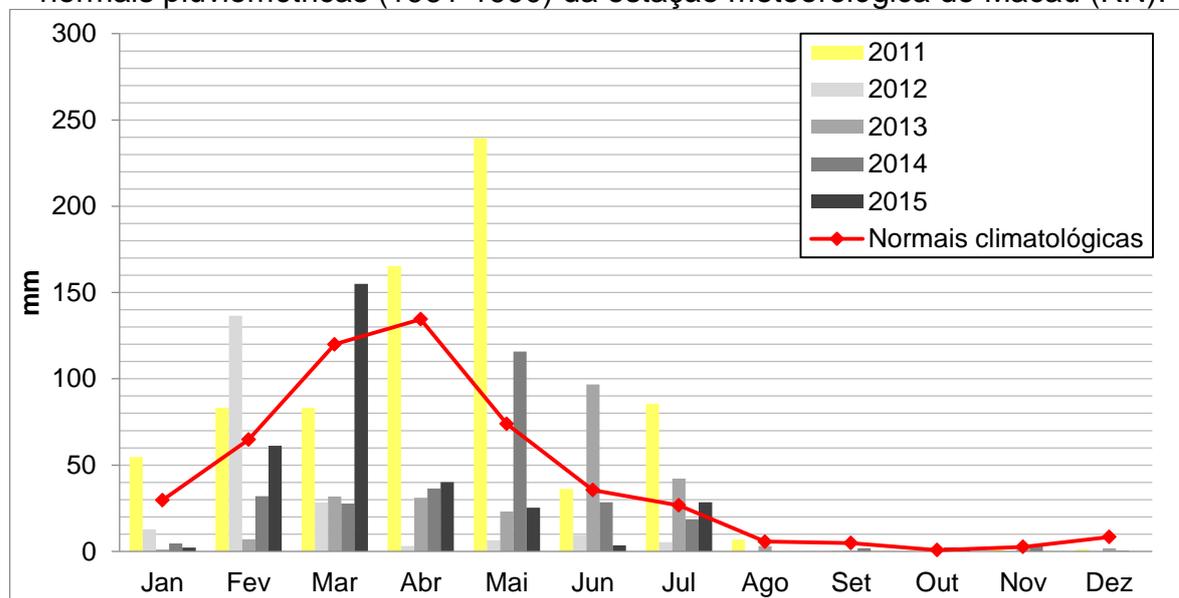
### 6.2.2 Estimativa do balanço hídrico

Para estimar o balanço hídrico foi usado a metodologia proposta Rolim et al. (1998), baseado em um programa para cálculos de balanço hídrico (BH), adotando-se o método que realiza a contabilização do suprimento natural de água ao sistema pela chuva (P), evapotranspiração potencial (ETP) e nível máximo capacidade de água disponível (CAD). Por esse método, o balanço hídrico fornece estimativas da evapotranspiração real (ETR), da deficiência hídrica (DEF), do excedente hídrico (EXC), como também pela dada potencialidade de armazenamento de água no solo (ARM).

Para tanto, foram empregados dados das normais de temperatura, evapotranspiração potencial e precipitação pluviométrica mensais, a partir do banco de informações da estação meteorológica de Macaú (RN), pertencente ao INMET. Para a capacidade de água disponível (CAD), utilizou-se o valor de 100 mm, por ser o nível normalmente empregado para classificação climática, de acordo com Vianello; Alves (2006) apud Portilho et al. (2011).

Para definição do período de estudo, foram observados a sequência dos anos com condições de semiaridez mais severas. Dessa forma, os anos de 2012 a 2015 foram definidos para o presente estudo, uma vez que houve predomínio do déficit hídrico no semiárido brasileiro (MARENGO et al., 2016), no qual o volume de chuvas foram inferiores às médias normais climatológicas: 507,2 mm em Macau e 787,9 em Mossoró (INMET, 2009). Cabe destacar que o ano de 2011 serviu como delimitador para o recorte temporal, visto que os acumulados pluviométricos foram superiores aos níveis das normais climatológicas (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Precipitação pluviométrica acumulada mensal dos anos de 2011 a 2015 e normais pluviométricas (1961-1990) da estação meteorológica de Macau (RN).



Fonte: Adaptado de INMET (2015).

### 6.2.3 Monitoramento da cobertura vegetal

Objetivando integrar as condições hídricas ao aspecto florístico foi realizada a análise da variação temporal da cobertura vegetal, através do Índice de Vegetação Ajustada ao Solo (SAVI). Esse índice utiliza duas características espectrais da vegetação: a intensa absorção da clorofila na região do vermelho e sua intensa reflexão no infravermelho próximo.

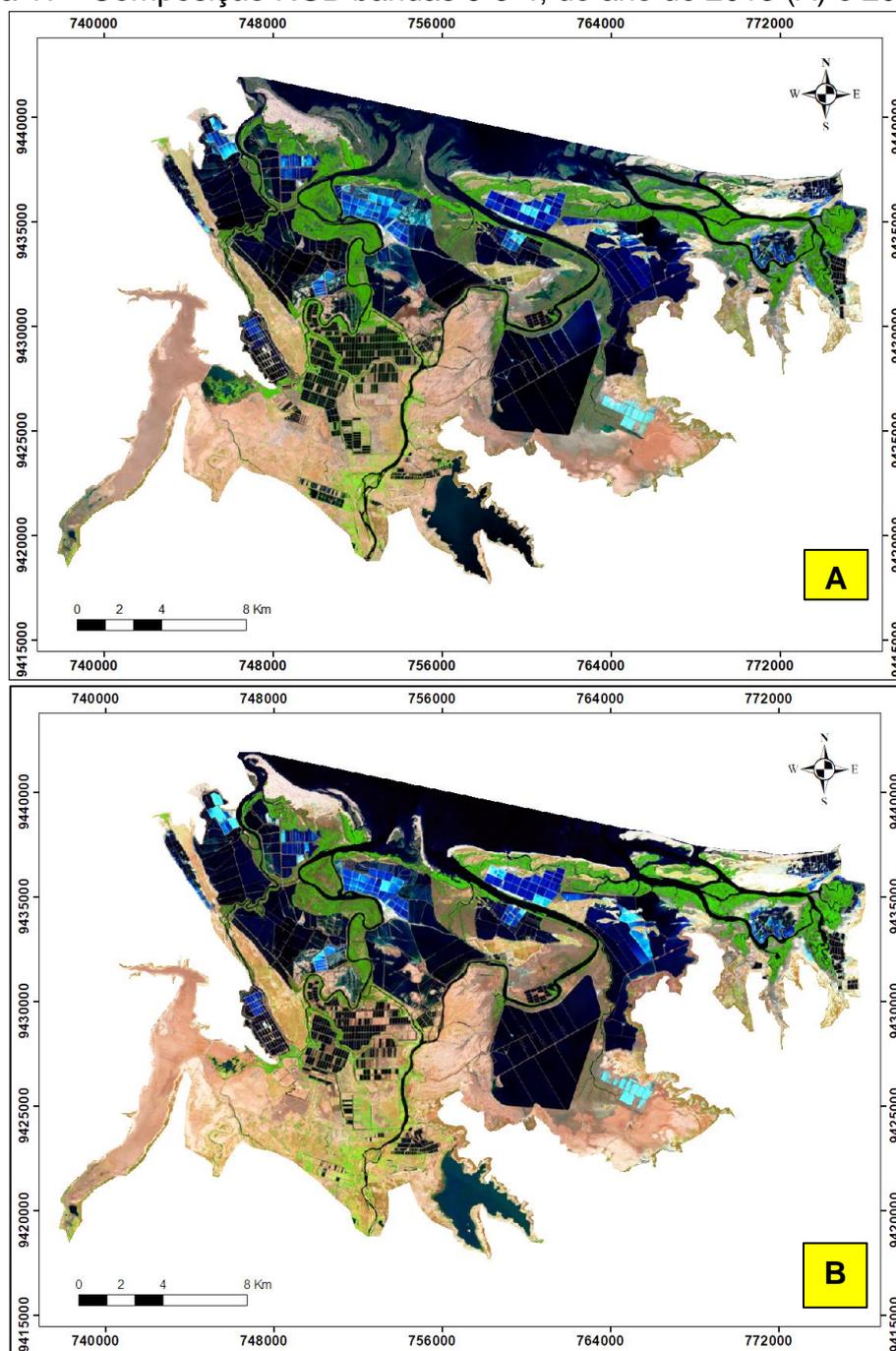
Foram utilizadas bandas (banda 04 – vermelho e a banda 05 – infravermelho) do LandSat 8 OLI/TIRS, obtidas no site da USGS (United States Geological Survey), com escala de trabalho de até 1:30.0000. O critério de seleção foi baseado nas cenas com boa qualidade, não comprometidas por cobertura de

nuvens na área desejada e com períodos (mês) de coleta correspondente à mesma estação climática. Dessa forma, as cenas escolhidas para este trabalho foram a LC82150642013232LGN00, com data de 20 de agosto de 2013, e LC82150642015206LGN00 de 25 de julho de 2015.

Inicialmente as imagens foram submetidas a um processo de reprojeção, sendo adicionado e transformado a sua posição (geometria) para um sistema de coordenadas mais adequado. Foi aplicada a transformação de UTM (Universal Transversa de Mercator) com Datum WGS 84 Norte para UTM com Datum de referência indicado para o SIRGAS2000 Zona 24 Sul. As imagens foram submetidas ao processo de recorte para o enquadramento da área de estudo, através do uso da ferramenta CLIP (Cortar) do software ArcGis 10, por meio de um vetor delimitador da área do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).

Em seguida, foi realizada a correção atmosférica das imagens, sendo utilizado o modelo Dark Object Subtraction (DOS) também conhecido como subtração de pixel escuro (SPE), que, segundo Andrade (et al., 2010) consiste em corrigir o espalhamento atmosférico e estimar a interferência atmosférica a partir dos números digitais (ND) das imagens. Após a etapa de correção atmosférica, as imagens pré-processadas tornaram-se aptas para analisar as principais feições da área a partir da composição RGB com as bandas 6, 5 e 4 (Figura 17), assim como para aplicação da álgebra de mapas (SAVI) (ALVARENGA; MORAES, 2014).

Figura 17 - Composição RGB bandas 6-5-4, do ano de 2013 (A) e 2015 (B).



O SAVI é obtido pela multiplicação de  $1 + L$  pela razão entre a diferença da reflectância do infravermelho próximo (NIR) pela reflectância do vermelho (R), dividida, respectivamente, pela soma das mesmas + "L". Para este índice, Huete (1988) propôs a expressão (Equação 1).

$$\text{SAVI} = (1+L) \times (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R} + L) \quad (1)$$

Segundo Huete (1988), a constante L pode apresentar valores de 0 a 1, variando segundo a própria biomassa. Os valores ótimos de L são: L = 1 (para baixas densidades de vegetação), L = 0,5 (para médias densidades de vegetação) e L = 0,25 (para altas densidades de vegetação). O fator L = 0,5 foi escolhido para este estudo, devido englobar uma maior variação de condições de vegetação, conforme observado para a área pesquisada (HUETE, 1988; PONZONI; SHIMABUKURO, 2009; VIGANÓ et al., 2011).

Para os produtos cartográficos obtidos, foram atribuídos os mesmos intervalos temáticos para as classes definidas. Dessa forma, os níveis de verde expressam valores que representam os mais altos índices de vegetação (escuro), e com espécies esparsas e herbáceas (claro). Em amarelo e laranja representam baixos índices de vegetação, com tendência ao domínio de solos expostos. Em vermelho correspondem a alvos urbanos, empreendimentos salineiros e de carcinicultura.

Após essa etapa, as imagens SAVI geradas foram submetidas à técnica de segmentação visando extrair a cobertura vegetal (rala, esparsa e densa), sendo posteriormente realizada a classificação supervisionada. Por fim, foram calculadas as áreas e estabelecidas às taxas de regressão da cobertura vegetal.

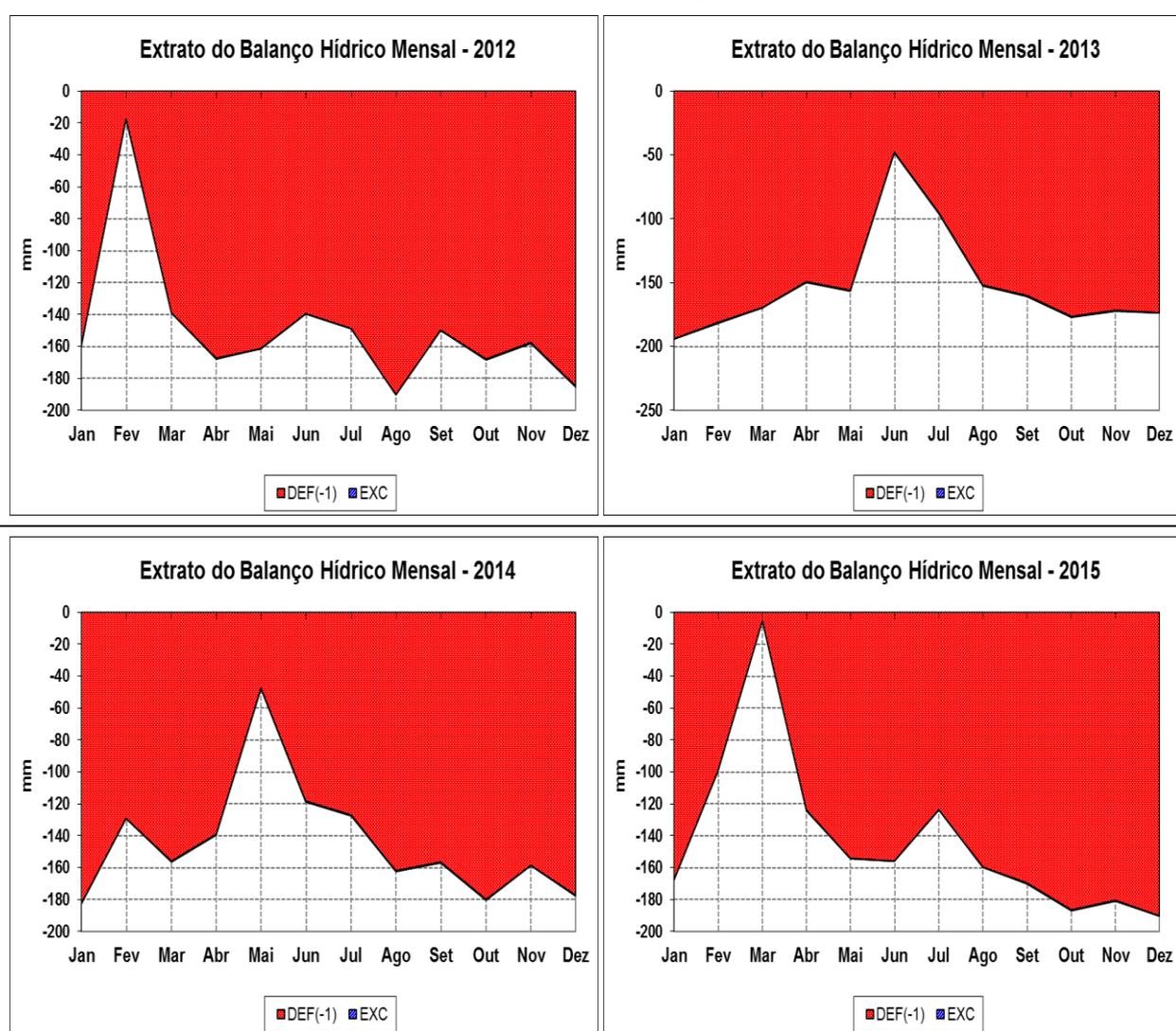
Cabe destacar que o processamento digital das imagens foi realizado no software Envi 5.0, sendo gerado shapefile dos produtos gráficos. Para a álgebra de mapas e procedimentos que necessitam de uma plataforma de Sistema de Informação Geográfica (SIG) foi utilizado o software ArcGis 10 (*Educational Edition* EVA866900120).

### **6.3 Resultados e discussão**

O balanço hídrico climatológico ratificou a propensão do ambiente aos efeitos da deficiência hídrica (DEF). Durante todo o período permaneceram taxas de precipitação pluviométrica menor do que a evapotranspiração potencial ( $P < ETP$ ) (Gráfico 3). Nos meses de agosto de 2012 e dezembro de 2015, foram caracterizados pelo maior nível de déficit hídrico, atingindo aproximadamente -190 mm. No geral, a deficiência hídrica acumulada para ano de 2012 foi de -1.784,8 mm, -1.829,8 em 2013, o ano de 2014 com -1.735 mm e -1.708,2 mm em 2015.

A irregularidade e intensidade interanual das chuvas apresentou relativa influência pontual para diminuição dos níveis de deficiência, conforme observado para os meses de fevereiro (2012) e março (2015). Entretanto, mesmo com a presença de chuvas nesse período, permaneceram índices de deficiência de umidade, testemunhando a influência dos altos níveis de insolação e temperatura para o aumento das taxas de evapotranspiração potencial ao ponto de superar as precipitações ocorridas.

Gráfico 3 - Balanço hídrico climatológico para o município de Macau (RN), entre os anos de 2012 a 2015.



Fonte: realizado pelo autor a partir de dados do INMET (2015).

Os coeficientes obtidos por meio da técnica SAVI apresentaram diferenças para os anos de 2013 e 2015. As áreas predominantemente ocupadas por vegetação (verde claro) em 20 de agosto de 2013 (Figura 18) passaram a

apresentar solo exposto (amarelo) em 25 de julho de 2015 (Figura 19), principalmente na porção central e 3º quadrante (Oeste-Sul). Nas regiões mais próximas à foz, também ocorreu o aumento de trechos para domínio de solos expostos em ambientes anteriormente cobertos por vegetação. Para algumas áreas com fragmentos de vegetação de porte arbóreo (verde escuro), foi observada uma tendência de evolução para diminuição da cobertura vegetal, assim como exposição direta dos solos.

Como as reservas superficiais estão expostas diretamente à radiação solar, o seu aquecimento é máximo, conduzindo para elevada taxa de evaporação líquida. Nesse sentido, o estresse hídrico provocou alteração interanual da vegetação (rala, esparsa e densa), que reduziu aproximadamente 41,8% do ano de 2013 para 2015.

Figura 18 - SAVI do ano de 2013, do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).

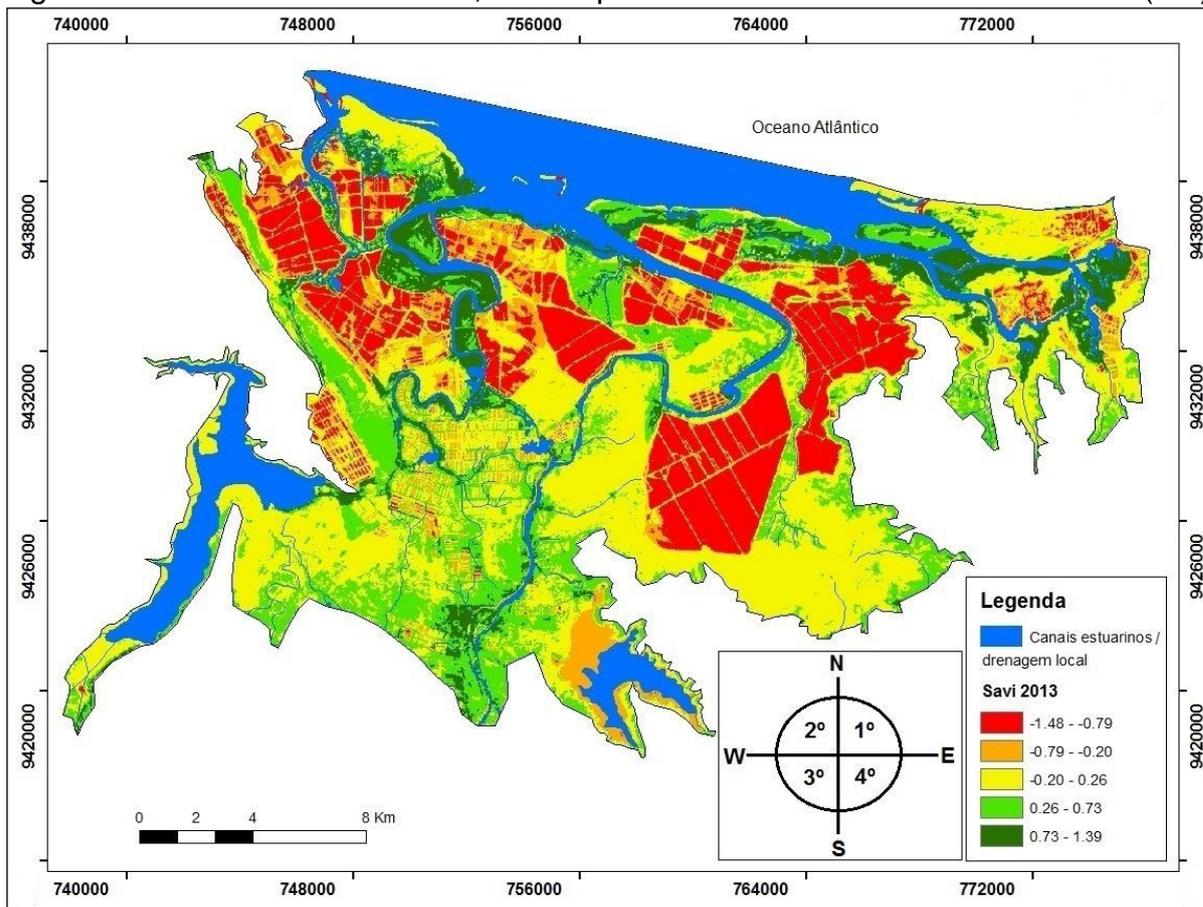
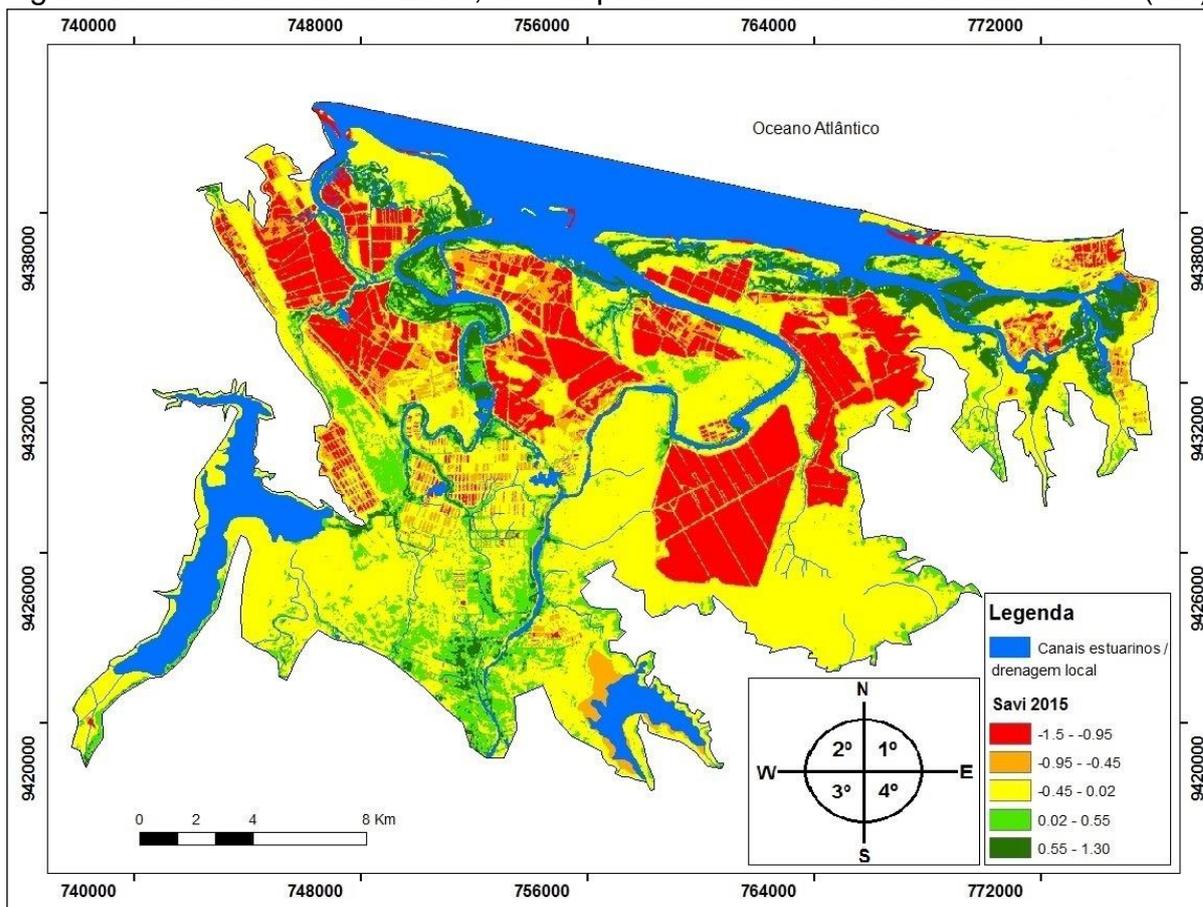


Figura 19 - SAVI do ano de 2015, do complexo estuarino do Rio Piranhas/Assú (RN).



A continuidade dessas características tornou-se uma condicionante para hipersalinidade na maioria dos estuários da região, sobretudo durante os períodos de estiagem (MEDEIROS, 2016), sendo comum a ocorrência de extensas planícies hipersalinas nessa zona litorânea (COSTA et al., 2013; MEDEIROS, op. cit.). Nesse contexto, a salinização afeta diretamente os constituintes naturais do solo e da água, podendo contribuir na degradação dos ecossistemas, principalmente diminuindo a cobertura vegetal (FERREIRA et al., 2008).

Cabe destacar que para a presente pesquisa não foram considerados processos ligados ao extrativismo vegetal. Nessa região os manguezais e caatinga são as principais unidades fitoecológicas (AMARO; COSTA, 2012). Os manguezais são integralmente protegidos pela Lei nº. 12.651/2012 do Código Florestal do Brasil, ao passo que a supressão de vegetação nativa da caatinga é regulada por órgãos ambientais competentes.

## 6.4 Conclusões

Houve predomínio de deficiência hídrica, decorrente da insuficiência e irregularidade das chuvas, associada a elevadas taxas de evapotranspiração potencial. Embora a ocorrência de aumento pontual das precipitações em alguns meses, a continuidade de elevados níveis de insolação e temperatura foram determinantes para alta evapotranspiração, corroborando a manutenção das condições de insuficiência hídrica em períodos de maior umidade. Como consequência, o déficit acumulado para ano de 2012 foi de -1.784,8 mm, -1.829,8 em 2013, o ano de 2014 com -1.735 mm e -1.708,2 mm em 2015.

Os efeitos da deficiência hídrica provavelmente provocaram o aumento de solos expostos, em detrimento a perda de vegetação que correspondeu a 41,8% no período analisado. Acrescenta-se que essa condição denota ao regime hidrológico dos canais estuarinos serem dominado por marés, e maior exposição das margens a possíveis eventos erosivos e de assoreamento.

A utilização de imagens LandSat 8, a partir da aplicação da álgebra de mapas para estimar os índices de vegetação através do SAVI, apresentou resultados satisfatórios. Portanto, a metodologia utilizada, por meio da integração da modelagem de dados para obtenção de balanço hídrico climatológico e da aplicação de técnicas de Processamento Digital de Imagens (PDI), são alternativas viáveis para estudos relacionados às variações temporais da cobertura vegetal, sobretudo em regiões de domínio semiárido.

## CAPÍTULO III - EFEITOS DE VARIÁVEIS PEDOGENÉTICAS AOS TIPOS DE COBERTURA DE SOLOS

---

### 7. COMPORTAMENTO DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE SOLOS ENTRE ESTUÁRIOS SOB DIFERENTES PROCESSOS EVOLUTIVOS

#### 7.1 Introdução

As características físicas dos estuários são determinadas pelo arranjo das condições geológicas, hidrográficas, topográficas e climáticas. A morfologia interfere na disposição de atributos físicos e químicos dos solos de acordo com os processos morfodinâmicos atuantes.

Os estuários são ambientes costeiros de transição com maior ou menor influência da descarga fluvial, das marés, ondas e ventos (e.g. baías e enseadas, lagunas costeiras, canais, deltas, etc.) (MIRANDA et al., 2012). Cameron; Pritchard (1963) definiram estes ambientes como um corpo de água semifechado que tem uma conexão livre com o mar aberto, onde a água proveniente do oceano se mistura com a água de aporte fluvial.

Os estuários representam a interação continente e oceano adjacente (PRITCHARD, 1955; IPPEN; HARLEMAN, 1961; CAMERON; PRITCHARD, 1963; DIONNE, 1963; HARLEMAN; ABRAHAM, 1966; HANSEN; RATTRAY, 1966; FAIRBRIDGE, 1980; KJERFVE, 1987; DYER; 1997; POTTER et al., 2010; MIRANDA et al., 2012), fazendo com que estes ambientes apresentem elevadas propriedades dinâmicas, em resultado dos agentes naturais marinhos e continentais, servindo como área de abrigo, reprodução, desenvolvimento e alimentação de espécies marinhas, estuarinas, límnicas e terrestres (ODUM, 1988).

A gênese dos estuários é relativamente recente (< 5 mil anos), decorrente de processos eustáticos (variações do volume de água dos oceanos) ou isostáticos (variações do nível da crosta terrestre), bem como processos de origem tectônica (MIRANDA et al., 2012). Estes ambientes apresentam processos hidrodinâmicos e morfodinâmicos condicionados pela intensidade da energia e penetração das águas marinhas, pelas descargas de água doce, gradiente de pressão devido à influência termohalina da salinidade sobre a densidade, pela circulação da plataforma

continental e pelo vento agindo diretamente sobre a superfície livre, influenciando continuamente a disponibilidade de atributos para a formação de solos.

Os estuários de “planícies costeiras” são formados durante as transgressões do mar no Holoceno, geralmente rasos, perpendiculares à linha de costa, com configuração geométrica em forma de “V” (MIRANDA et al., 2012). Os estuários “construídos por barras” apresentam dinâmica semelhantes aos estuários-lagunares. Nas áreas semiáridas, a velocidade dos ventos é mais intensa, provocando maior disponibilidade, transporte e deposição de sedimentos, fazendo com que o domínio das formações arenosas, sob a forma de dunas e barras arenosas, contribua significativamente para a obstrução das reentrâncias costeiras (MORAIS et al., 2002; PINHEIRO; MORAIS, 2010). Em consequência, as drenagens de pequeno porte evoluem para sistemas flúvio-lagunares ou estuarino-lagunares (KJERFVE, 1994; PINHEIRO; MORAIS op. cit.).

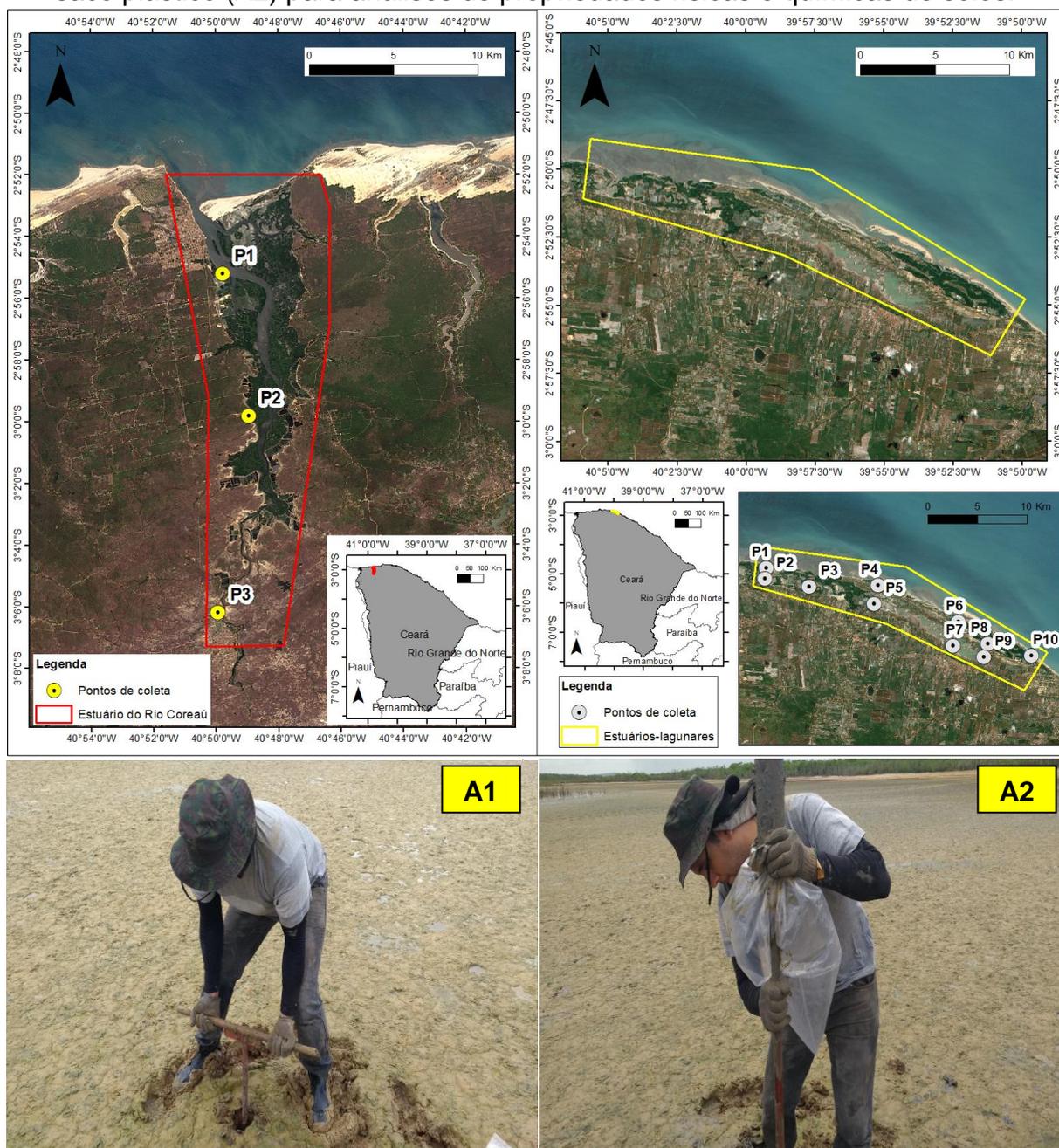
Nesse sentido, a costa semiárida brasileira é marcada pela existência de estuários em planície costeira, que ora evoluem para estuários-lagunares a partir da relação de baixo influxo dos rios e o transporte de sedimentos pelas correntes de deriva litorânea. A compreensão das respostas das características pedogenéticas diante da instabilidade desses sistemas poderá contribuir para a compreensão da capacidade de resiliência diante dos impactos naturais e antropogênicos.

Portanto, a presente pesquisa objetiva identificar atributos pedogenéticos entre sistemas estuarinos distintos, do ponto de vista morfológico. Espera-se que o produto deste estudo proporcione conhecimento sobre as fragilidades inerentes à dinâmica de sistemas condicionados ao contexto da semiaridez.

## **7.2 Materiais e métodos**

Foram coletadas amostras de solos em setores com influência fluvial, fluviomarina e marinha nos estuários estudados. Em cada ponto, com uso de trado caneco, foram realizadas amostragens subsuperficiais (0,40 – 0,70 m) (Figura 20).

Figura 20 – Pontos de amostras de solos coletados em planícies estuarinas no litoral Noroeste do Estado do Ceará, através de trado caneco (A1) e armazenamento em saco plástico (A2) para análises de propriedades físicas e químicas de solos.



Os pontos de coleta no estuário do Rio Coreau foram definidos com base na setorização proposta nos trabalhos de Rodrigues (2014), Colares et al., (2016) e Valentim (2016), para a seleção de amostras no baixo estuário (P1), médio estuário (P2) e alto estuário (P3). Para os estuários-lagunares, localizados entre os municípios de Acaraú e Itarema (CE), as amostragens foram dispostas em seções Oeste-Leste, contemplando as margens dos canais estuarinos.

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados para serem transportados ao LASAP da UFRSA. Foram realizadas análises dos parâmetros: pH, P, K, Na, Ca, Mg, Al, H + Al, micronutrientes, nitrogênio total, condutividade elétrica e granulometria. As amostras foram analisadas de acordo os métodos propostos por Teixeira et al. (2017). A partir das análises realizadas foram obtidos os índices: capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC); saturação por bases (V %); saturação por alumínio trocável (m %) e a percentagem de sódio trocável (PST). A classificação textural foi definida conforme Lemos; Santos (1996).

O processo de manipulação e integração dos dados foi realizado em planilhas do software Excel, sendo efetuada a análise estatística bivariada a partir da aplicação do teste de Correlação de Pearson ( $R^2$ ), pelo nível de significância (p level) balizado pelo teste “t” de Student.

Nesse sentido, para interpretação dos coeficientes de correlação positiva e negativa (correlação inversa), foi adotado proposta de Callegari-Jacques (2003) (Quadro 3).

Quadro 3 – Coeficiente e classificação de correlações estatísticas.

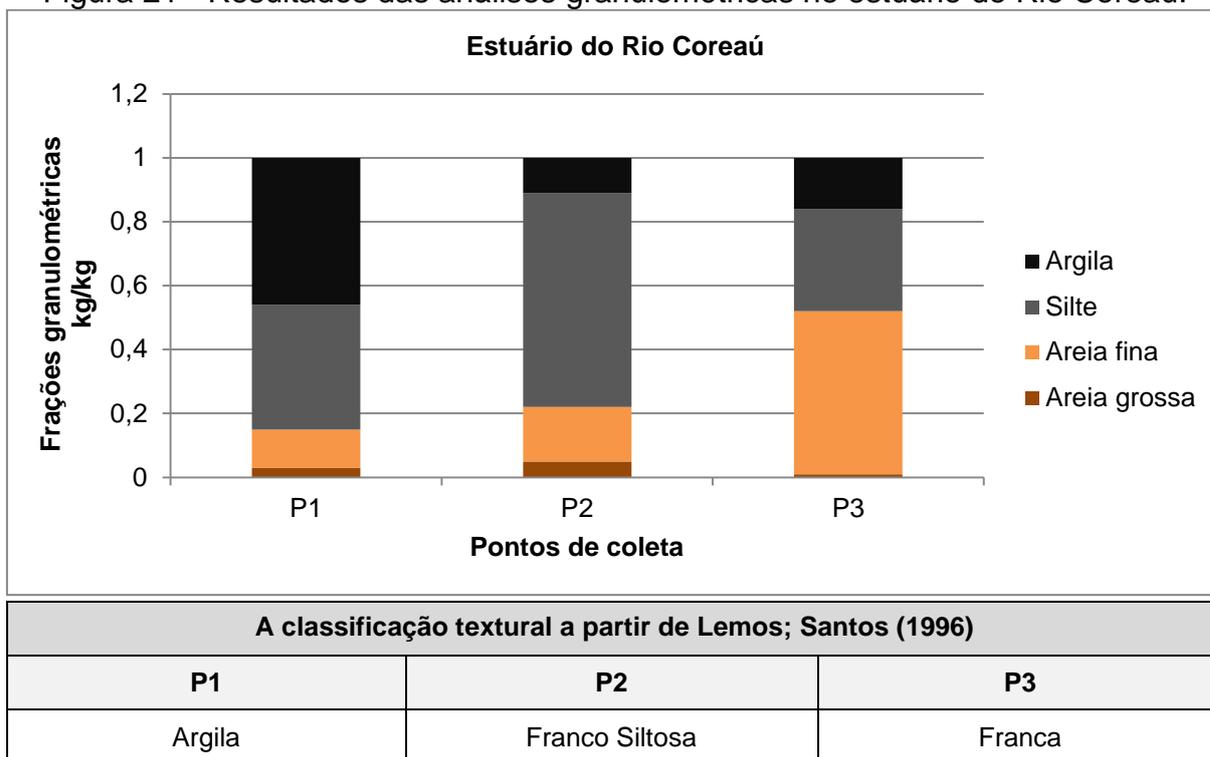
<b>Coeficiente</b>	<b>Classificação da correlação</b>
$0,00 < \rho < 0,30$	Fraca
$0,30 \leq \rho < 0,60$	Moderada
$0,60 \leq \rho < 0,90$	Forte
$0,90 \leq \rho < 1,00$	Muito forte

Fonte: adaptado de Callegari-Jacques (2003).

### 7.3 Resultados

No estuário do Rio Coreaú, os sedimentos finos predominaram espacialmente. A argila obteve maior presença no ponto 1 (0,46 kg/kg), classificando a textura argilosa deste ponto. No ponto 2, do domínio de silte seguido de areia fina, foi determinante para a textura franco siltosa. Por outro lado, o ponto 3 apresentou 51% da amostra de areia fina, permitindo a classificação franca (Figura 21).

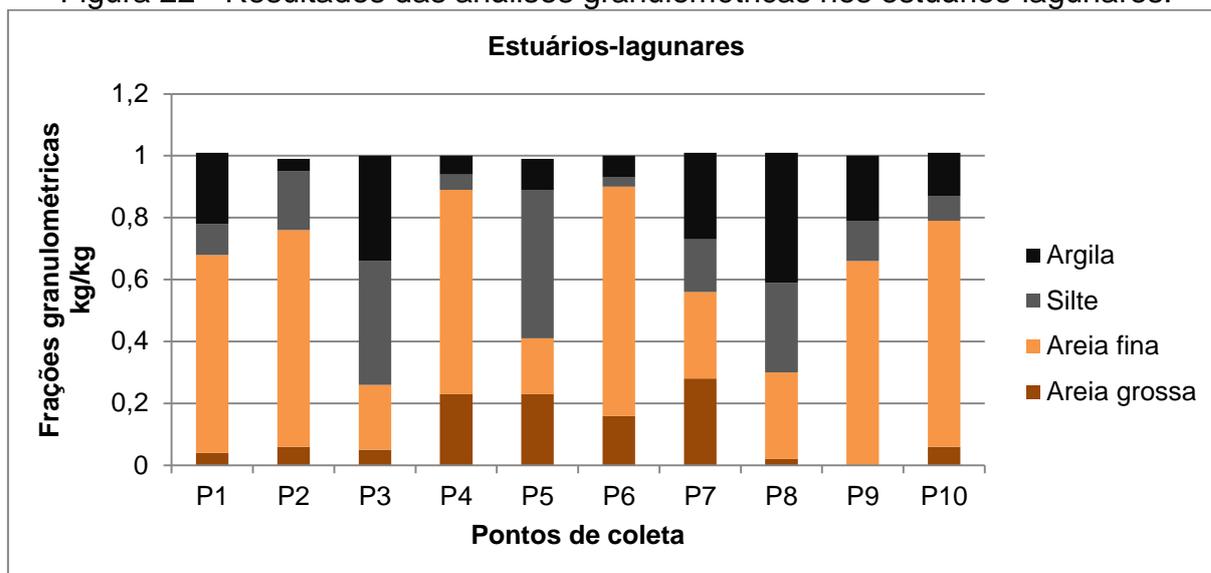
Figura 21 - Resultados das análises granulométricas no estuário do Rio Coreaú.



As frações arenosas predominam nos estuários-lagunares, exceto nos Pontos 3, 5 e 8. Nos Pontos 1, 7 e 9 a textura é franco argilo arenosa, com domínio das frações arenosas, sobretudo da areia fina nos pontos 1 e 9. O Ponto 7 apresentou composição semelhante entre areia fina, grossa e argila.

Os pontos 4 e 6 apresentaram aproximadamente 90% de areias finas e grossas. Os pontos 6 e 10 apresentaram os maiores registros de areia fina (> 0,70 kg/kg). O ponto 8, localizado em área de manguezal, apresentou 0,42 kg/kg de argila, com 0,29 kg/kg de silte e 0,28/kg/kg de areia fina.

Figura 22 - Resultados das análises granulométricas nos estuários-lagunares.



A classificação textural a partir de Lemos; Santos (1996)				
P1	P2	P3	P4	P5
Franco argilo arenosa	Areia Franca	Franco argilosa	Areia	Franca
P6	P7	P8	P9	P10
Areia	Franco argilo arenosa	Argila	Franco argilo arenosa	Franco arenosa

No estuário do Rio Coreaú, o Nitrogênio apresentou tendência de aumento do alto para o baixo estuário. Nos estuários-lagunares, o ponto 8 foi caracterizado por apresentar o maior registro deste elemento entre os ambientes estuarinos estudados, uma vez que foi registrado 1,33 g/kg. Por outro lado, o ponto 2 nos estuários-lagunares não houve presença de N nos solos.

O pH foi predominantemente alcalino. Os registros de acidez foram obtidos apenas no Ponto 3 (pH = 6,5) do estuário do Rio Coreaú, e no Ponto 3 dos estuários-lagunares, com elevada acidez (pH = 4). A maioria dos pontos apresentou elevada alcalinidade (pH > 7,8), como visto no Coreaú (P1) e nos estuários-lagunares (P1, P2, P4, P8, P9 e P10).

A CE no ponto 2 (3,58 ds/m) do estuário do Rio Coreaú, foi a menor registrada para este estuário, enquanto que nos pontos 1 e 3, a CE foi superior a 9 ds/m. Nos estuários-lagunares, a condutividade elétrica variou de 2,33 ds/m (ponto 7) a 19,03 ds/m (ponto 5). Entre os estuários analisados, o ponto 1 no Coreaú apresentou a maior concentração de matéria orgânica (19,84 g/kg). Destacam-se

também os elevados registros nos pontos 8 (15,72 g/kg), 5 (14,9 g/kg) e 1 (14,07 g/kg). No ponto 3 do Coreaú houve deficiência de matéria orgânica.

Em relação aos macronutrientes, em ambas áreas de estudo, o  $\text{Na}^+$  apresentou os registros mais elevados na maioria dos pontos. Destaca-se os maiores níveis obtidos nos pontos 8 (71,02  $\text{cmolc/dm}^3$ ), 1 (65,87  $\text{cmolc/dm}^3$ ) e 2 (63,3  $\text{cmolc/dm}^3$ ) nos estuários-lagunares. No estuário do Rio Coreaú, o Sódio foi superior a 40  $\text{cmolc/dm}^3$  nos pontos 1 e 3, enquanto que no ponto 2 houve menor nível neste sistema (34,76  $\text{cmolc/dm}^3$ ), perfazendo média de 34,76  $\text{cmolc/dm}^3$ . Nos estuários-lagunares, houve o menor dado deste macronutriente no ponto 7 (8,79  $\text{cmolc/dm}^3$ ).

O Magnésio foi o segundo macronutriente mais abundante na área. O mais elevado registro de Mg foi 32,3  $\text{cmolc/dm}^3$ , obtido no ponto 2 (Coreaú), onde unicamente superou a presença de sódio entre os pontos amostrados. Este registro superou em 3,5 vezes ao obtido no ponto 3 (9,2  $\text{cmolc/dm}^3$ ) e 4,2 vezes ao ponto 1 (7,6  $\text{cmolc/dm}^3$ ) do estuário do Rio Coreaú. Nos estuários-lagunares se destaca o resultado do ponto 5, em 27  $\text{cmolc/dm}^3$ , e os menores níveis entre os sistemas estudados (< 3  $\text{cmolc/dm}^3$ ) foram registrados nos pontos 4 e 6.

O  $\text{Ca}^+$  apresentou o terceiro maior nível médio dos macronutrientes. Com tendência de aumento da montante para jusante no estuário do Coreaú (P3 = 2,5  $\text{cmolc/dm}^3$ ; P2 = 8,1  $\text{cmolc/dm}^3$ ; P1 = 12,9  $\text{cmolc/dm}^3$ ), com média de 7,83  $\text{cmolc/dm}^3$ . Nos estuários-lagunares a média geral foi de 5,15  $\text{cmolc/dm}^3$ , com destaque nos pontos 10 (7,5  $\text{cmolc/dm}^3$ ) e 1 (7,2  $\text{cmolc/dm}^3$ ), por apresentarem maiores níveis, e no ponto 3 (1,7  $\text{cmolc/dm}^3$ ), pelo menor resultado.

O P e  $\text{K}^+$  concentraram-se 0,31  $\text{cmolc/dm}^3$  de P no ponto 1 (Coreaú) a 0,03  $\text{cmolc/dm}^3$  de P no ponto 7 (estuários-lagunares); o  $\text{K}^+$  teve maior nível no ponto 5 (3,7  $\text{cmolc/dm}^3$ ) (estuários-lagunares) e menor no ponto 9 (0,5  $\text{cmolc/dm}^3$ ).

O  $\text{Al}^{3+}$  e acidez potencial (H + Al) foram nulos em praticamente todos os pontos, exceto no ponto 3 dos estuários-lagunares, quando da presença de 0,25  $\text{cmolc/dm}^3$   $\text{Al}^{3+}$  e 2,48  $\text{cmolc/dm}^3$  de H + Al.

Os sistemas estudados apresentam capacidade de armazenar e liberar macronutrientes, uma vez que a "SB", "t" e "CTC" foram predominantemente elevadas. Todavia, o mais baixo coeficiente foi obtido no ponto 7 (17,44  $\text{cmolc/dm}^3$ ). A saturação por bases do solo (V) foram superiores a 90%, com PST classificada em

solos em salinos e sódicos (PST > 20 %), sobretudo nos estuários-lagunares através dos pontos 8 (PST = 82%) e 1 (PST = 81%), assim como no ponto 3 do Coreaú (PST = 76%). A “m” foi nula em todos os pontos estudados (m = 0 %).

Com relação aos micronutrientes dos solos, dentre os parâmetros analisados, o Ferro apresentou maiores registros médios e absolutos. Os mais elevados registros foram nos pontos 2 (222,4 mg/dm<sup>3</sup>) do estuário do Rio Coreaú e no ponto 5 (118,15 mg/dm<sup>3</sup>) nos estuários-lagunares. A distribuição espacial foi bastante variada, uma vez que foram obtidos registros inferiores a 1 mg/dm<sup>3</sup> nos estuários estudados, com ausência no ponto 1 (estuário do Rio Coreaú).

O Manganês foi o segundo maior micronutriente disponível, com forte presença no ponto 2 do Coreaú (127,6 mg/dm<sup>3</sup>), contrastando ao 3,62 mg/dm<sup>3</sup> encontrado no ponto 1 deste estuário. Nos estuários-lagunares, o Manganês esteve abaixo de 9 mg/dm<sup>3</sup>, sendo o ponto 5 (8,51 mg/dm<sup>3</sup>) mais elevado e o ponto 3 (0,51 mg/dm<sup>3</sup>) mais baixo, com tendência de valores próximos da média (4,91 mg/dm<sup>3</sup>).

O Cobre e Zinco apresentaram níveis inferiores aos demais micronutrientes, com médias de 0,72 mg/dm<sup>3</sup> e 0,20 mg/dm<sup>3</sup> de Cobre no Coreaú e estuários-lagunares, respectivamente, e 1,35 mg/dm<sup>3</sup> médio de Zinco no Coreaú, reduzindo a média para 0,20 mg/dm<sup>3</sup> nos estuários-lagunares (Tabela 1).

Tabela 1 - Atributos físico-químicos<sup>1,2,3,4,5</sup> dos solos em planícies estuarinas do litoral Noroeste do Ceará.

Estuário do Rio Coreaú																					
Ponto	N g/kg	pH (água)	CE dS/m	MO g/kg	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	(H+Al)	SB	t	CTC	V	m %	PST	Cu	Fe	Mn	Zn
									cmolc/dm <sup>3</sup>									mg/dm <sup>3</sup>			
P1	0,91	8,2	9,41	19,84	0,31	2,75	46,13	12,90	7,60	0,00	0,00	69,40	69,40	69,40	100	0	66	0,4	0	3,62	0
P2	0,35	7,3	3,58	10,13	0,19	3,29	17,21	8,10	32,30	0,00	0,00	60,90	60,90	60,90	100	0	28	1,15	222,4	127,6	3,47
P3	0,21	6,5	9,29	0,00	0,26	1,20	40,95	2,50	9,20	0,00	0,00	53,87	53,87	53,87	100	0	76	0,61	62,16	21,45	0,58
<b>Média</b>	<b>0,49</b>	<b>7,33</b>	<b>7,43</b>	<b>9,99</b>	<b>0,25</b>	<b>2,41</b>	<b>34,76</b>	<b>7,83</b>	<b>16,37</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>61,39</b>	<b>61,39</b>	<b>61,39</b>	<b>100</b>	<b>0,0</b>	<b>56,94</b>	<b>0,72</b>	<b>94,85</b>	<b>50,89</b>	<b>1,35</b>
Estuários-lagunares																					
Ponto	N g/kg	pH (água)	CE dS/m	MO g/kg	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	(H+Al)	SB	t	CTC	V	m %	PST	Cu	Fe	Mn	Zn
									cmolc/dm <sup>3</sup>									mg/dm <sup>3</sup>			
P1	0,77	8,1	12,06	14,07	0,12	1,75	65,87	7,20	6,63	0,00	0,00	81,48	81,48	81,48	100	0	81	0,18	0,88	2,87	0
P2	0,00	8,5	15,73	2,48	0,12	2,08	63,30	3,30	15,30	0,00	0,00	84,01	84,01	84,01	100	0	75	0,36	71,65	7,63	0,65
P3	0,14	4,0	11,55	5,38	0,10	1,42	44,84	1,70	11,50	0,25	2,48	59,48	59,73	61,95	96	0	72	0,48	54,97	0,51	0,22
P4	0,14	8,2	6,47	7,03	0,17	0,70	17,81	4,90	2,60	0,00	0,00	26,01	26,01	26,01	100	0	68	0,02	1,31	5,35	0
P5	0,84	7,4	19,03	14,90	0,16	3,70	34,54	5,40	27,00	0,00	0,00	70,66	70,66	70,66	100	0	49	0,68	118,15	8,51	1,41
P6	0,42	7,8	6,00	9,10	0,19	0,93	23,81	6,50	2,70	0,00	0,00	33,95	33,95	33,95	100	0	70	0	0,95	4,71	0
P7	0,21	7,5	2,33	1,66	0,03	0,54	8,79	3,80	4,30	0,00	0,00	17,44	17,44	17,44	100	0	50	0,21	28,32	2,33	0,42
P8	1,33	8,0	11,79	15,72	0,18	2,26	71,02	6,30	7,40	0,00	0,00	87,02	87,02	87,02	100	0	82	0	0,16	4,54	0
P9	0,63	8,5	4,52	0,41	0,06	0,50	18,23	4,90	3,50	0,00	0,00	27,14	27,14	27,14	100	0	67	0,03	0,44	6,67	0
P10	0,91	8,1	5,78	9,10	0,20	1,03	23,81	7,50	3,20	0,00	0,00	35,55	35,55	35,55	100	0	67	0,02	0,53	5,93	0
<b>Média</b>	<b>0,54</b>	<b>7,61</b>	<b>9,53</b>	<b>7,99</b>	<b>0,13</b>	<b>1,49</b>	<b>37,20</b>	<b>5,15</b>	<b>8,41</b>	<b>0,03</b>	<b>2,48</b>	<b>52,27</b>	<b>52,30</b>	<b>52,52</b>	<b>99,6</b>	<b>0,0</b>	<b>68,25</b>	<b>0,20</b>	<b>27,74</b>	<b>4,91</b>	<b>0,27</b>

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP<sup>6</sup> (UFERSA).

<sup>1</sup> O pH em água é determinado na relação solo:água de 1:2,5;

<sup>2</sup> Condutividade elétrica do extrato solo:água, na relação de 1:2,5;

<sup>3</sup> Os elementos P, Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> são extraídos com o extrator Mehlich-1 na relação solo:extrator de 1:10;

<sup>4</sup> Os elementos Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> são extraídos com KCl 1mol/L na relação solo:extrator de 1:10;

<sup>5</sup> Extraída com acetado de cálcio 0,5 mol/L na relação solo:extrator de 1:15;

<sup>6</sup> Participa do Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade (PAQLF), coordenado pela Embrapa Solos.

Nas planícies dos estuários-lagunares diversas variáveis apresentaram forte e muito fortes correlações (Tabela 2). O Sódio obteve muito forte correlação com a SB, t e CTC. O Magnésio esteve muito fortemente correlacionado com macronutrientes Cobre, Ferro e Zinco, além de que o Potássio apresentou muito forte correlação com esta variável e com a CE. O pH foi muito forte correlacionado com o V. Entre os macronutrientes muito forte correlacionados, Cobre com Ferro, e o Fe com Zn.

As fortes correlações do Nitrogênio foram com a matéria orgânica e com o Cálcio. O pH foi fortemente correlacionado com Cálcio, Manganês e Areia Fina. A CE apresentou diversas fortes correlações, como encontrado com o Sódio, Magnésio, Cobre, Ferro, Zinco e Silte. A matéria orgânica apresentou forte correlação com o Fósforo, Potássio e Cálcio. O Potássio, por sua vez, esteve correlacionado significativamente com os indicadores catiônicos (SB, t e CTC), com macronutrientes (Cu, Fe e Zn) e com os grãos siltosos. O Sódio tem forte correlação com o PST, enquanto o Magnésio é fortemente correlacionado com o Silte. Em relação aos micronutrientes, as fortes correlações foram obtidas entre Cobre e Zinco, Cobre e Silte, Ferro e Silte, Zinco e Silte.

Por outro lado, foram constatadas correlações negativas, demonstrando a tendência inversa de distribuição quantitativa entre variáveis. Nesse sentido, houve muito forte correlação negativa do pH com Al, H+Al e m, testemunhado o caso do pH ácido quando aumento da acidez potencial; o V também foi muito forte correlacionado negativamente com os elementos de acidez.

As fortes correlações negativas ocorreram, de forma esperada, entre os grãos arenosos e finos. Houve também comportamento inverso significativo entre a PST e Zinco, e PST com Areia Grossa. O macronutriente Manganês foi correlacionado negativamente com Al.

Tabela 2 - Correlação de Pearson aplicada para atributos físico-químicos dos solos em planícies de inundação estuarina-lagunar.<sup>7</sup>

	N	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	(H+Al)	SB	t	CTC	V	m	PST	Cu	Fe	Mn	Zn	ArGr	ArFi	Silte	Argila
<b>N</b>	1																								
<b>pH</b>	0,27	1																							
<b>CE</b>	0,16	-0,15	1																						
<b>MO</b>	<b>0,73</b>	0,05	0,51	1																					
<b>P</b>	0,42	0,17	0,28	<b>0,69</b>	1																				
<b>K<sup>+</sup></b>	0,39	-0,07	<b>0,94</b>	<b>0,65</b>	0,33	1																			
<b>Na<sup>+</sup></b>	0,31	-0,04	<b>0,70</b>	0,50	0,23	0,58	1																		
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>0,72</b>	<b>0,62</b>	-0,11	<b>0,62</b>	0,58	0,06	0,06	1																	
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,05	-0,23	<b>0,89</b>	0,31	0,05	<b>0,90</b>	0,34	-0,28	1																
<b>Al<sup>3+</sup></b>	-0,33	<b>-0,96</b>	0,13	-0,16	-0,19	-0,03	0,12	-0,66	0,14	1															
<b>(H+Al)</b>	-0,33	<b>-0,96</b>	0,13	-0,16	-0,19	-0,03	0,12	-0,66	0,14	1,00	1														
<b>SB</b>	0,34	-0,06	<b>0,86</b>	0,57	0,26	<b>0,78</b>	<b>0,96</b>	0,04	0,59	0,09	0,09	1													
<b>t</b>	0,34	-0,06	<b>0,86</b>	0,57	0,26	<b>0,78</b>	<b>0,96</b>	0,04	0,59	0,10	0,10	---	1												
<b>CTC</b>	0,33	-0,09	<b>0,86</b>	0,56	0,25	<b>0,78</b>	<b>0,96</b>	0,02	0,59	0,12	0,12	---	---	1											
<b>V</b>	0,33	<b>0,96</b>	-0,13	0,16	0,19	0,03	-0,12	<b>0,66</b>	-0,14	<b>-1,00</b>	<b>-1,00</b>	-0,09	-0,10	-0,12	1										
<b>m</b>	-0,33	<b>-0,96</b>	0,13	-0,16	-0,19	-0,03	0,12	-0,66	0,14	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	0,09	0,10	0,12	<b>-1,00</b>	1									
<b>PST</b>	0,17	0,06	0,12	0,21	0,30	-0,08	<b>0,71</b>	0,18	-0,34	0,13	0,13	0,50	0,50	0,51	-0,13	0,13	1								
<b>Cu</b>	-0,23	-0,51	<b>0,73</b>	0,08	-0,20	<b>0,69</b>	0,19	-0,52	<b>0,91</b>	0,42	0,42	0,41	0,41	0,42	-0,42	0,42	-0,43	1							
<b>Fe</b>	-0,22	-0,33	<b>0,74</b>	0,05	-0,11	<b>0,73</b>	0,14	-0,48	<b>0,95</b>	0,23	0,23	0,38	0,38	0,39	-0,23	0,23	-0,50	<b>0,95</b>	1						
<b>Mn</b>	0,19	<b>0,65</b>	0,35	0,08	0,32	0,41	-0,05	0,28	0,41	<b>-0,62</b>	-0,62	0,11	0,11	0,10	<b>0,62</b>	<b>-0,62</b>	-0,23	0,09	0,33	1					
<b>Zn</b>	-0,09	-0,10	<b>0,67</b>	0,13	-0,08	<b>0,75</b>	0,03	-0,29	<b>0,92</b>	-0,04	-0,04	0,30	0,30	0,30	0,04	-0,04	<b>-0,64</b>	<b>0,87</b>	<b>0,95</b>	0,47	1				
<b>ArGr</b>	-0,35	0,01	-0,14	-0,04	-0,05	0,00	-0,59	-0,12	0,15	-0,22	-0,22	-0,46	-0,46	-0,46	0,22	-0,22	<b>-0,76</b>	0,23	0,30	0,04	0,44	1			
<b>ArFi</b>	-0,16	<b>0,60</b>	-0,35	-0,24	0,24	-0,48	-0,12	0,43	-0,54	-0,44	-0,44	-0,24	-0,24	-0,25	0,44	-0,44	0,39	-0,61	-0,54	0,30	-0,51	-0,26	1		
<b>Silte</b>	0,17	-0,58	<b>0,69</b>	0,27	-0,09	<b>0,74</b>	0,31	-0,45	<b>0,83</b>	0,48	0,48	0,50	0,50	0,51	-0,48	0,48	-0,29	<b>0,82</b>	<b>0,79</b>	0,02	<b>0,70</b>	0,02	<b>-0,86</b>	1	
<b>Argila</b>	0,41	-0,43	-0,10	0,16	-0,30	-0,02	0,31	-0,14	-0,15	0,41	0,41	0,21	0,21	0,22	-0,41	0,41	0,24	-0,07	-0,22	<b>-0,64</b>	-0,28	-0,35	<b>-0,61</b>	0,37	1

<sup>7</sup> Dados em negrito preto atestam correlações positivas. Por outro lado, dados em negrito vermelho se referem às correlações negativas.

## 7.4 Discussão

No estuário do Rio Coreaú os sedimentos finos e arenosos finos indicam uma baixa energia no ambiente, provavelmente diante da presença dos manguezais adjacentes. Essa característica também é pertinente aos pontos 3, 5 e 8 dos estuários-lagunares. Entretanto, os pontos 3 e 5 dos estuários-lagunares estão em ambientes de salgados e apícuns.

A predominância arenosa dos solos nos estuários-lagunares (pontos 1, 2, 4, 6, 7, 9 e 10) está associada à presença de barreiras costeiras aéreas e subaquáticas, que são as principais fontes de sedimentos.

Nos estuários-lagunares, os solos arenosos podem surgir como uma condição favorável ao desenvolvimento do *Conocarpus erectus*, que esteve presente nos ambientes mais distantes dos canais estuarinos e na borda do ecossistema manguezal, corroborando com as associações de Schaeffer-Novelli, (1991) e Vannucci (1999) (Figura 23).

A intensidade de energia associada com as variações dos macronutrientes indicam condições de lavagem de sais na superfície, com destaque a redução do sódio no médio estuário do Rio Coreaú, e aumento das concentrações de magnésio.

A elevada CTC indica um ambiente de troca de cátions elevada, sobretudo pelo domínio do  $\text{Na}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Os solos são sódicos em ambos os estuários. Esta condição indica a ocorrência dos prováveis efeitos deletérios do Sódio ao desenvolvimento das plantas, conforme atestam diversos estudos (PRADA-GAMERO et al., 2004; LUGO et al., 2007; HADLICH et al., 2010; HOPPE-SPEER et al., 2011; PASCOALINI et al., 2014; ALBUQUERQUE, 2015; GOMES et al., 2016; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2016).

Figura 23 - Registro de *Conocarpus erectus* nos estuários-lagunares, em áreas mais elevadas, distantes dos canais estuarinos e nas bordas dos manguezais (2°54'21.92"S / 39°54'56.34"O).



Fonte: Registros fotográficos realizados por Mayara Lilian Araújo Nascimento (2018) e Davi Miranda Nascimento de Medeiros (2018).

Os micronutrientes Cobre, Ferro e Zinco são mais abundantes quando da presença dos sedimentos siltosos no solo. Os sedimentos finos promovem maior retenção de água superficial, disponibilidade de nutrientes e sais minerais (MORAIS; PINHEIRO, 2005). Foram observadas correlações positivas do silte com o Potássio, Magnésio e CE. O  $K^+$  e  $Mg^{2+}$  foram nutrientes relevantes para os estuários-lagunares, uma vez da forte representação na CE.

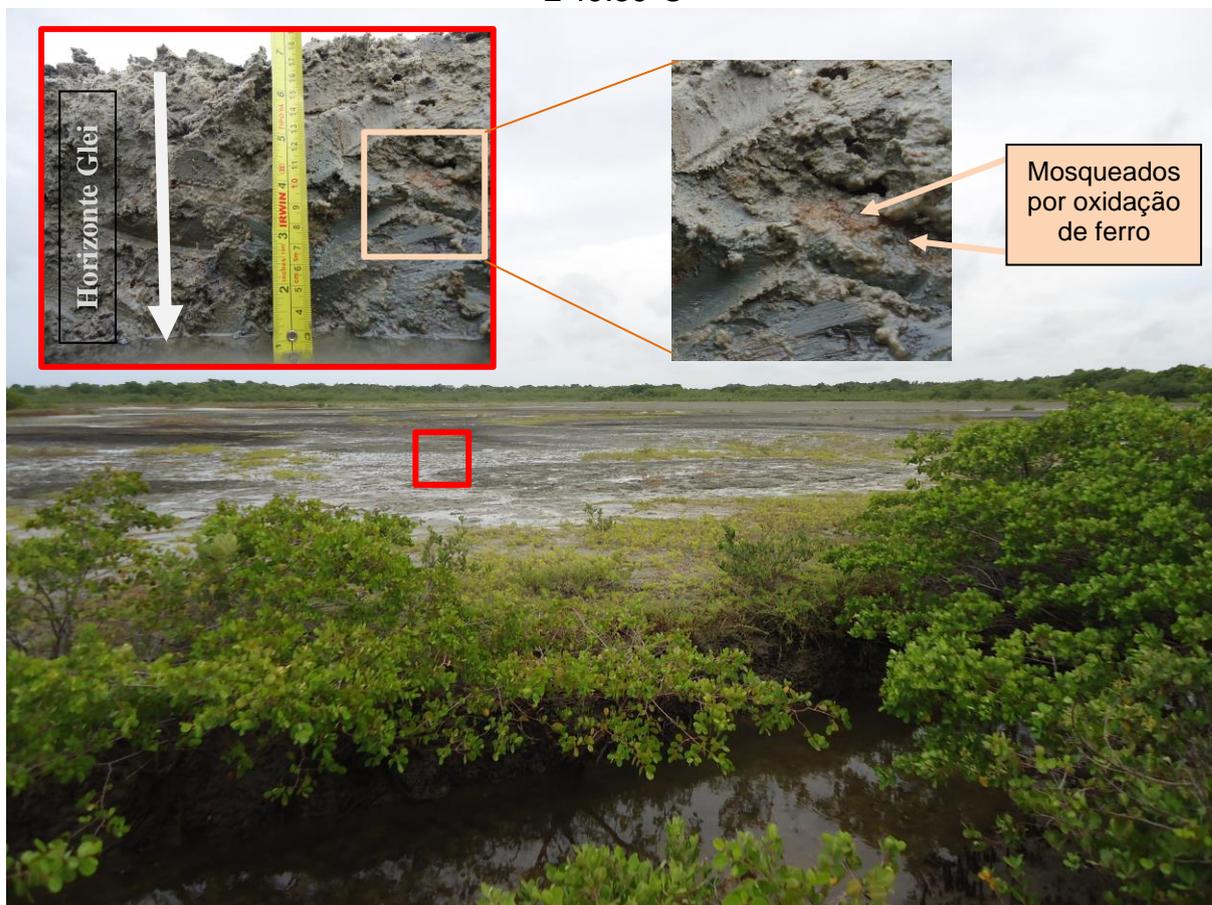
Os micronutrientes Fe e Mn foram maiores no médio e baixo estuário do Rio Coreau, respectivamente. Isto é decorrente da maior disponibilidade de Silte, quando sugerido a partir das correlações com Fe (visto nos estuários-lagunares). Para o Mn os elevados resultados devem estar associado a variáveis não pesquisadas neste estudo.

Entre os ambientes estuarinos, de manguezais e apicuns, ocorrem trocas de constituintes dos solos, como o Ferro. O Fe apresentou elevada variabilidade, pois tende ser carregado para os manguezais e estuários ao serem solubilizados nos apicuns (ALBUQUERQUE et al., 2014a). No estuário do Rio Coreau as variações longitudinais do Fe foram constatadas, visto a maior concentração no médio estuário, em ambiente de apicum, não sendo registrada esta variável a jusante. No Ponto 3 houve 4x menos Fe que no Ponto 2, de tal maneira ao que ocorreu entre as seções de pontos nos estuários-lagunares.

Com isto, a geoquímica dos micronutrientes está diretamente relacionada com a salinidade e o hidromorfismo (com lençol freático dinâmico). A saturação por água nas planícies de inundação favorece a gleização, portanto, ao caso da precipitação de óxidos de ferro como mosqueados de cores (Figura 24). Por outro lado, a condição hidromórfica e a elevada taxa de evapotranspiração podem promover a precipitação de evaporitos na superfície do solo, podendo os poros serem preenchidos pela argila e óxidos de ferro (ALBUQUERQUE, 2015).

Os solos com excesso de sais, sobretudo o Sódio, podem dispersar as argilas, contribuindo para problemas de permeabilidade dos solos, facilitando as condições de mal drenados, como esperados para os Gleissolos. São resultados que indicam as forçantes marinhas dominantes nos sistemas estudados, como observado em estuários do semiárido de planície costeira (MEDEIROS et al., 2018a) e estuarinos-lagunares (PINHEIRO; MORAIS, 2010).

Figura 24 - Abertura manual de trincheira para caracterizar o horizonte glei do solo, e mosqueados por oxidação de ferro no Ponto 3 (estuários-lagunares), em área de transição entre manguezais, apicuns e canais estuarinos (2°51'7.62"S / 40° 2'49.59"O



## 7.5 Conclusões

A alta salinidade nos sedimentos e elevada quantidade de bases decorrem da sedimentação de origem marinha, promovida pelo contexto hidroclimático semiárido. Embora os ambientes estudados estejam sob contextos morfológicos distintos, as componentes pedológicas apresentam valores médios e variações relativas, exceto para os micronutrientes de Ferro e Manganês.

No estuário do Rio Coreau, a baixa energia das drenagens é potencial para lavagem de sais nas planícies de inundação. Nos estuários-lagunares a energia das drenagens são capazes de remover sedimentos finos, ao passo da disponibilidade arenosa proveniente do transporte da plataforma para costa. Esta distinta condição entre os sistemas pode ser determinante para processos de oxidação, liviamento e solubilidade dos nutrientes dos solos.

## 8. DISSOLUÇÃO/PRECIPITAÇÃO DE SAIS EM SOLOS DE APICUNS DO ESTUÁRIO DO RIO APODI/MOSSORÓ (RN)

### 8.1 Introdução

Em estuários tropicais semiáridos e áridos são encontradas planícies hipersalinas que são formadas por crostas superficiais de sais cristalizados. A hipersalinização é promovida pelo influxo temporário de águas continentais aos vales fluviais, pelas descargas insignificantes durante cinco a dez meses de estiagem de chuvas e frequente inundação das águas de origem marinha nos vales dos rios (RIDD; STIEGLITZ, 2002; PINHEIRO; MORAIS, 2010; MORAIS; PINHEIRO, 2011; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS et al., 2018b).

Sob essa perspectiva são definidos os ecossistemas de apicuns, que apresentam concentrações de sais acima de 2 vezes a da água do mar (MMA, 2012; ALBUQUERQUE et al., 2014a,b; MEDEIROS et al., 2018a). São ambientes típicos encontrados na costa do Brasil, associados ou não aos manguezais (BIGARELLA, 2001; MEIRELES et al., 2007; HADLICH; UCHA, 2009; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2016), assim como ambientes similares relatados na África (MARIUS, 1995; BORNMAN; ADAMS, 2010; VELDKORNET et al., 2015; CHENCHOUNI, 2017), América do Norte (ARMITAGE et al., 2015; BERKOWITZ et al., 2017; LANGSTON et al., 2017; SUN et al., 2018), Ásia (BANG et al., 2018; LI et al., 2018), Europa (ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2001; GONZÁLEZ-ALCARAZ et al., 2014) e Oceania (RIDD; SAM, 1996; SAM; RIDD, 1998; RIDD; STIEGLITZ, 2002; LEBIGRE, 2007),

Nesses ambientes existe uma estreita relação entre a vegetação e as condições das águas e solos (ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2001; PIERNIK, 2012; GONZÁLEZ-ALCARAZ et al., 2014; MADI et al., 2016). Podem ser gerados padrões de zonação de espécies halófitas (RIBEIRO et al., 2015; VELDKORNET et al., 2015; CHENCHOUNI, 2017) ou mesmo pela formação de trechos completamente desprovidos de vegetação (HADLICH et al., 2015; MEDEIROS et al., 2018a). A elevada salinidade é o principal fator limitante ao desenvolvimento do manguezal (TOMLINSON, 1986; PASCOALINI et al., 2014; HOSSAIN; NURUDDIN, 2016).

No entanto, é comum a ocorrência de minerais evaporíticos em apicuns e ambientes correlatos, em resultado da precipitação direta pela inundação de águas marinhas (KJERFVE et al., 1996; SILVA et al., 2000) e/ou pela ascensão capilar de

sais marinhos do lençol freático para superfície (RIBEIRO et al., 2016; MEDEIROS et al., 2018c). Estas características foram observadas desde os primeiros estudos científicos em ambientes hipersalinos do Oriente Médio, denominado "sabkhas" (CURTIS et al., 1963; KENDALL, 1984; KENDALL; HARWOOD, 1996; AL-FARRAJ, 2005; COURT et al., 2017), com descrições paisagísticas semelhantes aos primeiros relatos de algumas planícies do litoral semiárido brasileiro (COSTA et al., 2013).

Sob esta perspectiva, se destaca o desenvolvimento secular da atividade de extração evaporítica (sal marinho) por salinas solares em apicuns do Estado do Rio Grande do Norte (Brasil) (COSTA et al., 2013; COSTA et al., 2015; MEDEIROS et al., 2015). As salinas constituem outra categoria de ecossistemas hipersalinos prestadores de serviços ambientais (COSTA et al., 2014a; SOARES et al., 2018).

Embora seja comum a existência de apicuns e/ou ecossistemas similares nos litorais, à específica condição da salinidade indica os níveis próprios de precipitação dos sais evaporíticos, com restrições edafológicas diretas. Esta conjuntura de fatores acaba sugerindo uma distinção prévia entre planícies que possam ocorrer ou não a precipitação evaporítica em amplas extensões territoriais, sendo esta última particular para alguns litorais, sobretudo aqueles identificados pelo potencial de extração de sal marinho por evaporação solar.

Ao associar os relatos de usos históricos dos estuários do litoral semiárido do Brasil e os efeitos da elevada salinidade na fragmentação florística (COSTA et al., 2014c), elucidar os níveis de sais dissolvidos e/ou precipitados nos apicuns poderá permitir a identificação da natureza edafopedológica restritiva ao desenvolvimento de vegetais halófitas, como os mangues, ao passo da contribuição para o uso sustentável desses ambientes.

Portanto, esta pesquisa objetiva identificar a distribuição espacial de constituintes pedológicos em áreas de apicuns, com ênfase na definição dos indicadores de precipitação/dissolução de sais como condicionantes ao desenvolvimento florístico no estuário Apodi/Mossoró (NE, Brasil).

## **8.2 Materiais e métodos**

No estuário do Rio Apodi/Mossoró o fluxo de água é restrito aos períodos de chuvas (MEDEIROS, et al., 2018b), a exemplo de outros estuários localizados na costa setentrional do Nordeste brasileiro (PINHEIRO; MORAIS; 2010; MORAIS;

PINHEIRO, 2011; PINHEIRO et al., 2016; SCHETTINI et al., 2017). Em detrimento, as elevadas taxas de evaporação e evapotranspiração influenciam na hipersalinização das planícies (MOREIRA et al., 1989; MENDES et al., 2008; MEDEIROS et al, 2018a), que possuem até 8 km largura com cotas próximas de 0 m, inundadas nas marés de sizígia, se estendendo por aproximadamente 30 km para o interior do continente (MAIA; BEZERRA, 2013).

Foram coletadas amostras de solos em 32 pontos, ao longo de apicuns no baixo, médio e alto estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil) (Figura 25). Em cada ponto, através do uso de trado caneco, foram realizadas amostragens subsuperficiais (0,50 – 0,70 m) no horizonte glei (solos classificados por Gleissolos sálicos no Brasil, Aridisols e Entisols em Soil Taxonomy e Solonchaks pelo WRB/FAO) (USDA; 1999; WRB, 2006; EMBRAPA, 2013) (Figura 26). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e identificados para serem transportados ao LASAP/UFERSA para seguir a rotina de análise de solos de acordo com a metodologia proposta por Teixeira et al., (2017).

Figura 25 – Localização do estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte/Brasil). Distribuição dos pontos de amostragens ao longo da área de estudo.

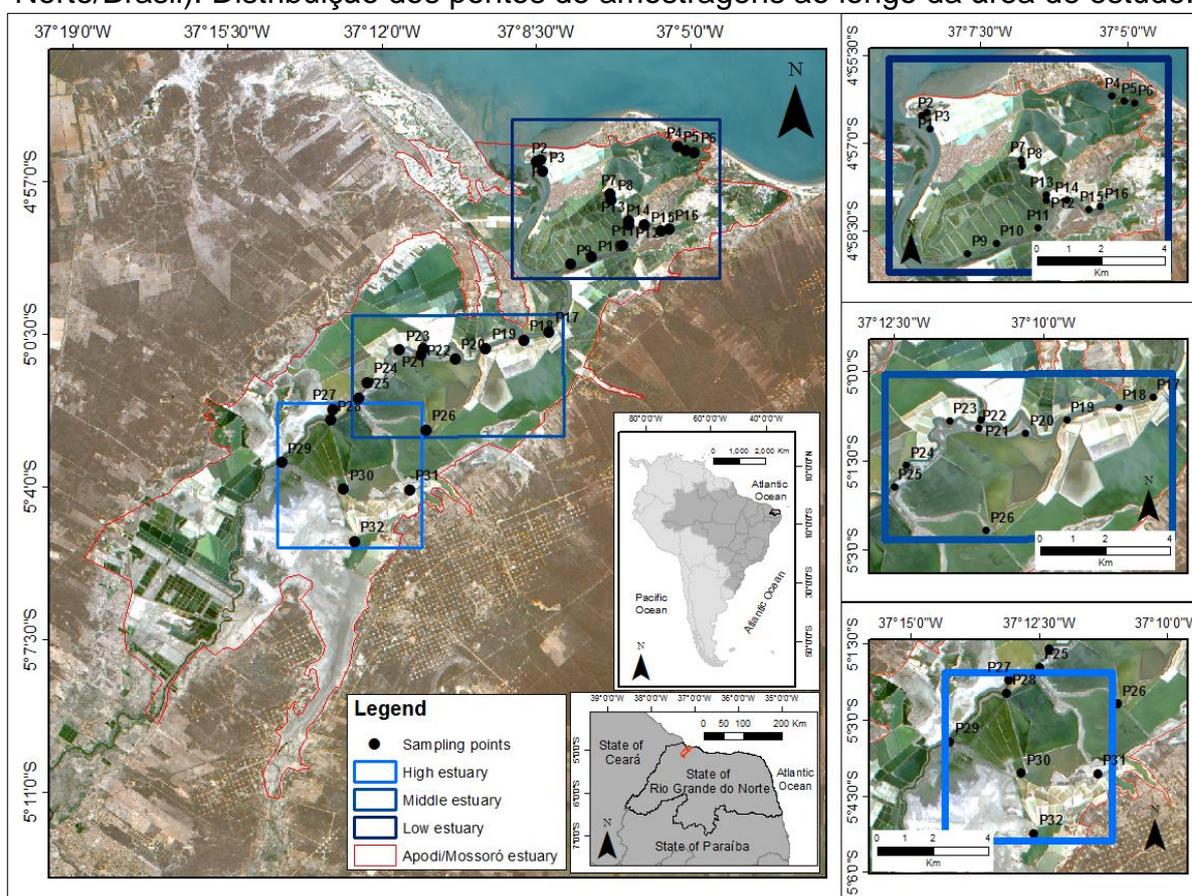


Figura 26 – Utilização de trado caneco (A) para amostras de solos em horizonte glei de solos de apicuns (B) do estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN).



### 8.2.1 Análises laboratoriais

As amostras foram secas em estufa a 60 °C, desagregadas e peneiradas em uma malha com abertura 2 mm. Foram obtidos o pH em água; os teores de Ca, Mg e P por meio do extrator Mehlich-1 e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (Ca e Mg) e fotometria de chama (P). A condutividade elétrica (CE) e o Na foram determinados a 25°C em extrato aquoso, na relação 1:5. A matéria orgânica do solo foi obtida por titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,005 M depois de aquecida em chapa uniforme com dicromato de potássio 0,02 M. O alumínio trocável ( $Al^{3+}$ ) foi identificado através da extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e titulado com NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup>; acidez potencial (H + Al), quantificada por titulação com NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup> após extração com acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> a pH 7,0. A partir das análises realizadas foram obtidos os índices: capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC) e percentagem de sódio trocável (PST).

Os dados tabulados e armazenados em planilhas do software Excel para serem manipulados e integrados estatisticamente. Através do software Past, foram

realizadas análises estatísticas bivariada dos dados, com aplicação do teste de Correlação de Pearson ( $R^2$ ), sendo o nível de significância (p level) da média analisado por meio do teste “t” de Student.

### 8.3 Resultados

Os valores de pH foram predominantemente alcalinos ( $> 7$ ), com acidez ( $< 7$ ) registrada em nível fraco no ponto 6 (pH = 6,74) e médio no ponto 22 (pH = 5,96). Os maiores valores de pH foram encontrados na desembocadura do canal estuarino, nos pontos 2 (pH = 8,54) e 3 (pH = 8,48). Para os demais pontos, os resultados estão entre pH = 7,48 (P10) e pH = 8,2 (P5).

A condutividade elétrica (CE) apresentou concentração extremamente elevada no ponto 26 (155,5 ds/m). Por outro lado, o valor mais baixo foi obtido no ponto 15, com 9,42 ds/m. As concentrações de matéria orgânica oscilaram entre 4,3 g/kg a 49,7 g/kg.

Os valores mais elevados de  $K^+$  e  $P^+$  foram registrados no médio estuário. No ponto 22,  $K = 56,32$  cmolc/Kg e  $K = 26,28$  cmolc/Kg no ponto 26. No ponto 21, houve  $P = 25,74$  cmolc/Kg, no ponto 24 com  $P = 16,49$  cmolc/Kg e  $P = 11,8$  cmolc/Kg no ponto 23. Ainda cabe destacar o registro de  $P = 12,94$  cmolc/Kg no alto estuário (P 27). Por outro lado, nos demais pontos os valores de  $K^+$  foram inferiores a 8 cmolc/Kg, e  $P^+$  abaixo de 1 cmolc/Kg.

O  $Na^+$  foi dominante no complexo sortivo. Apresentou valores desde 16,22 cmolc/kg (P2) para até 921,03 cmolc/kg no ponto 22. O  $Mg^{2+}$  apresentou a segunda maior concentração, com resultado mínimo encontrado no ponto 4 (2,9 cmolc/kg) e máximos no ponto 25 (100,65 cmolc/kg) e 28 (107,95 cmolc/kg). Foram registrados valores de  $Ca^{2+}$  variando entre 5,82 cmolc/kg (P22) a 75,45 cmolc/kg (P30).

Os resultados da capacidade de troca catiônica (CTC) foram extremamente elevados. Através da percentagem de sódio trocável (PST), todos os pontos de amostragens foram definidos como sódicos (PST acima de 15%) (SANTOS et al., 2013), decorrente da elevada quantidade de bases, sobretudo pelos altos níveis de  $Na^+$  (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados de análises de amostras de solos coletados ao longo do estuário do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte/Brasil).

Amostras	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	CTC	PST
	(água)	dS/m	g/kg	cmolc/dm <sup>3</sup>						(%)
<b>Baixo estuário</b>										
<b>P1</b>	8,16	87,95	47,9	0,63	4,07	195,66	21,95	16,9	239,99	81,57
<b>P2</b>	8,54	93,06	10,2	0,21	1,48	16,22	11,45	3,4	34,21	47,43
<b>P3</b>	8,48	15,22	9,7	0,07	2	27,11	10,95	7,9	49,62	54,66
<b>P4</b>	7,88	69,83	18,2	0,27	1,37	34,87	14,95	2,9	54,76	63,7
<b>P5</b>	8,2	36,07	49,7	0,02	1,45	40,03	18,95	6,9	69,66	57,5
<b>P6</b>	6,74	17,69	19,9	0,29	1,6	30,56	15,95	4,9	54,18	56,44
<b>P7</b>	8,04	14,18	35,1	0,07	5,82	250,9	31,3	75,8	363,93	68,97
<b>P8</b>	8,09	10,19	19,4	0,01	5,57	82,84	30,7	58,4	177,54	46,68
<b>P9</b>	7,88	69,3	31,5	0,47	6,42	129,15	23,45	21,4	181,63	71,14
<b>P10</b>	7,48	61,24	37,1	0,93	5,29	103,25	25,45	18,9	152,93	67,54
<b>P11</b>	8,01	61,96	36,9	0	5,29	20,89	23,95	16,9	67,03	31,17
<b>P12</b>	7,89	56,67	34,2	0,02	4,32	64,32	22,45	14,4	107,01	60,14
<b>P13</b>	7,9	15,06	15,7	0,03	5,07	143,96	30,1	70	249,19	57,8
<b>P14</b>	8,01	9,94	34,7	0,03	4,57	73	43,8	40,3	161,7	45,16
<b>P15</b>	8,01	9,42	15,7	0,04	0,68	558,88	21,25	63,35	644,41	86,77
<b>P16</b>	8,15	11,97	11,3	0,01	6,57	118,3	30,4	52,2	207,52	57,03

<b>Médio estuário</b>										
<b>P17</b>	7,61	46	42,7	0,03	5,13	65,13	16,98	12,83	100,1	65
<b>P18</b>	7,6	73	46,8	0,69	6,13	96,76	13,22	27,39	143,5	67
<b>P19</b>	7,9	57,25	32,1	0,55	5,63	76,24	9,58	24,78	116,3	66
<b>P20</b>	7,71	62,25	42,4	0,21	5,13	60	11,58	13,99	90,7	66
<b>P21</b>	7,79	50,25	30	25,74	6,13	73,18	7,57	41,96	128,9	57
<b>P22</b>	5,96	78,5	43,5	0,38	56,32	921,03	5,82	50,8	1034,4	89
<b>P23</b>	7,88	52,25	22,8	11,8	5,63	63,71	7,66	43,89	120,9	53
<b>P24</b>	7,83	69	24,9	16,49	6,63	82,65	7,61	60,67	157,6	52
<b>P25</b>	7,94	13,53	15,1	0,02	7,57	109,74	22,95	100,65	241	45,56
<b>P26</b>	7,53	155,5	31,9	0,68	26,28	202,75	12,21	64,37	305,7	66
<b>Alto estuário</b>										
<b>P27</b>	7,99	72	25,9	12,94	5,63	69,2	7,77	63,49	146,1	47
<b>P28</b>	7,98	73,72	40,5	0,06	6,82	165,35	48,65	107,95	328,8	50,3
<b>P29</b>	7,65	18,43	27	0,62	5,57	70,43	34,55	89,55	200,1	35,21
<b>P30</b>	7,88	74,25	4,3	0,27	4,07	195,29	75,45	62,15	337	57,97
<b>P31</b>	8,09	12,46	25,1	0,16	2,78	46,91	25,8	88,8	164,3	28,56
<b>P32</b>	7,51	10,8	13,3	0,06	3,07	85,4	14,5	77,6	180,6	47,31

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

Dentre os elementos analisados, as maiores variações espaciais foram observados nos valores de CTC, Na e CE. A CE apresentou média de 48,71 dS/m, com variância em 1145,77, que demonstra flutuações expressivas ao longo do canal estuarino. O Na apresentou média de 133,55 cmolc/kg, com variância de 30703,8. O CTC, com valor médio de 206,6 cmolc/kg, apresentou variância de 37470,3, com maior erro (34,21) e desvio padrão (193,572) do sistema estuarino. Em cada compartimento do estuário (baixo, médio e alto), estas variáveis apresentaram-se superiores em termos de variação, erro e desvio padrão, seguindo a mesma ordem da flutuação de dados em torno da média.

Tabela 4 – Estatística descritiva das variáveis de solos de apicuns no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil).

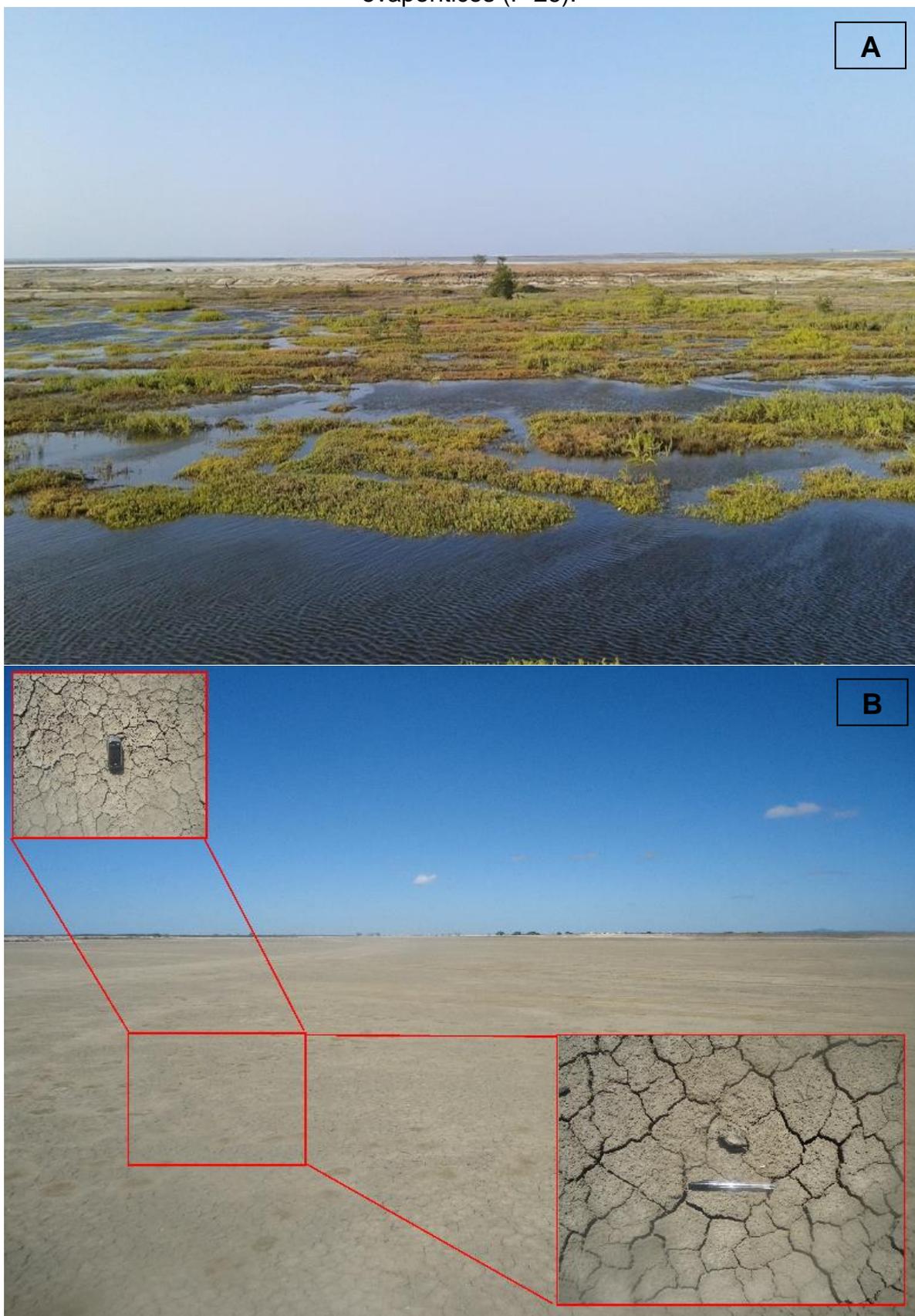
<b>Varição total no Estuário do Rio Apodi/Mossoró</b>						
<b>Variável</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Média</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Variância</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>pH</b>	5,96	8,54	7,82	0,08	0,218	0,467
<b>CE</b>	9,42	155,5	48,7169	5,98376	1145,77	33,8493
<b>MO</b>	4,3	49,7	27,9	2,21063	156,39	12,5
<b>P</b>	0	25,74	2,30	1,04	34,663	5,887
<b>K+</b>	0,68	56,32	6,88	1,76	99,499	9,974
<b>Na+</b>	16,22	921,03	133,55	30,98	30703,8	175,225
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	5,82	75,45	21,84	2,55	208,477	14,438
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	2,9	107,95	43,92	5,48	963,262	31,036
<b>CTC</b>	34,21	1034,4	206,60	34,21	37470,3	193,572
<b>PST</b>	28,56	89	57,70	2,48	197,46	14,052
<b>Varição no baixo Estuário do Rio Apodi/Mossoró</b>						
<b>Variável</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Média</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Variância</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>pH</b>	6,74	8,54	7,96625	0,102282	0,167385	0,409127
<b>CE</b>	9,42	93,06	39,9844	7,6384	933,541	30,5539
<b>MO</b>	9,7	49,7	26,7	3,30194	174,445	13,2078
<b>P</b>	0	0,93	0,19375	0,06762	0,073158	0,270478
<b>K+</b>	0,68	6,57	3,84813	0,513676	4,2218	2,0547
<b>Na+</b>	16,22	558,88	118,121	33,7832	18260,9	135,133
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	10,95	43,8	23,5656	2,12324	72,1306	8,49297
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	2,9	75,8	29,6594	6,48435	672,75	25,9374
<b>CTC</b>	34,21	644,41	175,957	38,7029	23966,6	154,812
<b>PST</b>	31,17	86,77	59,6063	3,47758	193,497	13,9103
<b>Varição no médio Estuário do Rio Apodi/Mossoró</b>						
<b>Variável</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Média</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Variância</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>pH</b>	5,96	7,94	7,575	0,184796	0,341494	0,584375

<b>CE</b>	13,53	155,5	65,753	11,5011	1322,75	36,3696
<b>MO</b>	15,1	46,8	33,22	3,30612	109,304	10,4549
<b>P</b>	0,02	25,74	5,659	2,89616	83,8773	9,15846
<b>K+</b>	5,13	56,32	13,058	5,2174	272,212	16,4989
<b>Na+</b>	60	921,03	175,119	83,934	70449,1	265,423
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	5,82	22,95	11,518	1,65284	27,3189	5,22675
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	12,83	100,65	44,133	8,47857	718,862	26,8116
<b>CTC</b>	90,7	1034,4	243,91	90,3715	81670	285,78
<b>PST</b>	45,56	89	62,656	3,77561	142,552	11,9395
<b>Varição no alto Estuário do Rio Apodi/Mossoró</b>						
<b>Variável</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Média</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Variância</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>pH</b>	7,51	8,09	7,85	0,091397	0,05012	0,223875
<b>CE</b>	10,8	74,25	43,61	13,332	1066,45	32,6566
<b>MO</b>	4,3	40,5	22,6833	5,09329	155,65	12,476
<b>P</b>	0,06	12,94	2,35167	2,11937	26,9503	5,19137
<b>K+</b>	2,78	6,82	4,65667	0,654348	2,56903	1,60282
<b>Na+</b>	46,91	195,29	105,43	24,5144	3605,73	60,0477
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	7,77	75,45	34,4533	10,1115	613,459	24,7681
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	62,15	107,95	81,59	7,14525	306,328	17,5022
<b>CTC</b>	146,1	337	226,15	34,5502	7162,32	84,6305
<b>PST</b>	28,56	57,97	44,3917	4,35716	113,909	10,6728

### 8.3 Discussão

A hipersalinidade determina o desenvolvimento de apicuns em ambientes estuarinos influenciados pela aridez e semiaridez. Nesta pesquisa, foi observado que os horizontes superficiais dos solos apresentam elevados teores de sais, provenientes da água do mar, associado à presença vegetação halotolerante e/ou halofílica, ou mesmo com trechos completamente desprovidos de vegetação, onde ocorre a precipitação/dissolução de rochas sedimentares que apresentam camadas de minerais evaporíticos, como a gipsita, anidrita, halita, silvinita, etc. (Figura 27).

Figura 27 – Planícies hipersalinas: (A) vegetação herbácea halófila (P 29); (B) solos ausentes de vegetação com gretas de contração poligonais (P 30); (C) depósitos evaporíticos (P 26).





Fonte: acervo do autor.

A tendência de altos valores de pH, sobretudo pelos resultados obtidos no baixo estuário (pontos 2, 3 e 5), resultam em condições desfavoráveis ao desenvolvimento de cobertura vegetal, diante da dificuldade de ajuste osmótico ( $\text{pH} > 8,0$ ) (TOMÉ JÚNIOR, 1997). Conforme a literatura, é comum que os elevados níveis de pH tende estar associados da excessiva concentração de sais para o domínio da alcalinidade elevada ( $\text{pH} \geq 7,8$ ) (LEBIGRE; 2007; ALBUQUERQUE, 2015). Todavia, notou-se a correlação negativa com os cátions de  $\text{Na}^+$  (moderada) e  $\text{K}^+$  (forte). Esta correlação esteve seguramente condicionada com os mais altos níveis destes cátions registrados no ponto 22, caracterizado pelo domínio da acidez ( $\text{pH} = 5,96$ ), em que os resultado do pH pode ter sido influenciado por atributos de potencial acidez (não analisados nesta área) (Tabela 5).

As altas taxas de sais reforçam a condição de ecossistemas de apicuns, em que a matéria orgânica presente tende a predominar pelo efeito da atividade das microalgas, reservas de nutrientes e por exportação de áreas adjacentes (RIDD et al., 1997; MEIRELES et al., 2007).

A forte influência das águas marinhas foi registrada pelas elevadas concentrações de sódio ( $\text{Na}^+$ ), seguido do  $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{P}^+$ . O teste de correlação (Tabela 6) indica que o Sódio é o cátion dominante no sistema de troca (CTC), contribuindo para um ambiente de elevada PST com ocorrência de solos salinos e sódicos ( $\text{PST} > 20\%$ ).

Como observado em outros estudos (MUNNS; TERMAAT, 1986; PENNING; CALLAWAY 1992; MUNNS, 2002; PASCOALINI et al., 2014), as altas concentrações de  $\text{Na}^+$  podem causar desequilíbrios em diversos órgãos vegetais, decorrente dos investimentos em mecanismos de tolerância à salinidade, através da interferência na absorção de água e cátions nutrientes pelas plantas, ou mesmo pelo efeito dispersante sobre as argilas e de migração dos colóides no perfil dos solos (MUNNS; TERMAAT, op. cit.; PENNING; CALLAWAY, op. cit.; MUNNS, op. cit.; CHAVES et al., 2005 PASCOALINI, op. cit.).

Estes aspectos fazem restringir o desenvolvimento das plantas de mangues, assim como existe diversos trechos completamente desprovidos de vegetação herbácea halófitas (PRADA-GAMERO et al., 2004; LUGO et al., 2007; HADLICH et al., 2010; HOPPE-SPEER et al., 2011; ALBUQUERQUE, 2015; GOMES et al., 2016; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2016), e com precipitação evaporítica em superfície.

Tabela 5 – Correlação entre variáveis químicas de solos de apicuns no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN, Brasil), sendo demarcados os valores significativos<sup>8</sup>.

	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	CTC	PST
pH	1,00									
CE	-0,15	1,00								
MO	-0,26	0,33	1,00							
P	0,01	0,14	-0,02	1,00						
K <sup>+</sup>	<b>-0,72</b>	0,39	0,27	-0,02	1,00					
Na <sup>+</sup>	<b>-0,58</b>	0,11	0,14	-0,12	<b>0,77</b>	1,00				
Ca <sup>2+</sup>	0,21	-0,19	-0,19	-0,36	-0,21	-0,02	1,00			
Mg <sup>2+</sup>	-0,02	-0,23	-0,23	0,08	0,16	0,24	0,37	1,00		
CTC	<b>-0,55</b>	0,07	0,09	-0,13	<b>0,76</b>	<b>0,98</b>	0,10	0,41	1,00	
PST	-0,37	0,30	0,30	-0,10	0,39	<b>0,64</b>	-0,20	-0,29	<b>0,54</b>	1

<sup>8</sup> Dados em negrito preto atestam correlações positivas. Por outro lado, dados em negrito vermelho se referem às correlações negativas.

Medeiros et al., (2018b) constatou médias hipersalinas permanentes nas águas do médio estuário do Rio Apodi/Mossoró, durante todo o período anual, caracterizando este mesmo trecho como zona máxima da salinidade no interior estuarino. Esta constatação tendem a corresponder ao caso dos mais elevados registros de CE aqui obtidos, junto das maiores ofertas de nutrientes dos solos no médio estuário. O Na<sup>+</sup> apresentou os maiores valores médios e registro máximo de concentração neste trecho estuarino.

Nesse sentido, é indicada a forte ocorrência de precipitação/dissolução de evaporitos nas planícies do médio estuário (Figura 27c) (COPELAND, 1967; BASEGGIO, 1973; ALVAREZ et al., 2016). São condições semelhantes às descritas em ambientes hipersalinos denominados de "sabkhas" no Oriente Médio (CURTIS, et al., 1963; KENDALL, 1984; KENDALL; HARWOOD, 1996; AL-FARRAJ, 2005; ATTIA, 2013; CHENCHOUNI, 2017; COURT et al., 2017; PAUL; LOKIER, 2017), assim como previamente observadas em planícies hipersalinas do Brasil (KJERFVE et al., 1996; SILVA et al., 2000; ALBUQUERQUE et al., 2014), do semiárido Mediterrâneo (ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2001), na costa da África do Sul (VELDKORNET et al., 2015), na Argentina (ALVAREZ et al., 2016), dentre outros.

Nesse contexto se pode afirmar que os minerais evaporitos estão presentes nos apicuns, provenientes da precipitação direta das inundações marinhas (KJERFVE et al., 1996; SILVA et al., 2000) e/ou pela evaporação da água do mar subsuperficial (MEDEIROS et al., 2018c).

Entretanto, para o presente estudo, cabe destacar que os resultados dos cátions dominantes no complexo sortivo foram superiores aos níveis médios registrados em algumas outras áreas hipersalinas do mundo (Tabela 6). Para tanto, inclui-se a relação das elevadas taxas de evapotranspiração para promover a ascensão de sais para superfície (RIBEIRO et al., 2016; MEDEIROS et al., 2018b), tornando a área de estudo como potencial interesse para atividade de extração de sal marinho por evaporação solar.

Tabela 6 – Comparação dos níveis médios de Na<sup>+</sup> e Mg<sup>2+</sup> em diferentes regiões.

Localização	Na <sup>+</sup> (cmol/dm <sup>3</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (cmol/dm <sup>3</sup> )	Referência
Lagoa La Mata (Espanha)	38,46	7,56	Álvarez-Rogel et al., 2001
Golfo de Aqaba (Egito)	41,12	13,65	Attia, 2013
Estuário do Rio Pacoti (Brasil)	18,85	1,48	Albuquerque, 2015
Península Valdés (Argentina)	61,09	6,77	Alvarez et al., 2016
Estuário do Rio Apodi/Mossoró (Brasil)	133,55	43,92	Este estudo

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

#### 8.4 Conclusões

A alta salinidade nos sedimentos e a elevada quantidade de bases justificam a sedimentação de domínio marinho. Foram encontrados elevados níveis de sais, com concentrações relativas à evaporitos precipitados em até ambientes aquosos. O Na<sup>+</sup> foi dominante em todo o complexo sortivo, apresentado resultados que restringem ao desenvolvimento de espécies florísticas halófitas, inclusive herbáceas.

O médio estuário é o ambiente de mais elevada salinização dos solos. A presença de trechos completamente desprovidos de vegetação, onde ocorre a precipitação/dissolução de evaporito, é uma característica típica de outras planícies de inundação costeiras sob influência da aridez e semiaridez. No entanto, a maioria dos resultados aqui encontrados, principalmente em relação ao Na<sup>+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, são dos maiores já registradas em planícies hipersalinas do mundo.

O potencial para extração de minerais evaporíticos no estuário do Rio Apodi/Mossoró determinou ao desenvolvimento secular da atividade de beneficiamento do sal marinho, tornando esta área um dos principais polos salineiros do mundo.

## **9. INFLUÊNCIA MARINHA NOS PROCESSOS PEDOGENÉTICOS NAS PLANÍCIES ESTUARINAS DOS RIOS CAMURUPIM E PORTO DO CAPIM (RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL)**

### **9.1 Introdução**

As características climáticas na costa semiárida do Nordeste Setentrional brasileiro exercem forte influência no escoamento fluvial, gerando baixos influxos as zonas costeiras. Nos estuários ocorrem processos de mistura das águas fluviais e marinhas restritas aos períodos de chuva, como mostram os estudos nos estuários do Malcozinhado (PINHEIRO, 2003; MORAIS; PINHEIRO, 2011), Catu (PINHEIRO; MORAIS, 2010), Coreaú (VALENTIM, 2016), Apodi/Mossoró (VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS et al., 2018b) e Pirangi (SCHETTINI et al., 2017).

Essas características naturais favorecem as condições de hipersalinização estuarina, seja ela sazonal ou perene. A hipersalinização consiste na concentração de sais dissolvidos na água superior ao oceano adjacente (LARGIER et al., 2010). São considerados estuários hipersalinos aqueles que apresentam salinidade da água superior a 40 (ESTEVES, 1998).

Nas margens dos canais estuarinos a elevada salinidade pode inibir os processos fisiológicos dos vegetais (CHENCHOUNI, 2017), inclusive dos mangues, diante das dificuldades de absorção de água, toxicidade de íons específicos e efeito osmótico do vegetal para a água (TOMLINSON, 1986; GHEYI et al., 2010; HOSSAIN; NURUDDIN, 2015), repercutindo na produtividade primária das plantas (BOUCHARD; LEFEUVRE, 2000; BENNETT et al., 2009) que afetam os parâmetros de germinação (AL-HAWIJA et al., 2012; ZHANG et al., 2013; ESTRELLES et al., 2015; GUL et al., 2016), regeneração natural e crescimento (ZHANG, op. cit.; OUSTANI et al., 2015), padrões de distribuição (ENGELS et al., 2011; GONZÁLEZ-ALCARAZ et al., 2014; COSTA et al., 2014c) e interações bióticas, especialmente competição interespecífica (PENNING; CALLAWAY, 2002; RIBEIRO et al., 2015).

No litoral semiárido brasileiro é observada a formação de extensas planícies hipersalinas (MOREIRA et al., 1989; MENDES et al., 2008; COSTA et al., 2014b). Nas águas interticiais dos sedimentos das planícies estuarinas do Rio Apodi/Mossoró (RN) foram encontrados valores de salinidade acima de 100, com cobertura vegetal herbácea halófitas e alguns trechos completamente desprovidos de

vegetação (MEDEIROS et al., 2018a). Estes ambientes são denominados de apicuns, similares aos encontrados na África (MARIUS, 1995; BORNMAN; ADAMS, 2010), América (BIGARELLA, 2001; MEIRELES et al., 2007; HADLICH; UCHA, 2009; ALBUQUERQUE et al., 2014; ARMITAGE et al., 2015) e Oceania (RIDD; STIEGLITZ, 2002; LEBIGRE, 2003; 2007; DUKE, 2006; DALE et al., 2007).

No entanto, nos ambientes hipersalinos do semiárido do Brasil são necessárias mais informações científicas sobre aspectos relacionados às condições edafológicas dos solos em áreas estuarinas. Se destacam os estudos de Costa et al., (2014a), que caracterizaram a geoquímica e textura dos solos no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN), e Medeiros et al., (2018a), que nesse mesmo estuário, realizaram estudos dos efeitos da sedimentação e hipersalinidade na cobertura vegetal. Albuquerque (2015) caracterizou a pedogênese e evolução dos solos em dois estuários do litoral noroeste e sudeste do Estado do Ceará.

Diversas dessas regiões do mundo estão sendo estudadas nas últimas décadas, contribuindo com informações relevantes para o desenvolvimento sustentável dessas áreas (RIDD; STIEGLITZ, 2002; JOSHI; GHOSE, 2003; MEES 2006; ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2007; LEBIGRE, 2007; DENDOOVEN et al., 2010; ZHANG et al., 2011), corroborado pela importância ecológica dos ambientes estuarinos para reprodução de espécies e desenvolvimento socioeconômico (ODUM, 1988; SCHIMDT, 2006; ALBUQUERQUE et al., 2014).

Portanto, esta pesquisa tem como objetivo analisar as características físicas e químicas dos solos de uma planície estuarina dominada por forçantes marinhas. Essas informações poderão auxiliar na elaboração e aplicação de modelos sustentáveis para integração funcional dos sistemas ambientais hipersalinos, com os múltiplos modos de uso dos recursos naturais para produção econômica.

## **9.2 Materiais e métodos**

Os trabalhos de campo foram realizados nos dias 23 e 24 de fevereiro 2016. Foram definidos seis pontos, de fácil acesso, para a realização de perfis de solos em ambientes de apicuns (Figura 28).

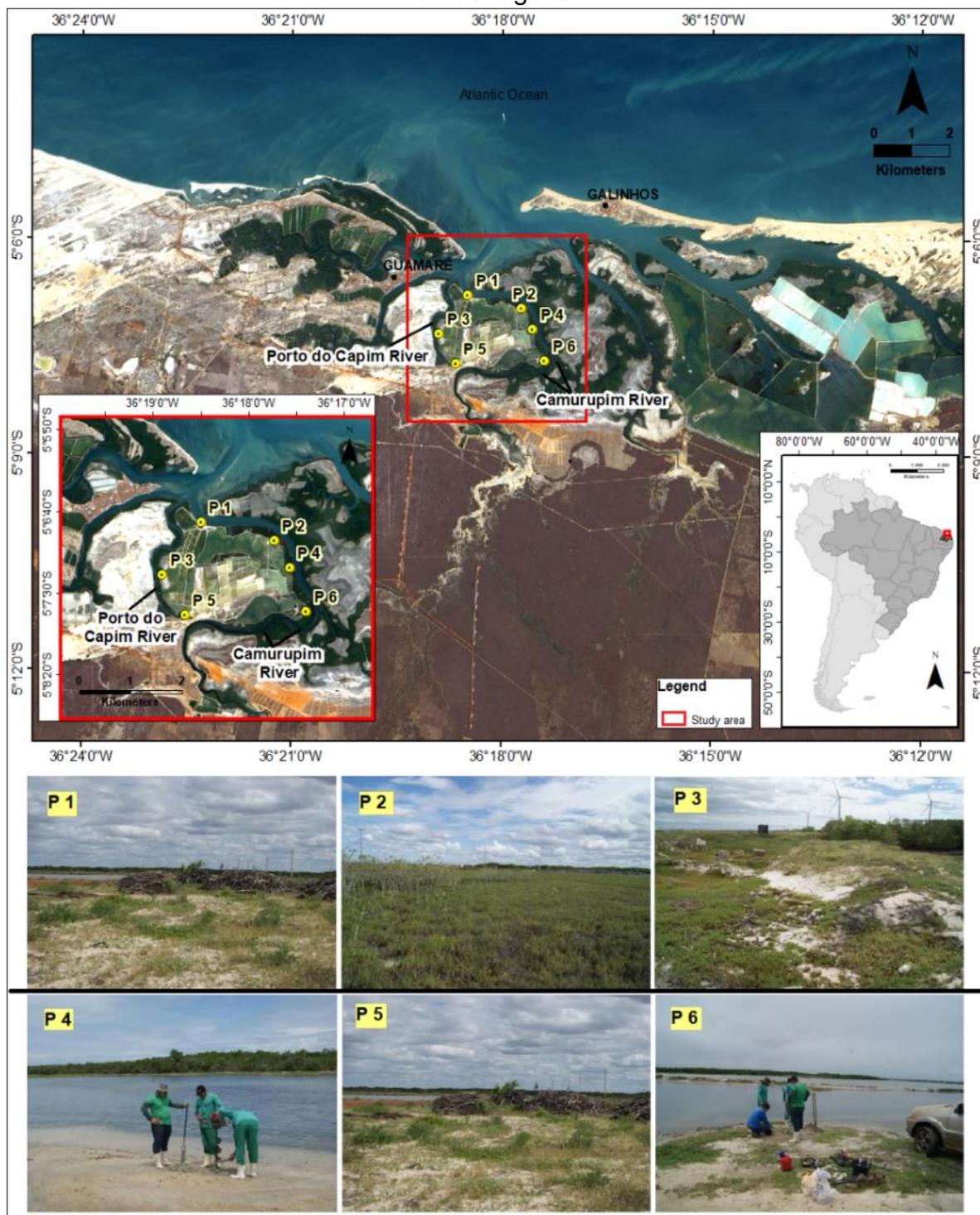
Em cada ponto de coleta foram realizadas subamostragens nas seguintes profundidades: de 0,10 – 0,30 m, 1 – 1,20 m, 2 – 2,20 m e 2,80 – 3 m. As coletas foram realizadas com um trado tipo caneco e as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e transportadas ao LASAP/UFERSA.

As amostras foram secas em estufa a 60 °C, desagregadas e passadas em peneiras de malha com abertura 2 mm. Foram obtidos o pH em água; os teores de Ca, Mg e P por meio do extrator Mehlich-1 e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (Ca e Mg) e fotometria de chama (P). A condutividade elétrica (CE) e o Na<sup>+</sup> foram determinados a 25°C em extrato aquoso, na relação 1:5; o alumínio trocável (Al<sup>3+</sup>), por extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e titulado com NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup>; acidez potencial (H + Al), quantificada por titulação com NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup> após extração com acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> a pH 7,0; e matéria orgânica do solo, por titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,005 M depois de aquecida em chapa uniforme com dicromato de potássio 0,02 M. A partir das análises realizadas foram obtidos os índices: capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC); saturação por bases (V %); saturação por alumínio trocável (m %) e a percentagem de sódio trocável (PST), de acordo com (DONAGEMA et al., 2011).

A granulometria foi obtida pelo método da pipeta utilizando dispersante químico (hexametáfosfato de sódio) e água destilada em 20g, com agitação mecânica lenta em agitador (Tipo Wagner 50 rpm) por 16 horas (DONAGEMA et al., 2011). A areia (2 a 0,05 mm) foi quantificada por tamisagem, a argila (< 0,002 mm) por sedimentação e o silte (0,05 a 0,002 mm) por diferença entre as frações de areia e argila. A classificação textural foi definida conforme Lemos e Santos (1996).

A análise da variação dos parâmetros químicos analisados foi realizada por meio da estatística multivariada (HARDLE; SIMAR, 2007), aplicado no software ANDAD. Foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP), com base em uma matriz elaborada com todas as variáveis analisadas. Para interpretação da influência dos principais parâmetros, efetuou-se uma análise dos fatores, a partir do critério de Jolliffe (1972), que estabelece o número de variáveis descartadas igual ao número de componentes cuja variância (autovalor) é inferior a 0,7, ou seja, o fator de explicação deverá sintetizar uma variância mínima (acumulada) de 70%.

Figura 28 - Localização da área de estudo com locais selecionados para amostragens.



Fonte: elaborado pelo autor.

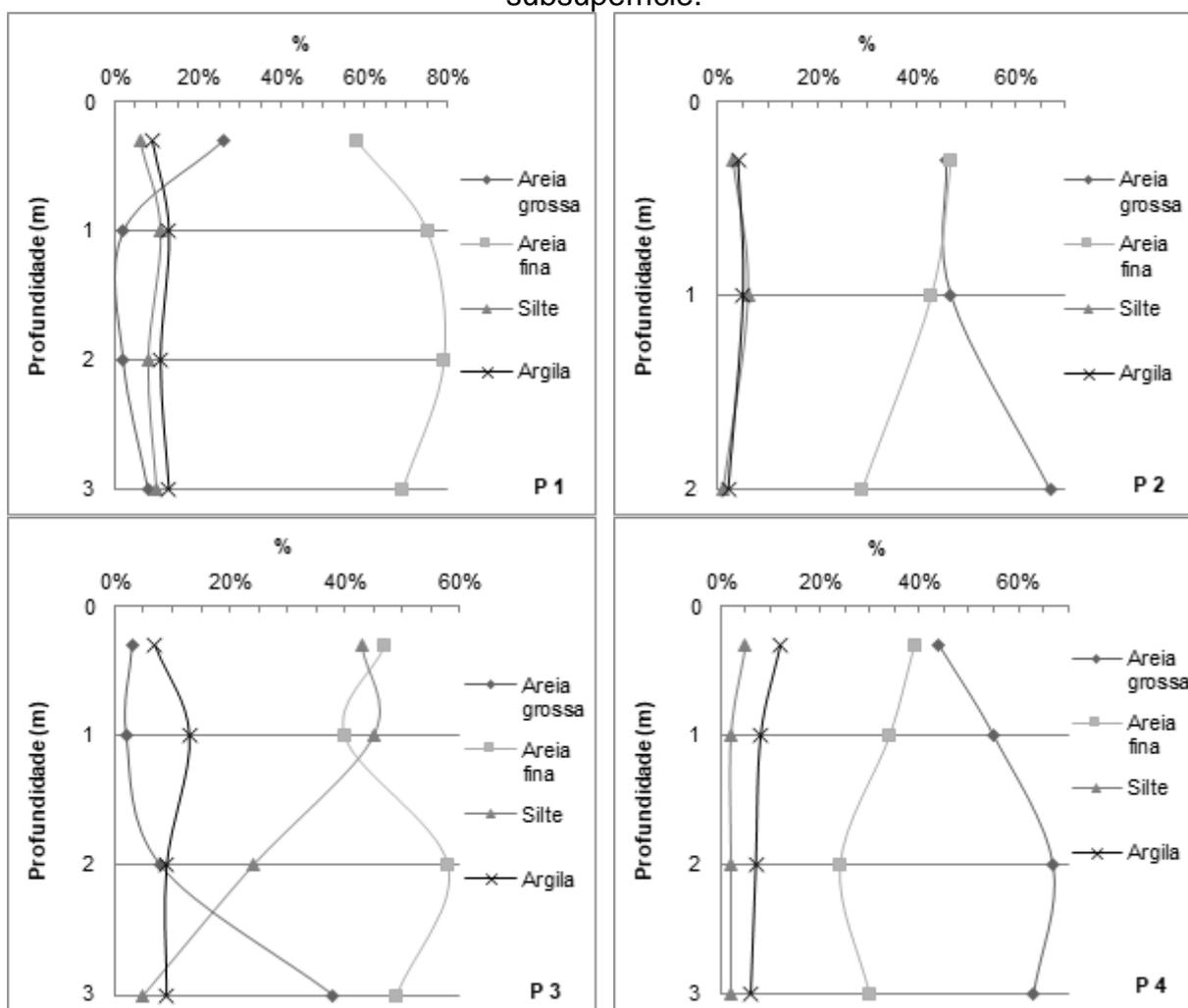
## 9.3 Resultados

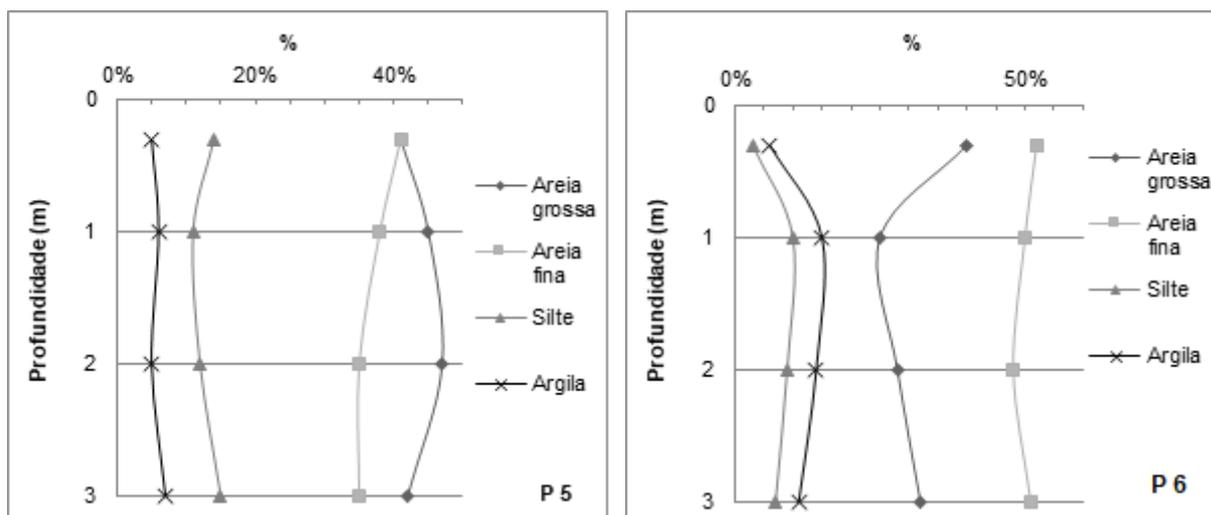
### 9.3.1 Atributos físicos e químicos dos solos

Houve predomínio das frações totais de areia (Gráfico 4). O maior depósito de areia fina ocorreu nos pontos 1, 3 e 6. No ponto 3, nas amostragens entre 0,30 m a 2 m, foram encontradas maiores frações de silte e areia fina.

Os valores de pH foram predominantemente alcalinos ( $> 7$ ), com nível ácido ( $< 7$ ) registrado somente na porção mais superficial do ponto 2 (0,30 m). Os resultados apresentaram-se desde 6,4 até 8,8. Os maiores valores de pH foram 8,8, no ponto 1, nas camadas de 1 m e 2 m, e no ponto 3, na camada mais superficial (0 – 0,30 m). O menor resultado foi de 6,4, obtido no ponto 2, na camada 0 – 0,30 cm.

Gráfico 4 - Percentual granulométrico (%) por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície.





Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

A condutividade elétrica (CE) variou entre 6,78 ds/m no ponto 6, na camada de 2 m, para até 53,2 ds/m, no ponto 3, na camada de 1 m. No ponto 4, desde o extrato mais superficial para até 1 m, apresentam elevados resultados da CE, com concentrações acima de 40 ds/m, assim como observado no ponto 3, desde camadas mais superficiais para até 2 m, e no ponto 5 em 3 m, com 40,5 ds/m. Nos perfis dos pontos 1, 2 e 6 a CE foi inferior a 20 ds/m.

As concentrações médias gerais de matéria orgânica foram mais baixas nos pontos 2 e 4 (2 - 4 g/kg), com melhor disponibilidade para os pontos 1, 3 e 5 (4 - 7 g/kg), e média mais elevada no ponto 6 (> 7 g/kg) (RIBEIRO et al., 1999). A mais elevada concentração de MO na área foi registrado no ponto 6, no intervalo subsuperficial de 3 m (17,17g/kg) e na camada de 1 m (9 g/kg). Destaca-se ainda os resultados  $7 < 8$  g/kg obtidos no ponto 3 (1 m e 2 m) (Tabela 7).

Houve ausência de registros de cátions potencialmente tóxicos ( $H^+$  e  $Al^{3+}$ ), exceto para o ponto 2 (0,30 m). A saturação por alumínio apresentou 0%. A saturação por bases do solo (V) foram superiores a 90%. O resultados da capacidade de troca catiônica (CTC) foram elevados, sobretudo pelos níveis mais representativos nos pontos 3 e 5, que demonstra grande capacidade de armazenar e liberar nutrientes. O  $Ca^{2+}$  apresentou elevadas concentrações no ponto 5. Os registros de  $Na^+$  representam a maior base de troca, atestando a hipersalinidade local, promovendo percentagem de sódio trocável (PST) acima de 30 %.

Tabela 7 - Resultados de análises químicas de solos por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície.

Ponto de coleta	Intervalo de coleta (subsuperfície)	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	(H+Al)	CTC	V	m	PST
		(água)	ds/m	g/kg	cmol/dm <sup>3</sup>									%	
P 1	0,30 m	8,4	13,4	6,83	0,17	1,54	32,48	8,7	6,1	0	0	48,84	100	0	67
	1 m	8,8	13,2	2,28	0,01	1,91	39,41	6,7	7,6	0	0	55,63	100	0	71
	2 m	8,8	10,9	4,45	0,02	1,70	36,81	8,9	8,6	0	0	56,02	100	0	66
	3 m	8,2	12,3	6,21	0,04	1,51	34,65	9,2	7,5	0	0	52,87	100	0	66
	<b>MÉDIA</b>	<b>8,5</b>	<b>12,45</b>	<b>4,94</b>	<b>0,06</b>	<b>1,66</b>	<b>35,84</b>	<b>8,37</b>	<b>7,45</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>53,34</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>67,5</b>
P 2	0,30 m	6,4	14,07	2,79	0,17	0,78	24,70	4	8,8	0	0,99	38,29	97	0	63
	1 m	8,5	12,41	2,07	0,03	0,65	22,53	2,9	5,4	0	0	31,49	100	0	72
	2 m	8	7,9	1,86	0,09	5,22	16,04	3,5	13,4	0	0	28,17	100	0	57
	<b>MÉDIA</b>	<b>7,7</b>	<b>18,92</b>	<b>2,46</b>	<b>0,10</b>	<b>2,18</b>	<b>28,02</b>	<b>3,86</b>	<b>11,35</b>	<b>0</b>	<b>0,25</b>	<b>42,92</b>	<b>99,25</b>	<b>0</b>	<b>64,63</b>
P 3	0,30 m	8,8	46	3,93	0,05	2,09	77,48	9,6	17,4	0	0	106,6	100	0	73
	1 m	7,7	53,2	7,03	0,01	2,97	104,31	14	26,6	0	0	147,92	100	0	71
	2 m	7,8	44,9	7,96	0,03	1,98	67,53	13,7	17,8	0	0	101,04	100	0	67
	3 m	8,6	20,9	5,79	0,31	2,27	47,63	9,6	12,8	0	0	72,32	100	0	66
	<b>MÉDIA</b>	<b>8,3</b>	<b>41,3</b>	<b>6,18</b>	<b>0,10</b>	<b>2,33</b>	<b>74,24</b>	<b>11,73</b>	<b>18,65</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>106,97</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>69,25</b>
P 4	0,30 m	8,49	41,56	1,86	0,14	1,80	50,22	5,6	15,3	0	0	72,94	100	0	69
	1 m	7,47	50,82	3	0,15	2,17	56,71	5,7	21,5	0	0	86,1	100	0	66
	2 m	7	38,81	2,69	0,14	2,14	46,76	3	21,6	0	0	73,52	100	0	64
	3 m	8,7	34,03	4,86	0,15	2,14	41,57	5,8	12,8	0	0	62,33	100	0	67
	<b>MÉDIA</b>	<b>7,9</b>	<b>41,31</b>	<b>3,10</b>	<b>0,14</b>	<b>2,06</b>	<b>48,82</b>	<b>5,03</b>	<b>17,8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>73,72</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>66,5</b>
P 5	0,30 m	8,3	20,3	5,17	0,07	2,30	54,55	44,5	10,1	0	0	111,47	100	0	49
	1 m	8,5	17,2	6,62	0,13	2,56	42,87	79	14	0	0	138,44	100	0	31
	2 m	8,4	18,6	5,17	0,11	2,32	58,01	73,5	15,5	0	0	149,36	100	0	39
	3 m	8,4	40,5	2,9	0,14	2,92	79,64	56,4	20	0	0	159	100	0	50
	<b>MÉDIA</b>	<b>8,4</b>	<b>24,15</b>	<b>4,97</b>	<b>0,11</b>	<b>2,52</b>	<b>58,77</b>	<b>63,35</b>	<b>14,9</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>139,57</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>42,25</b>
P 6	0,30 m	8	8,98	4,55	0,13	1,02	21,24	4,9	4,3	0	0	31,46	100	0	68
	1 m	8,1	14,4	9	0,27	2,17	36,38	7,7	6,5	0	0	52,76	100	0	69
	2 m	8	6,78	6,21	0,26	1,17	29,02	8,8	10	0	0	49,01	100	0	59
	3 m	8,1	14,24	17,17	0,32	1,98	39,41	6,8	7,2	0	0	55,41	100	0	71
	<b>MÉDIA</b>	<b>8,05</b>	<b>11,1</b>	<b>9,23</b>	<b>0,24</b>	<b>1,59</b>	<b>31,51</b>	<b>7,05</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>47,16</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>66,75</b>

### 9.3.2 Análises estatísticas da variação espacial e subsuperficial da composição química dos sedimentos

Adotando a proposição de Jolliffe (1972), a frequência acumulada dos fatores superou 70% em três eixos, indicando que as 10 variáveis estudadas podem ser substituídas por esses componentes (Tabela 8). O primeiro grupo de componentes foi representado pela CE, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e CTC, com valores altos e negativos. No segundo grupo houve um contraste, uma vez representado pelo negativo de Ca<sup>2+</sup> e positivo de PST. O terceiro grupo obteve a MO e P, com valores negativos. As variáveis pH e K<sup>+</sup> não apresentaram coeficiente igual ou superior a 0,7, sendo descartada da análise dos principais componentes (Tabela 9).

Tabela 8 - Coeficientes de ponderação para análises de componentes principais.

Componentes principais	Valor Próprio	Variância total	Variância acumulada
1	3,885119	38,85119	38,85119
2	2,099125	20,99125	59,84244
3	1,429698	14,29698	<b>74,13942</b>

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

Tabela 9 - Autovalores das variáveis analisadas para componentes principais.

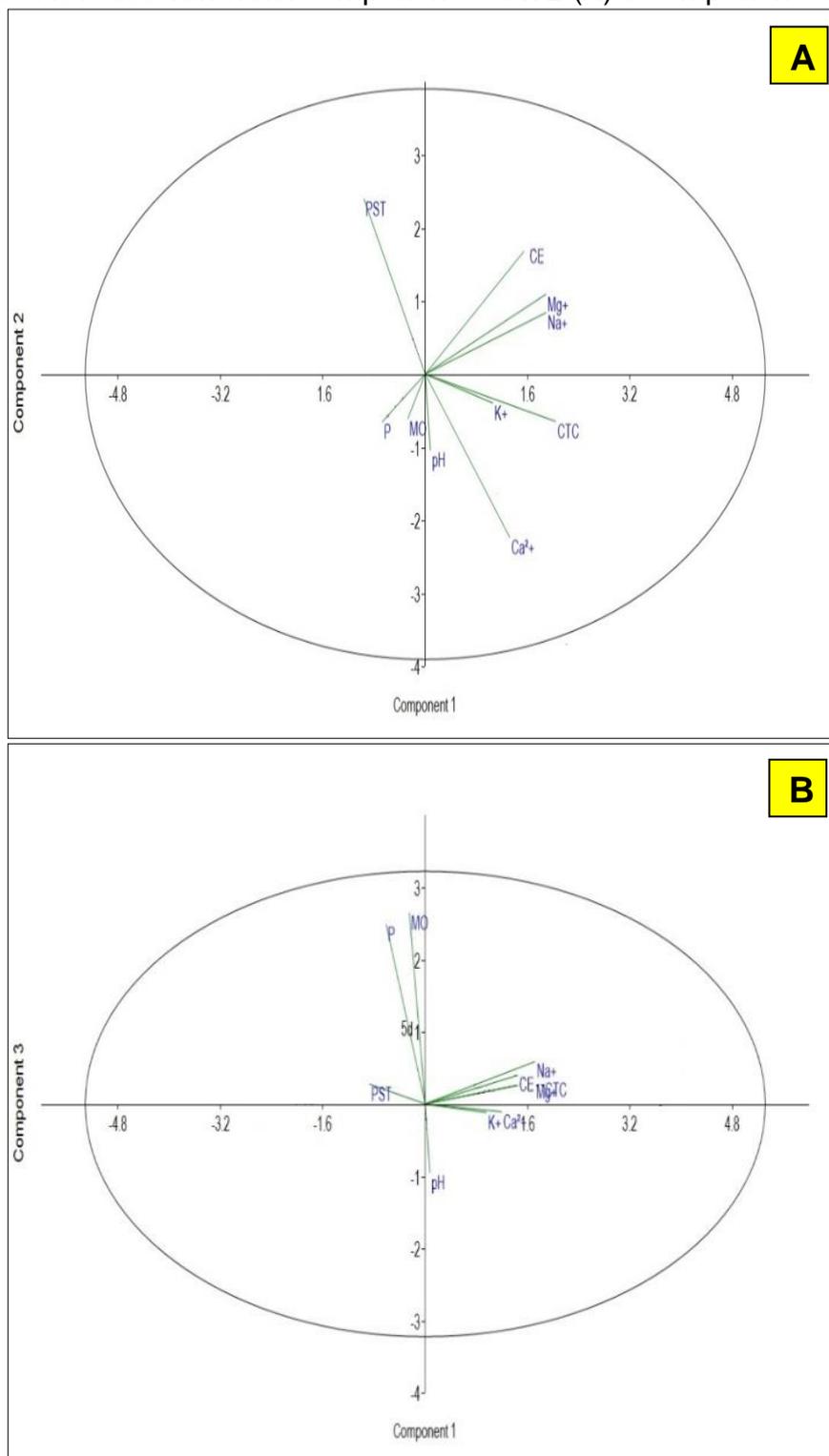
Variáveis analisadas	Componentes principais		
	1	2	3
pH	-0,0367	-0,3531	0,295
CE	<b>-0,743</b>	0,5951	-0,1236
MO	0,1262	-0,2081	<b>-0,8188</b>
P	0,3112	-0,2224	<b>-0,7712</b>
K <sup>+</sup>	-0,4881	-0,1347	0,0368
Na <sup>+</sup>	<b>-0,8736</b>	0,2862	-0,1815
Ca <sup>2+</sup>	-0,6102	<b>-0,7593</b>	0,0335
Mg <sup>2+</sup>	<b>-0,8712</b>	0,371	-0,0951
CTC	<b>-0,9431</b>	-0,22	-0,1027
PST	0,4433	<b>0,8154</b>	-0,0848

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

As variáveis CE, Na<sup>+</sup> e Mg<sup>2+</sup> são correlacionadas (Gráfico 5A). Essas variáveis são independentes de Ca<sup>2+</sup> e PST, que apresentam forte correlação negativa entre si. Para este primeiro plano, não foi possível concluir informações das variáveis MO e P, uma vez que foram mal representadas.

No segundo plano foram obtidas as distribuições das variáveis MO e P (Gráfico 5B), que se apresentam fortemente correlacionadas entre si, com maiores níveis médios e absolutos encontrados no ponto 6 (perfil a 3 m) (Tabela 7).

Gráfico 5 - ACP das variáveis: componentes 1 x 2 (A) e componentes 1 x 3 (B).



## 9.4 Discussão

As condições hipersalinas impactam na pedogênese de ambientes estuarinos influenciados pela aridez e semiaridez. Nesta pesquisa, foi observado o desenvolvimento de ambientes de apicuns associados a indicadores pedogenéticos e geológicos que restringem ao desenvolvimento de manguezais.

Os sedimentos marinhos e costeiros oriundos da plataforma continental, da zona costeira e do transporte eólico, que preenchem os estuários locais, são areias siliciclásticas. O predomínio das frações de areia resulta do controle de transporte exercido pelos ventos e das marés para o interior do estuário, sugerindo semelhanças com as dinâmicas sedimentares em estuários influenciados pela semiaridez (MORAIS; PINHEIRO, 2011) e/ou que possuem suprimento sedimentar proveniente das barreiras costeiras adjacentes (NOWACKI; GANJU, 2018; XIMENES NETO et al., 2018). Na área de estudo, pesquisas apontam fatores neotectônicos no controle sedimentar costeiro, contribuindo para a formação de esporões arenosos e ilhas barreiras (VITAL et al., 2003)

Sob esta perspectiva, o aumento da concentração de MO e P na profundidade de 3 m do Ponto 6, podem testemunhar um ambiente de apicum decorrente do soterramento arenoso sobre um ambiente de manguezal. Processos com características de antigos depósitos de manguezais na subsuperfície de apicuns foram observado por Marius (1985) no Senegal e Gâmbia, na Nova Caledônia (MARCHAND et al., 2011), no Brasil por Bigarella (2001) no Estado do Paraná, Ucha et al., (2004) e Hadlich et al, (2015) no Estado da Bahia, e no Ceará por Albuquerque et al., (2014a).

O domínio das forçantes marinhas na área é indicado pela ausência de  $Al^{3+}$ , que é um dos mais abundantes elementos da contribuição terrígena (LACERDA; MARINS, 2006). A falta de H+Al contribui para o aumento do pH. Com a presença de H+Al, ocorrida na camada superior do ponto 2, foi registrado o único nível de acidez (pH = 6,4). A acidez também pode indicar a oxidação do material sulfídrico (ALBUQUERQUE et al., 2014a,b).

Por outro lado, a tendência de altos valores de pH resultam em condições desfavoráveis ao desenvolvimento de cobertura vegetal, diante da dificuldade de ajuste osmótico (pH > 8,0) (TOMÉ JÚNIOR, 1997). Conforme a literatura, é comum

que os elevados níveis alcalinos de pH sais ( $\text{pH} \geq 7,8$ ) podem decorrer da alta concentração de sais (LEBIGRE; 2007; ALBUQUERQUE, 2015).

Nesse sentido, a elevada salinidade nos sedimentos e a alta quantidade de bases também justificam a sedimentação de origem marinha, com maiores níveis de  $\text{Na}^+$  em todos os pontos de coletas, com PST > 15. Estas são características de ambientes de apicum (PRADA-GAMERO et al., 2004; HADLICH et al., 2010; ALBUQUERQUE, 2015; GOMES et al., 2016; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2016).

Os elevados níveis de  $\text{Na}^+$ , que está representado ACP 1x2, causam desequilíbrios na fisiologia vegetal a partir das dificuldades de absorção de água, desequilíbrio nutricional, efeito osmótico do vegetal para a água, redução do crescimento e desenvolvimento, além dos processos de competição e extinção entre espécies (MUNNS; TERMAAT, 1986; PENNING; CALLAWAY, 1992; MUNNS, 2002; PASCOALINI et al., 2014). Estas condições provocam investimentos em mecanismos de tolerância à salinidade, que tendem restringir o desenvolvimento das plantas de mangues (LUGO et al., 2007; HOPPE-SPEER et al., 2011).

Os valores médios de  $\text{Na}^+$  são compatíveis com os mais elevados registros obtidos em planícies hipersalinas do Brasil (ALBUQUERQUE, 2015), do semiárido Mediterrâneo (ÁLVAREZ-ROGEL et al., 2001), no Golfo de Aqaba (ATTIA, 2013) e na Argentina (ALVAREZ et al., 2016). Nestas áreas a predisposição do aumento das concentrações de sais são provenientes da precipitação direta das inundações marinhas (KJERFVE et al., 1996; SILVA et al., 2000) e/ou pela evaporação da água do mar subsuperficial (MEDEIROS et al., 2018c), diante das elevadas taxas de evapotranspiração que promovem a ascensão de sais para superfície (RIBEIRO et al., 2016; MEDEIROS et al., 2018b).

Essas características são pertinentes ao contexto fisiográfico regional que tornou o litoral semiárido brasileiro de potencial interesse para atividade de extração de sal marinho por evaporação solar (COSTA et al., 2013; COSTA, et al., 2014; MEDEIROS et al., 2015). A atividade salineira é evidente na área de estudo, podendo estar associada ao superior registro de  $\text{Ca}^{2+}$  no ponto 5, ou que este pode derivar da presença de conchas (HADLICH et al., 2010).

## 9.5 Conclusões

Os processos pedogenéticos são condicionados pelas contribuições marinhas, aqui justificadas pela alta salinidade nos solos, elevada quantidade de bases e importação de sedimentos dos ambientes costeiros adjacentes. A influência marinha associada com a semiaridez determina ecossistemas de apicuns com solos arenosos e sódicos.

A deposição arenosa na área pode ter contribuído para o soterramento de manguezais, com a formação de apicuns em superfície. Estes aspectos evolutivos são similares aos relatos observados em outros estuários da América do Sul, África e Oceania.

Os elevados níveis de Sódio, que possui proveniência marinha, limitam ao desenvolvimento de vegetais de porte arboreo, como os mangues. As concentrações deste atributo sugerem interferências edafológicas que respondem na fragmentação florística entre vegetais herbáceos/halófitos e trechos completamente desprovidos de vegetação.

Em cenários de avanço marinho sobre os ambientes terrígenos, é válido destacar a possibilidade de propensão dos estuários influenciados pela semiaridez se tornarem suscetíveis aos efeitos da hipersalinização em direção ao interior das suas planícies.

Cabe destacar a importância de estudos que possam oferecer indícios empíricos sobre evolução de ambientes estuarinos, sobretudo em áreas de baixo influxo fluvial, condicionadas pelas forçantes marinhas.

## **CAPÍTULO IV - COMPARTIMENTAÇÃO E ANÁLISE DOS FRAGMENTOS DE PAISAGENS ESTUARINAS**

---

### **10. IMPLICAÇÕES DAS INTERAÇÕES PEDOGEOMORFOLÓGICAS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MANGUEZAIS NO ESTUÁRIO DO RIO ACARAÚ (CE)**

#### **10.1 Introdução**

A natureza morfodinâmica e hidrodinâmica atuante nos estuários interfere diretamente nas propriedades dos solos. Alguns autores destacam a importância do relevo no processo de formação e alteração dos solos (MILNE, 1935; TRICART, 1968; BOCKHEIM et al., 2005; KAMPF; CURI, 2012), decorrente do controle da topografia na circulação interna e externa (erosão) da água e distribuição de elementos.

Dentro dessa perspectiva, Conacher; Dalrymple (1977) apresentaram o termo Pedogeomorfologia, como a integração dos estudos entre Geomorfologia e Pedologia, em consonância com modelos como “Catena” (MILNE, 1935 apud BIRKELAND, 1984), “K-ciclos” (BUTLER, 1959 apud BURNS; TONKIN, 1982) e “Sistema Solo-Paisagem” (HUGGETT, 1975).

No entanto, na interação entre relevo e solos, deve ser incluído outro fator determinante para o processo de formação dos solos, o clima. Em áreas semiáridas, a condicionante climática torna-se um fator decisivo, uma vez que responde diretamente pelo tipo de intemperismo predominante, condições de drenagem e pela vegetação adaptada.

A influência da semiaridez nas bacias de drenagem resulta em aportes de sedimentos continentais restritos aos períodos de chuva para as planícies estuarinas, como mostram os estudos no Rio Malcozinhado (PINHEIRO, 2003; MORAIS; PINHEIRO, 2011), Rio Catu (PINHEIRO; MORAIS; 2010), Rio Coreaú (VALENTIM, 2016) Rio Apodi/Mossoró (VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016; MEDEIROS et al., 2018b) e Rio Pirangi (SCHETTINI et al., 2017).

O estio pode se prolongar de cinco a dez meses por ano, marcado por elevadas temperaturas, e taxas de evaporação e evapotranspiração que podem

exceder até quatro vezes ao volume anual precipitado (NIMER, 1989; DINIZ; PEREIRA, 2015; DINIZ; VASCONCELOS, 2016; MEDEIROS, 2016). Esta condição natural associada com a construção de barramentos no leito dos rios (PINHEIRO; MORAIS; 2010; MORAIS; PINHEIRO, 2011; FROTA et al., 2013), resultam nos baixos influxos de águas continentais para os estuários.

As alterações das vazões fluviais tendem provocar regimes diferenciados quanto aos transportes e depósitos de sedimentos (PINHEIRO; MORAIS; 2010; MORAIS; PINHEIRO, 2011; QUEIROZ, et al., 2018). Como consequência, podem ocorrer mudanças significativas nos cursos das drenagens nos estuários, que tendem impactar no desenvolvimento dos manguezais.

Nas áreas estuarinas, os manguezais apresentam elevada importância ecológica, uma vez que seu aspecto cíclico é um dos agentes reguladores da dispersão de sementes e das larvas de muitas espécies (TOMLINSON, 1986). No entanto, as condições edafológicas tendem a restringir o desenvolvimento das unidades florísticas, provocando variação espacial e temporal da estrutura da vegetação de mangue. A variabilidade do meio físico no interior do estuário determina o desenvolvimento das florestas de mangue e a distribuição de suas espécies (TOMLINSON, 1986; BUNT, 1996, 1999; DUKE et al., 1998; COSTA et al., 2014; MEDEIROS et al., 2018a).

Entretanto, em áreas estuarinas são escassos os estudos sobre a interação Geomorfológica e Pedológica, sobretudo em regiões sobre a influência da semiáridade, e suas repercussões no desenvolvimento florístico dos manguezais. Sobre esta perspectiva, diante da incipiência de informações técnicas disponíveis no acervo bibliográfico nacional, a Embrapa<sup>9</sup> recomenda a necessidade de estudos sobre os Solos Indiscriminados de Mangue, uma vez que são os solos que sustentam o desenvolvimento dos mangues.

Além disso, o melhor conhecimento das relações relevo-solo através da Pedogeomorfologia pode configurar-se como um importante subsídio para estudos ambientais de cunho conservacionista, orientando, por exemplo, trabalhos de avaliação do potencial de uso do solo e definição de áreas de risco (SALGADO, 2005).

---

<sup>9</sup> Disponível em:

[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio\\_mata\\_sul\\_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7j02wx7ha087apz2c3xd0do.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7j02wx7ha087apz2c3xd0do.html). Acesso em 12 de janeiro de 2020.

Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar as interações pedogeomorfológicas estuarinas, sob influência da semiaridez, como variáveis preditoras para disposição espacial dos manguezais no estuário do Rio Acaraú (CE).

## 10.2 Materiais e métodos

### 10.2.1 Aspectos de geomorfologia fluvial e estuarina

Foram utilizadas imagens Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), que possuem informações altimétricas com resolução espacial de 30 metros, e o Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS PALSAR com resolução espacial de 12,5 m/pixel. A partir da derivação do modelo digital do terreno foram geradas as declividades da área. A classificação das declividades foi realizada conforme sugerido pela Embrapa (1999), sendo elas: 0–3 cm m<sup>-1</sup> (plano), 3–8 cm m<sup>-1</sup> (suave ondulado), 8–20 cm m<sup>-1</sup> (ondulado), 20–45 cm m<sup>-1</sup> (forte ondulado), 45–75 cm m<sup>-1</sup> (montanhoso) e 75–100 cm m<sup>-1</sup> (escarpado).

As drenagens foram obtidas a partir de quatro processos:

- 1) Consulta de dados oficiais, disponibilizados gratuitamente nos sites da ANA, IBGE e CPRM;
- 2) Extração das drenagens por sensores remotos (SRTM e ALOS PALSAR);
- 3) Utilização de cena do LandSat 8 OLI/TIRS, obtidas no site da USGS, para realização de uma classificação não supervisionada, com base em formulações matemáticas assistidas por computador que identificam os padrões típicos de reflectância dos corpos hídricos.

O diagrama de dispersão n-dimensional foi a ferramenta utilizada na classificação não supervisionada. Este diagrama permite a visualização dos pixels de amostras da imagem no espaço n-dimensional, onde n é o número de bandas espectrais utilizadas na classificação; os agrupamentos de pixels que não se dispersam à medida que os eixos são rotacionados, são considerados pertencentes a uma mesma classe.

- 4) Compatibilização das informações geradas em ambiente SIG, sendo realizada aferição em campo, com auxílio de GPS Garmin Modelo Etrex 30x. Os resultados obtidos foram interpretados de acordo com as referências bibliográficas.

A partir das drenagens locais, foi calculado o índice de sinuosidade (IS), conforme Equação 2, pela relação entre o comprimento real e a distância linear entre dois pontos longitudinais. Segundo Freitas (1952 apud SANTOS; SOBREIRA, 2008), valores desse índice expressam a velocidade de escoamento no canal (principal), visto que quanto maior a sinuosidade, maior será a dificuldade de se atingir o exutório do canal, portanto, a velocidade de escoamento será menor.

Equação 2: índice de sinuosidade

$$IS = \frac{L}{LV}$$

IS = Índice de Sinuosidade, adimensional;

L = Comprimento do canal;

LV = Comprimento Vetorial;

A aplicação desse método objetiva analisar a influência do sistema morfológico fluvial, ao perfil de distribuição da cobertura vegetal, bem como das características da composição dos sedimentos. Dessa forma, valores de IS foram classificados conforme exposto no Quadro 4.

Quadro 4 - Índice de sinuosidade (IS) dividido por classes.

<b>Classes de sinuosidade</b>	<b>Resultado do IS</b>
Muito baixa	$1 \leq 1,2$
Baixa	$1,2 \leq 1,4$
Média	$1,4 \leq 1,6$
Alta	$1,6 \leq 1,8$
Muito alta	$> 1,8$

Fonte: Adaptado a partir de Freitas (1952 apud SANTOS; SOBREIRA, 2008).

### **10.2.2 Coleta e análise laboratorial de atributos físicos e químicos dos solos**

No baixo curso do Rio Acaraú foram coletadas amostras de solos em áreas de influência marinha, fluviomarinha e fluvial. Em gabinete, previamente foi definido uma malha regular com distribuição sistemática de 17 pontos para amostragem desde seção transversal à desembocadura do canal principal até o limite de influência das águas marinhas ao continente (Figura 29). Todavia, em campo optou-se por incluir uma réplica espacial ao ponto 9 (derivando os pontos 9a e 9b) (Figura 30), uma vez da presença de um antigo curso de drenagem (Ponto 9b), que certamente tende condicionar concentrações de atributos distintos entre a calha da antiga drenagem e o entorno. Os pontos 16 e 17 representaram a seção transversal do limite estuarino.

De acordo com classificações da CPRM e IBGE, os pontos coletados estão sob domínio de depósitos aluvionares (pontos 3, 7, 8, 9a, 9b, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16 e 17) e depósitos litorâneos (1, 2, 4, 5 e 6). Em termos pedológicos, as amostras foram coletadas na ordem dos Gleissolos (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10 e 13) e Neossolos (9a, 9b, 11, 12, 14, 15, 16 e 17) (Figura 31). Entretanto, estas classificações de solos tiveram proposta de retificação neste estudo, com base nos trabalhos de campo, dos resultados das amostras de solos, espectros das imagens orbitais e em consonância com a literatura. Os pontos 3, 4 e 7 foram coletados aparentemente nos trechos de manguezais mais hígidos e equilibrados do estuário em estudo (Figura 32).



Figuras 30 – Locais de amostras de solos no estuário do Rio Acaraú (CE) em depressão de ilha (Pontos 9a - A) e em antigo canal de drenagem (Ponto 9b - B).

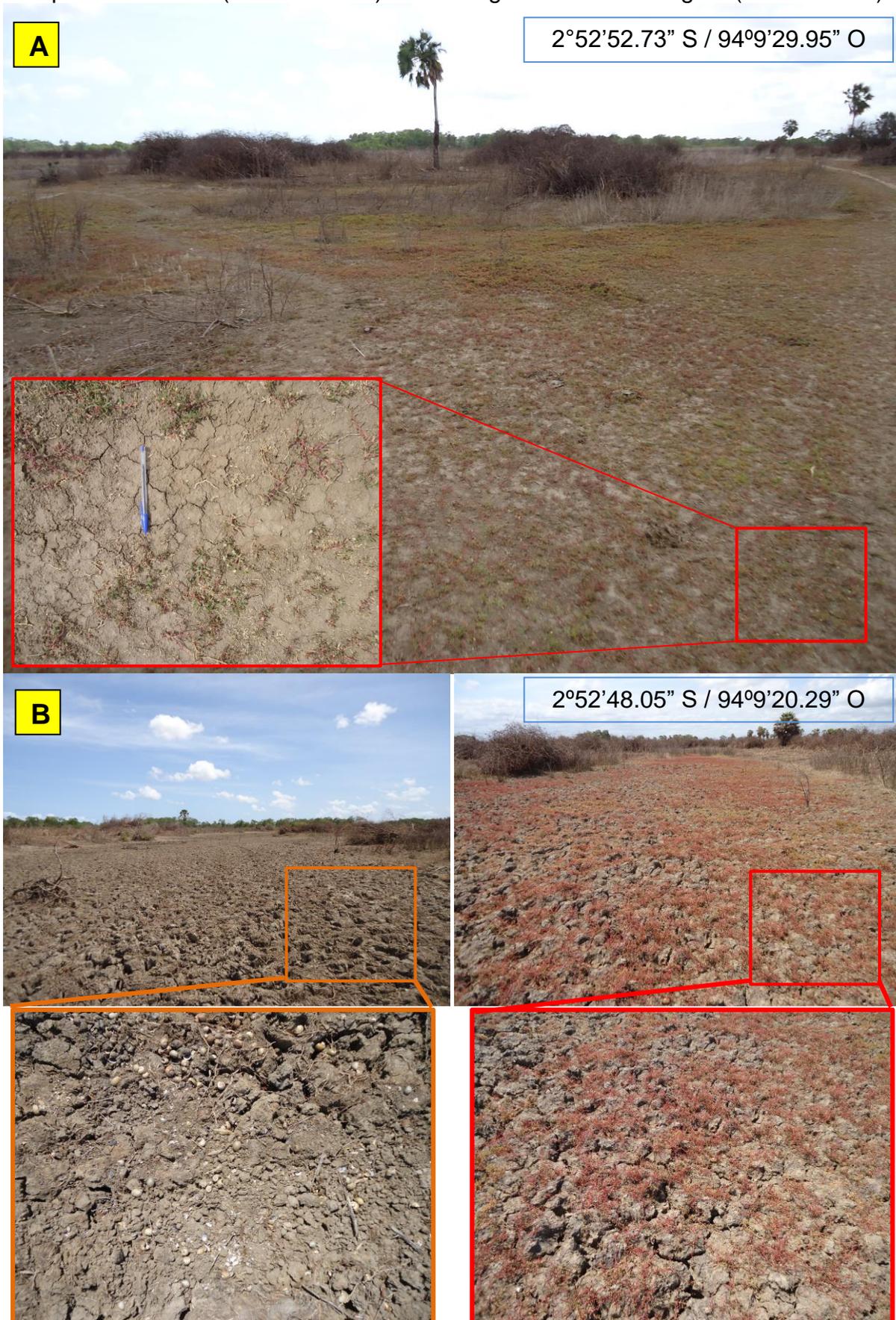
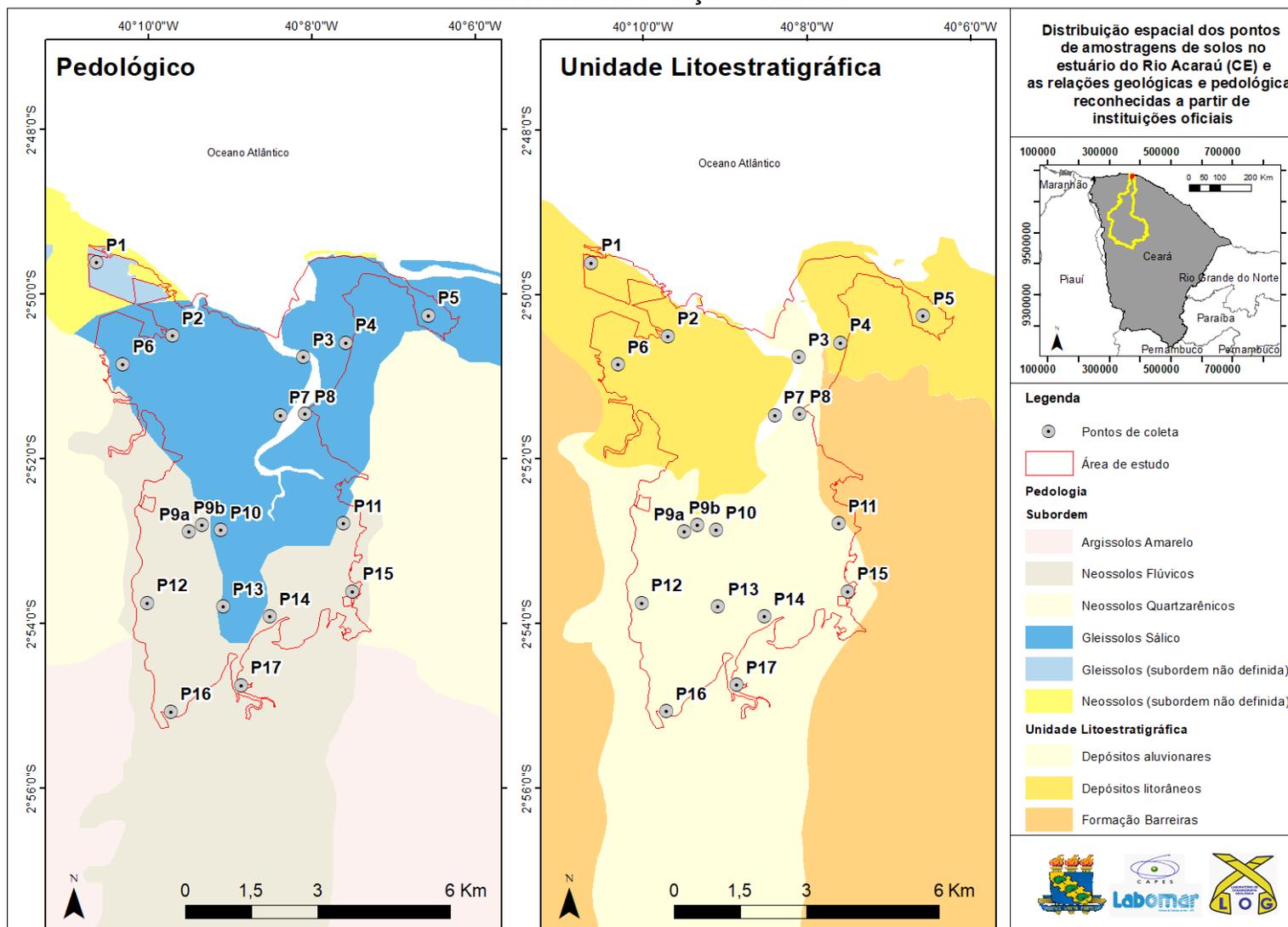
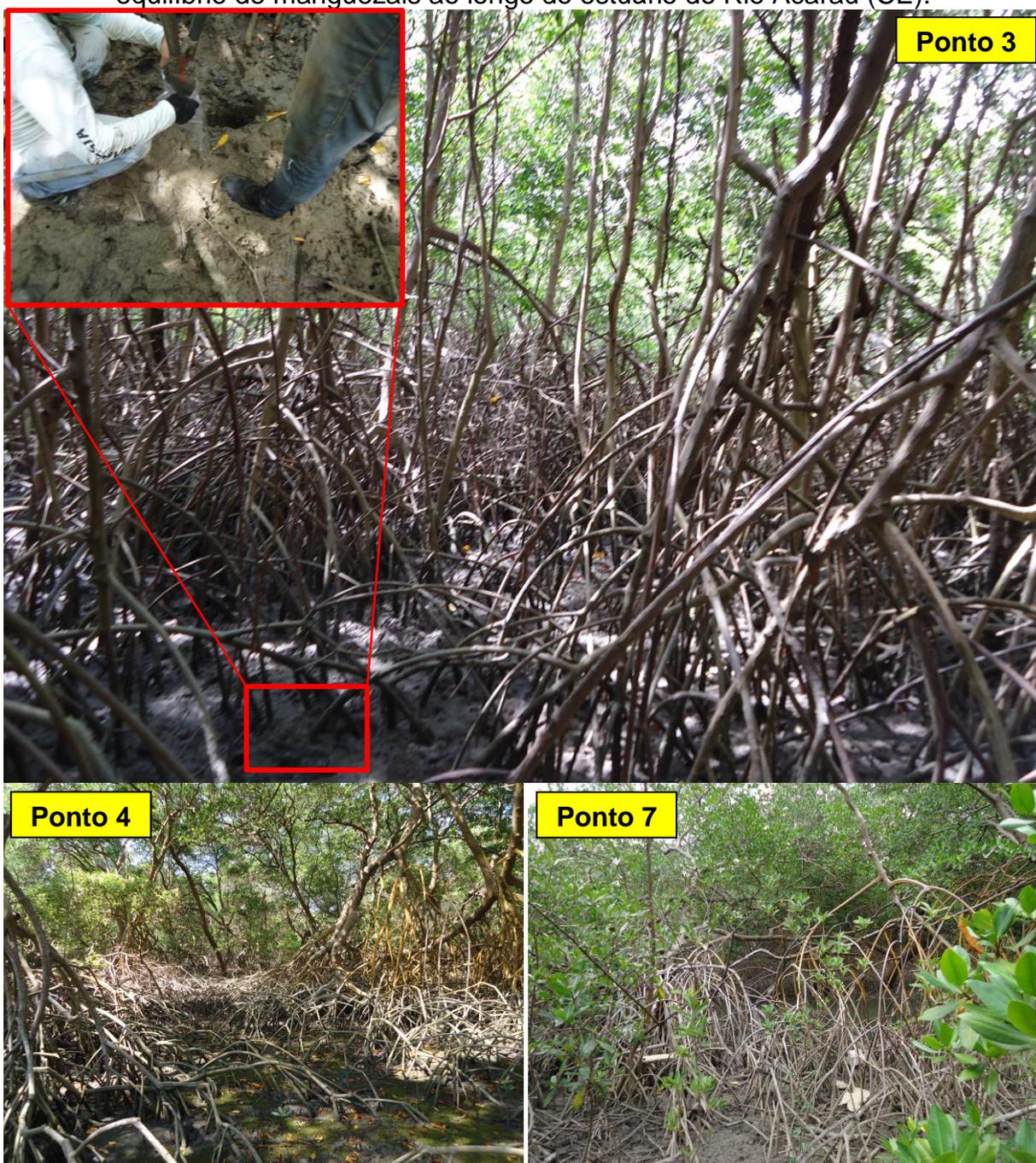


Figura 31 – Pontos de amostras de solos coletados no estuário do Rio Acaraú (CE) sob o contexto pedológico e geológico de acordo com instituições oficiais.



Fonte: elaborado pelo autor a partir de bases vetoriais disponibilizadas por CPRM (2014) e IBGE (2017).

Figura 32 – Amostras de solos coletados nos ambientes de aparente maior higidez e equilíbrio de manguezais ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



Em cada ponto, através do uso de trado caneco e cavadeira, foram realizadas amostragens subsuperficiais (0,30 – 0,60 m), do tipo extra e para fins de fertilidade (IBGE, 2007). O material coletado foi identificado e acondicionado em sacos plásticos para serem transportados ao LASAP/UFERSA (Figura 33).

Foram realizadas análises dos parâmetros: pH, acidez, P, K, Na, Ca, Mg, Al, H + Al, micronutrientes, nitrogênio total, condutividade elétrica e granulometria.

Em laboratório, as amostras foram analisadas de acordo os métodos propostos por Teixeira et al., (2017). A partir das análises realizadas foram obtidos os índices: capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC); saturação por bases (V %); saturação por alumínio trocável (m %) e a percentagem de sódio trocável (PST). A classificação textural foi definida conforme Lemos e Santos (1996).

Figura 33 – Procedimentos de coleta e preservação de amostras com auxílio de trado caneco (A1 – coleta; A2 – preservação da amostra) e cavadeira (B).



Fonte: As fotos do manuseio do trado caneco (A1 e A2) foram capturadas durante coletas realizadas pelo autor em parceria com membros do LGCO (UECE) e LOG (UFC) no estuário do Rio Coreaú (CE), como parte integrante das pesquisas desta tese de doutorado.

Os dados foram tabulados em planilhas do software Excel e manipulados estatisticamente no software ANDAD. Inicialmente foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson ( $R^2$ ), sendo o nível de significância (p level) da média analisado por meio do teste “t” de Student. Nesse sentido, para interpretação dos coeficientes de correlação positiva e negativa (correlação inversa), foi adotado proposta de Callegari-Jacques (2003).

Em seguida, a análise da variação dos parâmetros analisados foi efetuada por meio da estatística multivariada (HARDLE; SIMAR, 2007). Foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP), com base em uma matriz elaborada com todas as variáveis analisadas. Para interpretação da influência dos principais parâmetros, efetuou-se uma análise dos fatores baseada no critério de Jolliffe

(1972), que estabelece o número de variáveis descartadas igual ao número de componentes cuja variância (autovalor) é inferior a 0,7, ou seja, o fator de explicação deverá sintetizar uma variância mínima (acumulada) de 70%.

Para identificar a distribuição espacial desses parâmetros, foi efetuada a Análise de Agrupamento (Cluster Analysis), com o método de Ward e medida de distância Euclidiana quadrática, com as variáveis de carga fatorial superior a 0,70. Por fim, foi realizada a interpolação de dados destas variáveis.

Dos atributos em questão, o pH teve sua representação espacial mapeada por meio do método da Krigagem, sendo a distribuição da variável ajustada no semivariograma com o modelo esférico de representação. Para os demais atributos destinados para análise espacial (variáveis de carga fatorial superior a 0,70, sendo também considerado o PST com 0,69), foi definido o método de interpolação de ponderação pelo inverso da distância (IDW). A escolha deste modelo determinístico foi tomada a partir das resoluções de grades de interpolação apresentar melhor coerência com resoluções de malhas amostrais (MAZZINI; SCHETTINI, 2009).

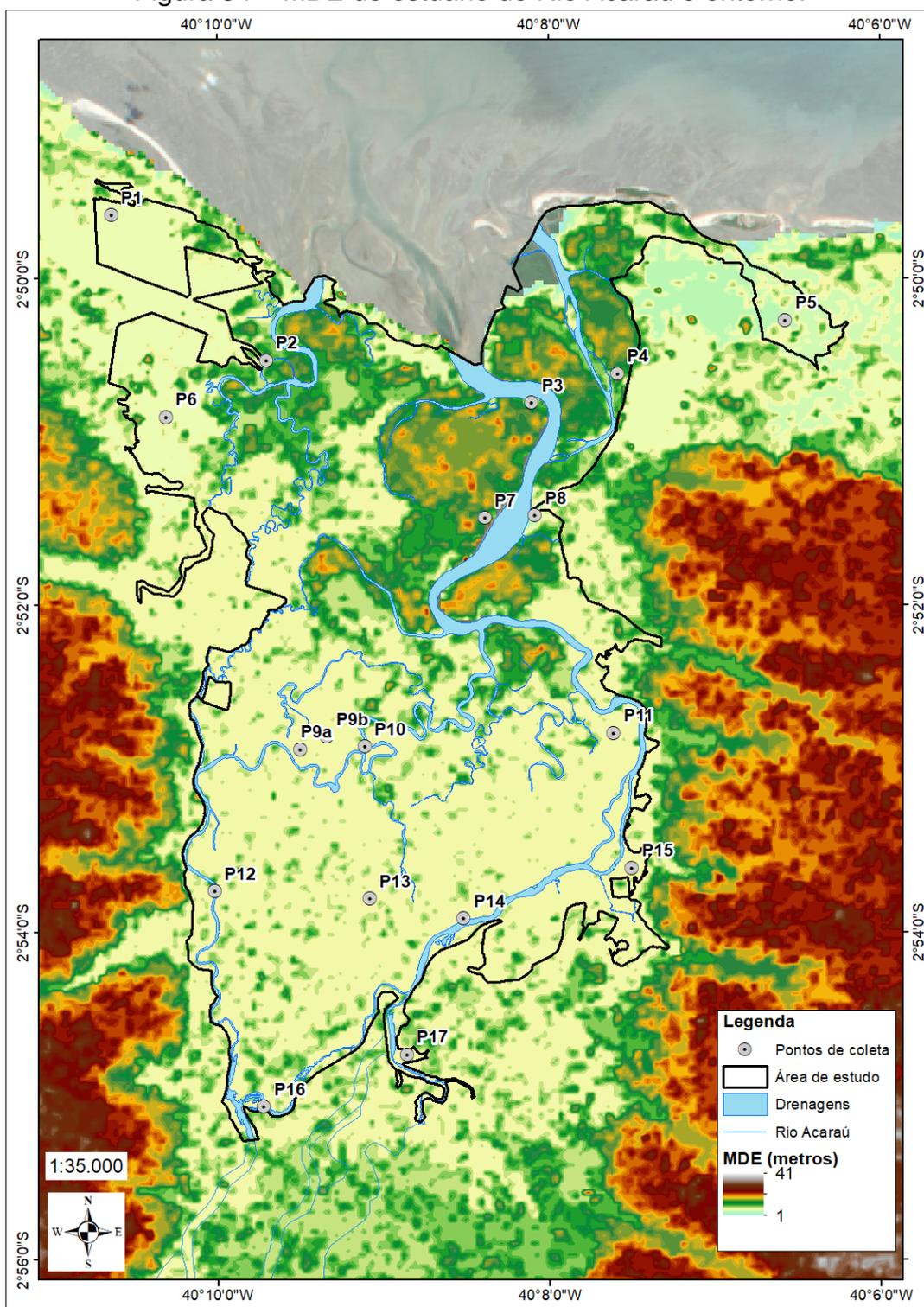
Os procedimentos de Geoestatística foram realizados no software GS+ e Surfer 8, em que os produtos gerados foram importados para o software ArcGis 10 (*Educational Edition* EVA866900120) para realização de layout dos mapas. Com base nestes produtos, foram associadas às características pedológicas ao contexto geomorfológico como condicionantes restritivas ao desenvolvimento do manguezal, por determinar a disposição transversal e longitudinal deste ecossistema.

## **10.3 Resultados**

### **10.3.1 Aspectos de geomorfologia estuarina**

Os canais estuarinos estão entalhados em uma depressão de aproximadamente 40 m de profundidade, dissecando a Bacia Sedimentar do Ceará, nos terrenos da Formação Barreiras (Figura 34). As áreas de manguezais hídricos são bem representadas no MDE, com elevações na ordem de 15 m, evidenciando porte estrutural avançado dos mangues presentes, assim como trechos de maior densidade florística (dossel das árvores interfere na detecção do nível de base do terreno pelo sensor remoto orbital).

Figura 34 – MDE do estuário do Rio Acaraú e entorno.

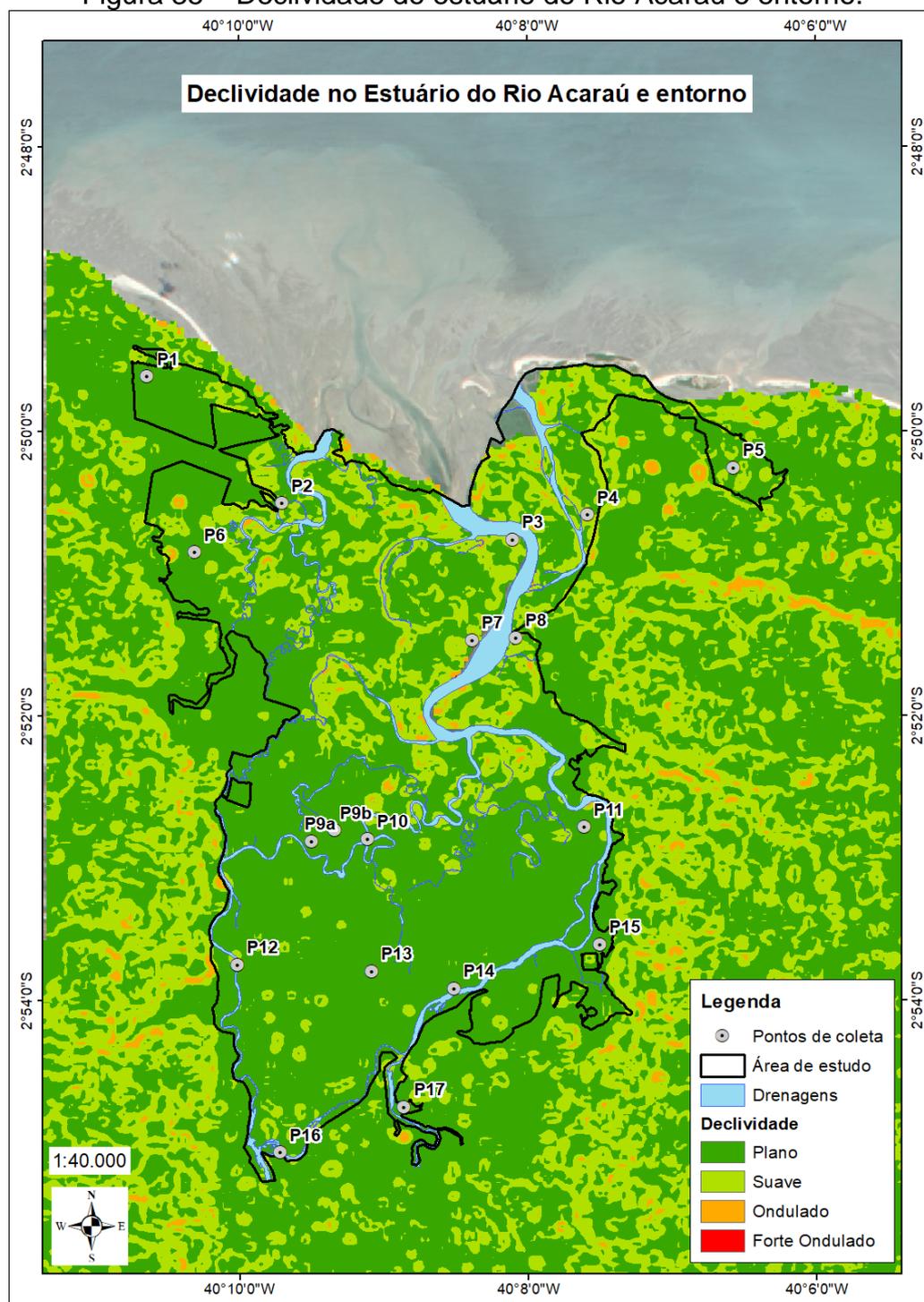


Fonte: realizado por meio de imagens ALOS PALSAR.

O baixo curso do Rio Acaraú drena terraços aluviais. O estuário do Rio Acaraú desenvolve características de um rio de planície, uma vez da tendência de declive plano a suave, situado sobre os sedimentos mesozoicos e cenozoicos da sequência pós-rifte da Bacia Sedimentar do Ceará (MORAIS NETO et al., 2003).

Em alguns pontos ocorrem declives de relevo ondulado, sobretudo nas margens dos canais de drenagem, indicando pontos com escarpas de erosão possivelmente provocadas pelas marés e/ou períodos de maior energia do rio. O entorno da área de estudo são níveis dos interflúvios tabulares, que apresentam tendência de declive suave em direção à planície fluvioestuarina (Figura 35).

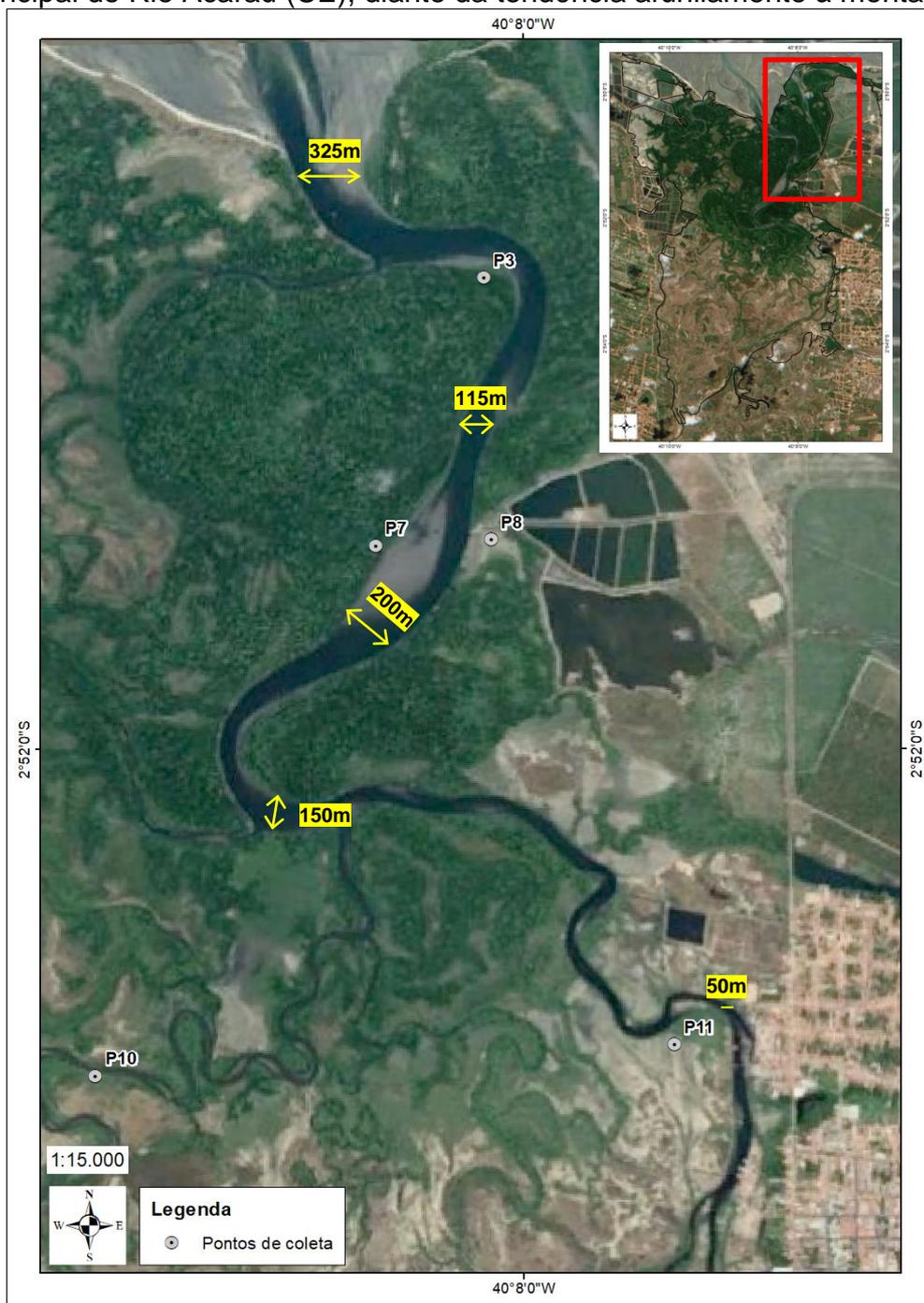
Figura 35 – Declividade do estuário do Rio Acaraú e entorno.



Fonte: adaptado a partir de Embrapa (2006) através do uso de imagens ALOS PALSAR.

O canal estuarino principal é um típico sistema classificado como estuário de planície costeira, formado durante a transgressão do mar no Holoceno, perpendicular a linha de costa, com configuração geométrica em forma de “V”. Cabe destacar a variação na largura do canal de drenagem, onde o estuário passa por um afunilamento desde a foz até os pontos 7 e 8, e reabre após estes pontos, até afunilar novamente para montante (Figura 36).

Figura 36 – Configuração morfológica de estuário planície costeira para o canal principal do Rio Acaraú (CE), diante da tendência afunilamento à montante.



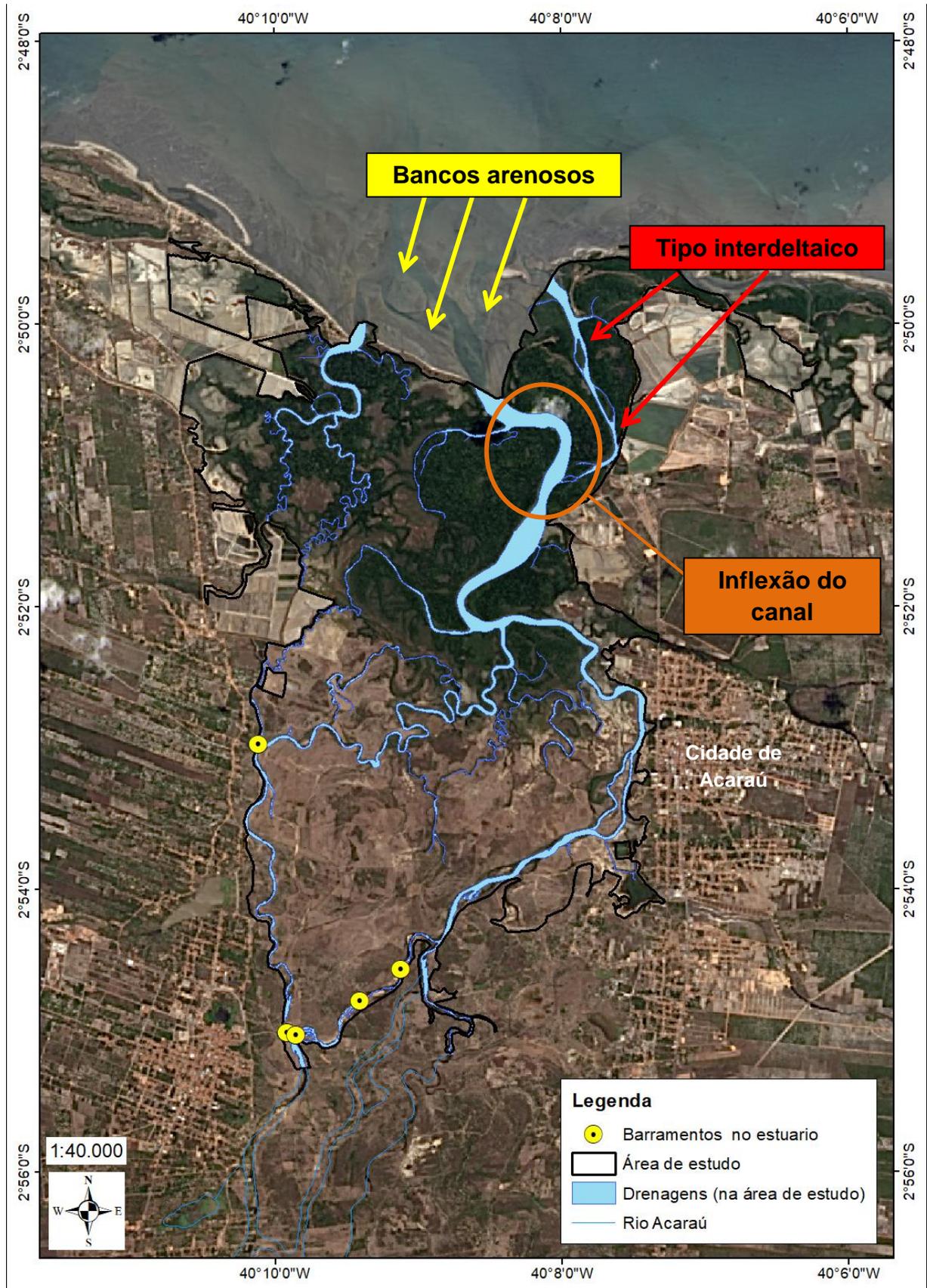
O sistema de drenagem desse estuário é formado por uma confluência anastomosada, que favorece ao desenvolvimento da extensa planície de inundação fluvioestuarina. Adjacente à desembocadura, ocorrem extensos bancos arenosos progradantes, que associados com as condições de mesomarés locais e vazão continental restrita aos períodos de chuvas, são importados para os canais estuarinos. Os barramentos construídos tendem a impactar nos processos de exportação de sedimentos para costa (Figura 37).

Figura 37 – Barramento construído no leito do rio, adjacente ao ponto 16 (15 Km do mar) (2°55'3.75"S / 40°9'43.11"O).



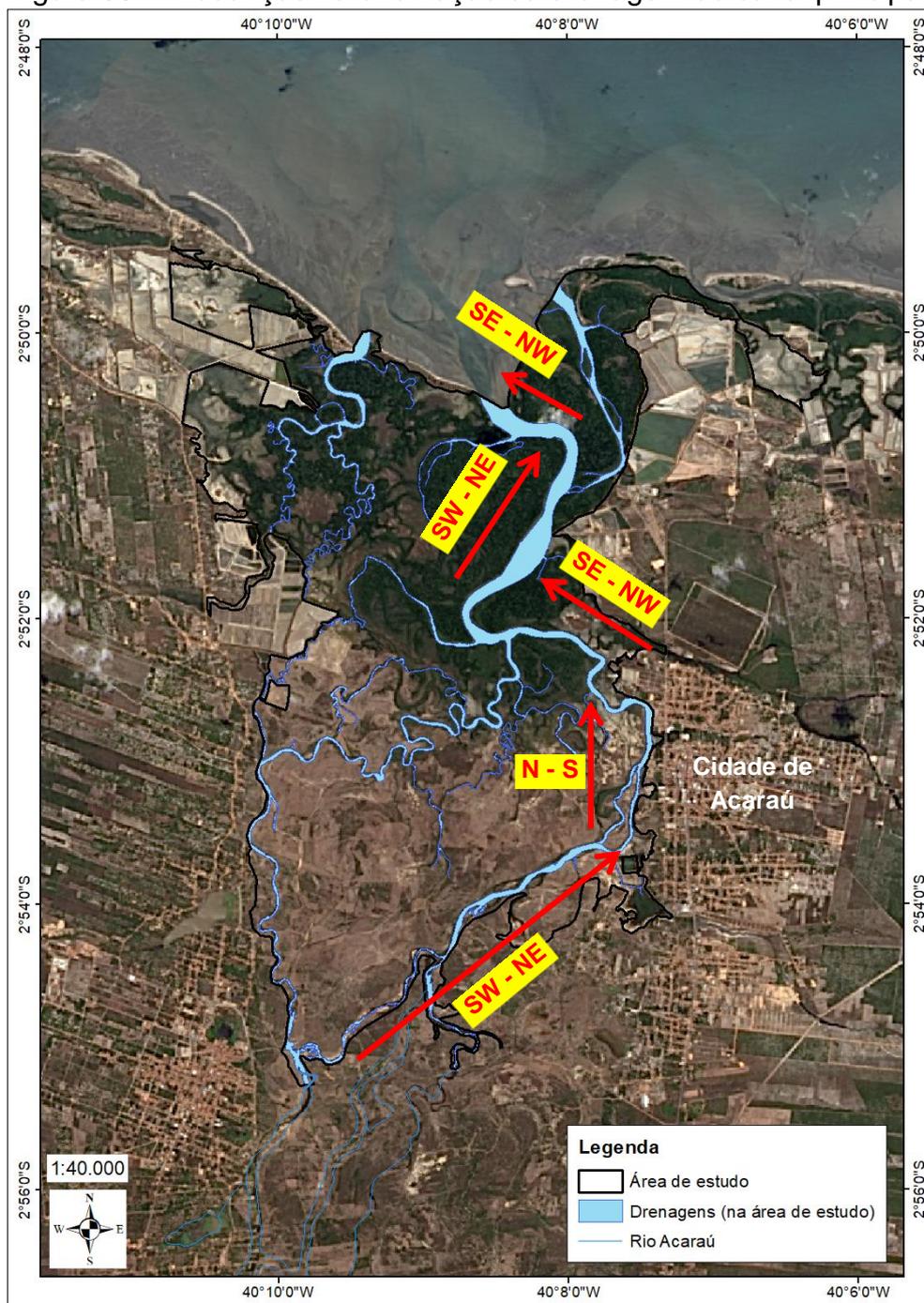
As drenagens dominadas por marés, associadas com a presença de bancos arenosos progradantes, contribuem para uma fisiografia estuarina de frente deltaica, quando considerado o canal estuarino tipo interdeltaico derivado da inflexão do canal estuarino principal, que possuía orientação SW-NE, sendo substituída pela orientação SE-NW (Figura 38).

Figura 38 – Condicionantes parciais e reflexos morfológicos da drenagem no sistema estuarino estudado.



Todavia, cabe destacar que o canal estuarino principal sofre diversas outras inflexões ao longo do seu curso, como provável resultado das condições de drenagem continental incipiente e processos de deposição. Em trecho mais a montante, nota-se sentido predominante na direção SW – NE, sofrendo inflexão para S – N nas proximidades da cidade de Acaraú, seguida de inflexão SE – NW, culminando nas inflexões à jusante descritas acima (Figura 39).

Figura 39 – Mudanças na orientação da drenagem do canal principal.



As demais drenagens são intercaladas por um conjunto de ilhas e barras dispostas ao longo do baixo curso do Rio Acaraú, com diversos trechos meandantes, conforme observado entre os pontos 2 e 6, e mais a montante entre os pontos 9a, 9b e 10, e ilha fluvial adjacente ao ponto 15.

Os canais com muito alta sinuosidade ( $> 1,8$ ) tendem decorrer de processos erosivos e deposicionais influenciados pelo hidrodinamismo resultante das condições climáticas (Figura 40). Acrescenta-se que as mudanças abruptas na direção do curso fluvial podem ser correlacionáveis ao sistema de falhas, embora o contexto neotectônico ainda não tenha sido bem elucidado para a área de estudo.

Devido ao contexto da semiaridez e barramentos no leito do rio, este estuário apresenta indícios de variabilidade das descargas e a retenção de sedimentos. Como consequência, ocorre alteração nos processos geomorfológicos resultante das variações das vazões do rio, gerando meandros, meandros abandonados e a constituição de leques que podem romper os diques marginais (crevasse splay) (CHARLTON, 2007). Estes aspectos são notados, sobretudo na seção transversal aos pontos 9a, 9b, 10 e 11 (Figuras 41, 42 e 43).

Figura 40 - Índice de Sinuosidade de canais estuarinos adjacentes aos pontos 2 e 6.



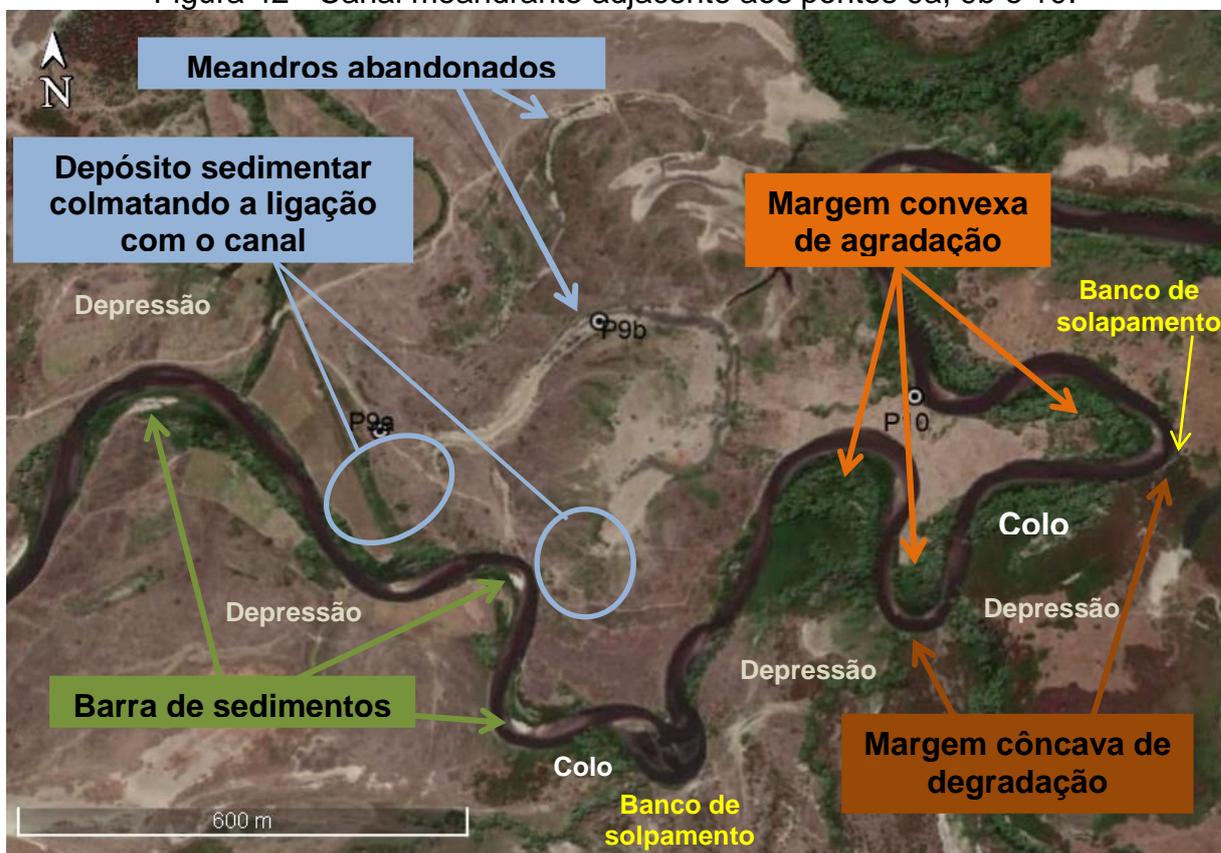
Fonte: elaborado pelo autor a partir de imagens LandSat 8 e Google Earth.

Figura 41 - Índice de Sinuosidade de canal estuarino conexo aos pontos 9a, 9b e 10.



Fonte: elaborado pelo autor a partir de imagens LandSat 8 e Google Earth.

Figura 42 - Canal meandrante adjacente aos pontos 9a, 9b e 10.



Fonte: adaptado a partir de Bigarella et al., (1979), com base em imagens LandSat 8 e Google Earth.

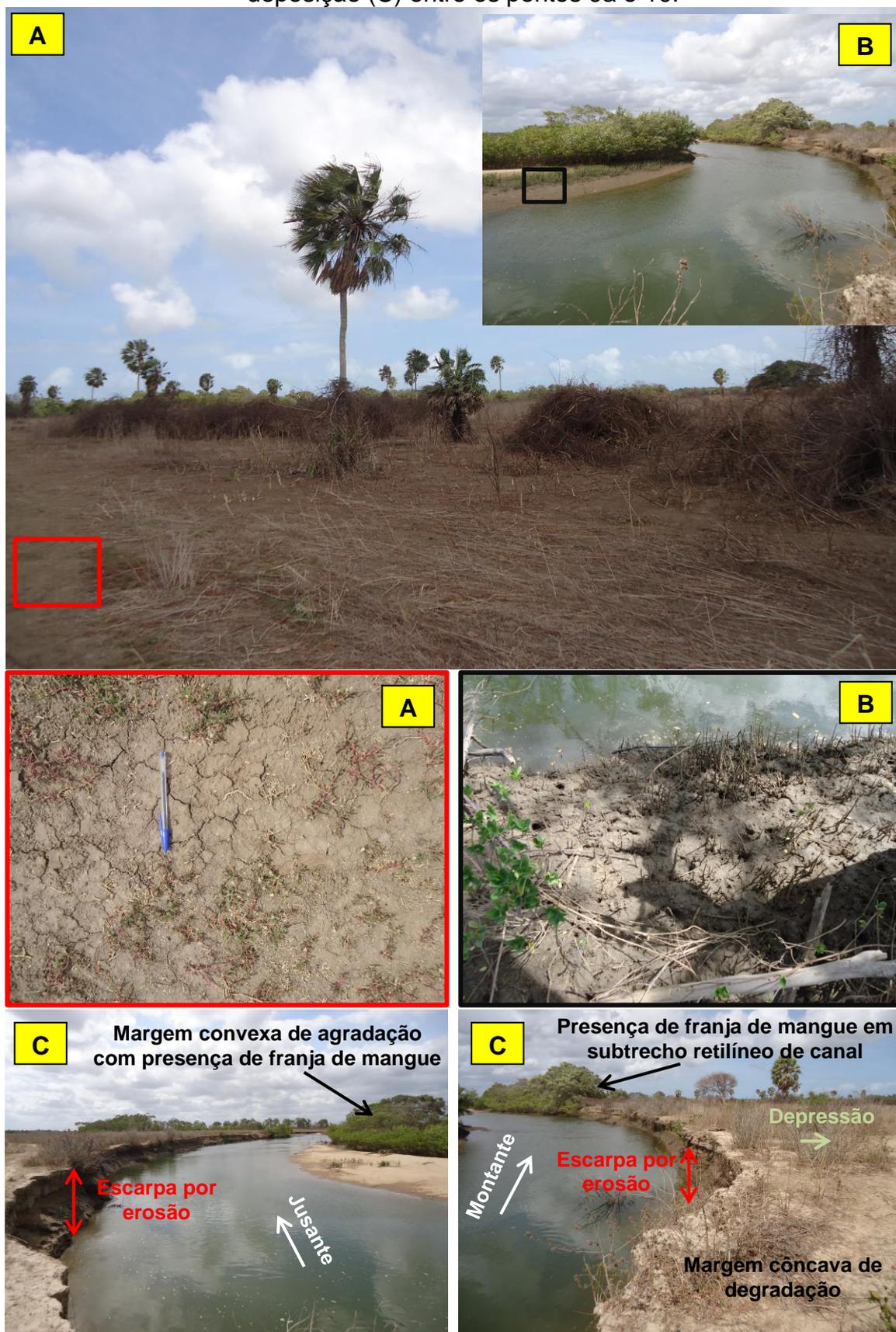
Figura 43 - Adaptações geomorfológicas ao contexto hidrológico.



Fonte: adaptado a partir de Bigarella et al., (1979) com base em imagens LandSat 8 e Google Earth.

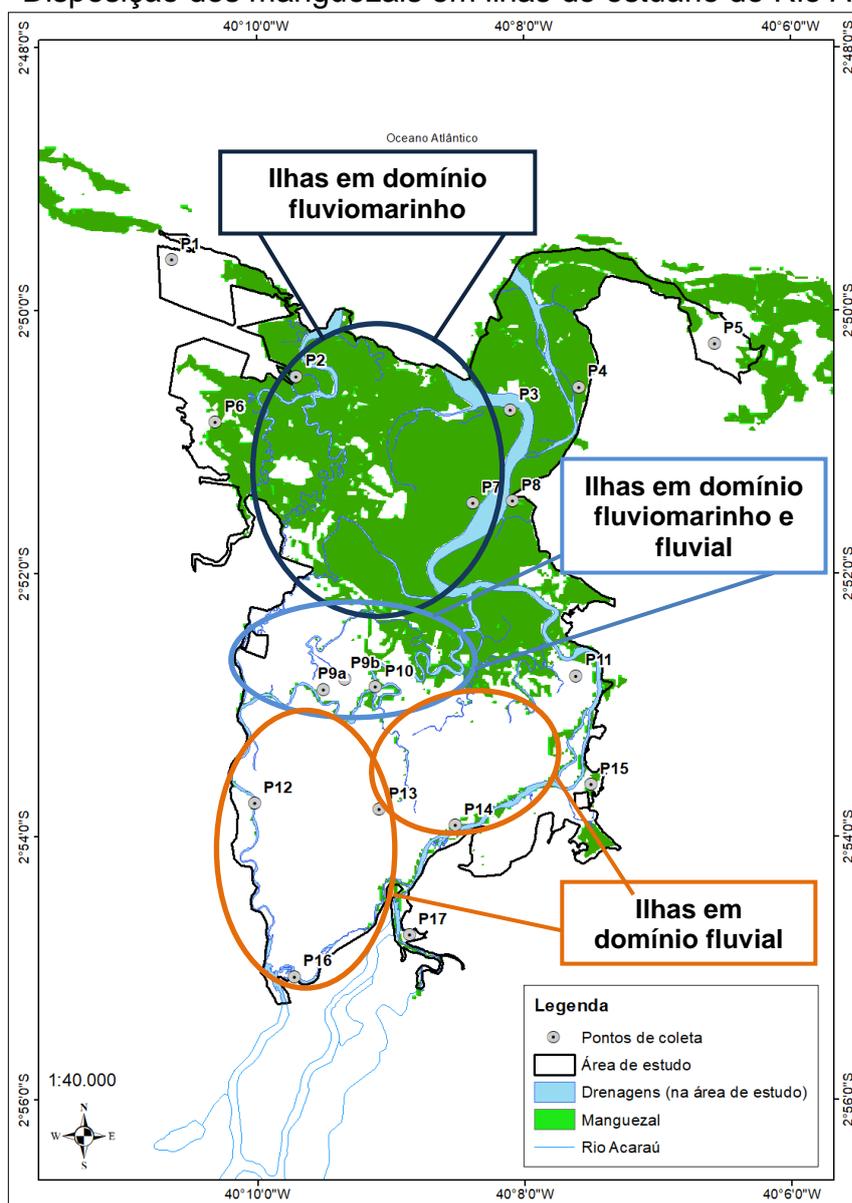
Nestes terrenos, são encontradas franjas de mangue que apenas margeiam os canais em subtrechos retilíneos e nas margens convexas dos meandros. As áreas de maior concentração dos manguezais estão no baixo estuário, em que os processos dominantes tendem a ser costeiro-marinho, com misto de depósitos litorâneos e aluvionares que formam ilhas (seção 2, 3 e 4; e seção 6, 7 e 8). Na seção 9a, 9b, 10 e 11, observa-se que a dinâmica morfológica é forçada pelo hidrodinamismo exercido durante os períodos de maior vazão, provocando relativa instabilidade para colonização de espécies vegetais ribeirinhas. Esta área representa uma grande extensão de ilha, em que nas áreas depressivas ocorrem vegetais glicófitos, como a Carnaúba (*Copernicia prunifera*) (Figura 44).

Figura 44 - Vegetais glicófitos e halófitos nas áreas depressivas ao longo da seção 9a, 9b, 10 e 1 (A). Franja de mangue (B) ao longo de canal vulnerável a erosão e deposição (C) entre os pontos 9a e 10.



No entanto, dada às condições restritas de drenagem, o sistema estuarino tende a ser dominado pelos processos de deposição, conforme observado a partir das mudanças de curso dos canais. Nesse sentido, a relativa estabilidade para as áreas de depressão entre canais anastomosados proporciona a constituição de extensas ilhas. A maior representatividade de manguezais em sistemas de ilhas fluviomarinhas está presente entre os pontos 2 e 3, 6 e 7. As seções de pontos 9a, 9b, 10 e 11, e 12, 13 e 14, estão localizadas em sistemas de ilhas e barras fluviais. No entanto, em ambientes nos quais os manguezais ocupam apenas trechos de margens dos canais, ocorre o domínio de vegetais glicófitos, como as carnaúbas (Figura 45).

Figura 45 - Disposição dos manguezais em ilhas do estuário do Rio Acaraú (CE).



### **10.3.2 Atributos físicos e químicos dos solos**

As frações granulométricas foram heterogêneas. As areias totais (areia grossa e fina) apresentaram maior média geral (0,47 kg/kg) em relação às frações mais finas (silte e argila). Entretanto, o silte foi a fração granulométrica de maior média na área (0,35 kg/kg), seguido da areia fina (0,28 kg/kg); as demais frações apresentaram médias próximas, visto que areia grossa obteve 0,19 kg/kg e argila com 0,18 kg/kg. As variações dos grãos foram determinantes para que a variação da classificação textural desde argila-siltosa até areia (Quadro 5).

As frações totais de areia foram superiores a 0,85 kg/kg, nos pontos 12 (0,95 kg/kg), 9a (0,94 kg/kg), 11 (0,90 kg/kg) e 16 (0,90 kg/kg). Nesse sentido, em acordo com Lemos; Santos (1996), a classificação textural destes pontos foi de areia.

A areia grossa apresentou maiores registros nos pontos 12 (0,87 kg/kg) e 9a (0,81 kg/kg), ainda sendo destacados os resultados nos pontos 16 (0,66 kg/kg) e 14 (0,61 kg/kg). Destes pontos, apenas o 14 não foi classificado texturalmente como areia, uma vez que a presença de 0,21 kg/kg de silte foi determinante para classificação em franco arenosa.

As maiores frações de areia fina foram obtidas nos pontos 11 (0,82 kg/kg) e 5 (0,76 kg/kg). Nesse sentido, esta fração foi determinante para classificação de areia no ponto 11. Por outro lado, o ponto 5 apresentou 0,21 kg/kg dos mais finos (silte = 0,09 kg/kg; argila = 0,12 kg/kg), e apenas 0,03 kg/kg de areia grossa, em que este ponto foi classificado como franco arenoso. O ponto 15 apresentou o terceiro maior registro de areia fina (0,63 kg/kg), sendo classificado em franco arenoso, dado a presença de 0,29 kg/kg de silte.

As concentrações de silte foram as dominantes nos pontos 9b (0,66 kg/kg), 1 (0,62 kg/kg), 6 (0,60 kg/kg), 4 (0,58kg/kg) e 8 (0,57 kg/kg). A predominância da fração siltosa nestes pontos determinou a classificação textural franco siltosa. Entretanto, destaca-se o domínio desta fração associada com valores mais elevados de argila para classificação em argila siltosa, como observado nos pontos 10 (silte = 0,50 kg/kg; argila = 0,44 kg/kg), 2 (silte = 0,47 kg/kg; argila = 0,41 kg/kg), 13 (silte = 0,47 kg/kg; argila = 0,47 kg/kg), 17 (silte = 0,46 kg/kg; argila = 0,40 kg/kg).

O ponto 3 destacou-se pela maior presença dos grãos mais finos, sendo contemplado a fração arenosa fina. Nesse sentido, o domínio de 0,51 kg/kg de areia total (areia fina = 0,47 kg/kg e areia grossa = 0,04 kg/kg), associado com 0,49 kg/kg dos grãos mais finos (silte = 0,26 kg/kg; argila = 0,23 kg/kg), determinou na particularidade textural franco argilo arenosa na área de estudo.

No ponto 7, as concentrações foram relativamente homogêneas entre areia fina (0,31 kg/kg), silte (0,38 kg/kg) e argila (0,30 kg/kg). Neste ponto, foi obtida a única classificação textural franco argilosa.

Quadro 5 – Resultados das análises granulométricas.

Ponto	Frações granulométricas kg/kg					Classificação textural
	A. grossa	A. fina	Areia total	Silte	Argila	
<b>P1</b>	0,11	0,18	0,29	0,62	0,09	Franco siltosa
<b>P2</b>	0,01	0,11	0,12	0,47	0,41	Argila siltosa
<b>P3</b>	0,04	0,47	0,51	0,26	0,23	Franco argilo arenosa
<b>P4</b>	0,01	0,34	0,34	0,58	0,08	Franco siltosa
<b>P5</b>	0,03	0,76	0,79	0,09	0,12	Franco arenosa
<b>P6</b>	0,06	0,22	0,28	0,6	0,11	Franco siltosa
<b>P7</b>	0,01	0,31	0,32	0,38	0,3	Franco argilosa
<b>P8</b>	0,01	0,36	0,37	0,57	0,06	Franco siltosa
<b>P9a</b>	0,81	0,13	0,94	0,02	0,04	Areia
<b>P9b</b>	0,03	0,07	0,1	0,66	0,24	Franco siltosa
<b>P10</b>	0,02	0,05	0,07	0,5	0,44	Argila siltosa
<b>P11</b>	0,08	0,82	0,9	0,05	0,05	Areia
<b>P12</b>	0,87	0,08	0,95	0,02	0,03	Areia
<b>P13</b>	0,01	0,05	0,06	0,47	0,47	Argila siltosa
<b>P14</b>	0,61	0,1	0,71	0,21	0,08	Franco arenosa
<b>P15</b>	0,01	0,63	0,64	0,29	0,07	Franco arenosa
<b>P16</b>	0,66	0,24	0,9	0,05	0,06	Areia
<b>P17</b>	0,01	0,13	0,14	0,46	0,4	Argila siltosa
<b>Média</b>	<b>0,19</b>	<b>0,28</b>	<b>0,47</b>	<b>0,35</b>	<b>0,18</b>	<b>Franca</b>

O N apresentou concentração média de 0,29 g/kg. O ponto 2 apresentou maior registro na área, com 1,05 g/kg. Por outro lado, o N não foi registrado nos solos dos pontos 9a e 14, ainda obtendo concentrações próximas de 0 g/kg nos pontos 3, 11, 12 e 15 (Nitrogênio = 0,07 g/kg).

O pH apresentou tendência média para acidez (6,59), certamente provocado pelos registros de elevada acidez encontrados nos pontos 2 (pH = 3), 5 (pH = 3,1) e 17 (pH = 4,6). No geral, dos 18 pontos analisados, 9 apresentaram tendências para acidez, com 8 pontos alcalinos, e 1 (um) ponto (Ponto 14) neutro (pH = 7). Em relação aos pontos alcalinos, observou-se que o maior registro obtido foi no ponto 3 (pH = 8,1).

A condutividade elétrica apresentou média de 9,18 ds/m na área de estudo, em que os pontos 2, 4, 5, 6, 8, 10, 15 e 16 foram superiores à média obtida; e os pontos 1, 3, 7, 9a, 9b, 11, 12, 13, 14 e 17 apresentaram CE inferior à média geral. O ponto 8 apresentou maior registro (16,38 ds/m). Por outro lado, o ponto 1 apresentou menor registro desta variável (2,17 ds/m).

Em relação à matéria orgânica, destacaram-se os pontos 4, 2, 9b e 10, com respectivamente 25,75 g/kg, 21,90 g/kg, 21,33 g/kg e 20,05 g/kg. Nesse sentido, constatou-se que o ponto 4 apresentou maior nível de MO. Por outro lado, alguns locais apresentaram deficiência desta variável, sobretudo notado nos pontos 11 (0,41 g/kg), 12 (0,81 g/kg) e 14 (0,85 g/kg). No geral, a maioria dos pontos com valores inferiores à média geral (8 g/kg). Nesse sentido, mesmo ao caso da menor parte dos pontos estarem superiores à média, as concentrações elevadas dos pontos 4, 2, 9b e 10 contribuíram para que o valor médio fosse superior aos registros de MO da maioria dos pontos.

O  $\text{Na}^+$  foi dominante entre os macronutrientes em todos os pontos estudados. Os pontos 1 ( $\text{Na} = 97,92 \text{ cmolc/dm}^3$ ), 6 ( $\text{Na} = 85,82 \text{ cmolc/dm}^3$ ) e 8 ( $\text{Na} = 82,18 \text{ cmolc/dm}^3$ ) apresentaram os valores mais expressivos no sistema, com resultados praticamente 2x a média desta variável na área de estudo (média de  $\text{Na} = 48,04 \text{ cmolc/dm}^3$ ). Por outro lado, os pontos 14 ( $15,64 \text{ cmolc/dm}^3$ ) e 9a ( $17,38 \text{ cmolc/dm}^3$ ) apresentaram os menores registros de Na, embora em cada um destes pontos esta variável permaneceu com concentrações superiores aos demais macronutrientes.

O  $Mg^{2+}$  seguiu o  $Na^+$  em termos de concentrações médias e máximas, embora o  $Ca^{2+}$  superou em alguns pontos 3, 4 e 9b; e  $K^+$  nos pontos 9a, 11 e 12. A média de magnésio na área de estudo foi de 10,72 cmolc/dm<sup>3</sup>. Os maiores registros de magnésio foram obtidos nos pontos 1 (19,10 cmolc/dm<sup>3</sup>), 13 (19 cmolc/dm<sup>3</sup>), 2 (17,30 cmolc/dm<sup>3</sup>) e 8 (16,90 cmolc/dm<sup>3</sup>). Por outro lado, o ponto 3 apresentou menor concentração (3,5 cmolc/dm<sup>3</sup>).

O  $K^+$  e  $Ca^+$  apresentaram médias de 5,70 e 4,85 cmolc/dm<sup>3</sup>, respectivamente. Em relação ao  $K^+$ , os maiores níveis foram encontrados nos pontos 8 (14,67 cmolc/dm<sup>3</sup>) e 9a (12,62 cmolc/dm<sup>3</sup>); enquanto os pontos 9b (0,55 cmolc/dm<sup>3</sup>) e 14 (0,63 cmolc/dm<sup>3</sup>) apresentaram os menores registros. O  $Ca^+$  esteve concentrado sobretudo no ponto 14 (15,70 cmolc/dm<sup>3</sup>), com menor registro nos pontos 11 (1,40 cmolc/dm<sup>3</sup>), 12 (1,50 cmolc/dm<sup>3</sup>) e 9a (1,60 cmolc/dm<sup>3</sup>).

Na área de estudo predomina ausência de cátions potencialmente tóxicos ( $H^+$  e  $Al^{3+}$ ). Todavia, houve registros nos pontos 2, 5, 9b e 17. Destaca-se o ponto 2 pela maior nível de  $Al^{3+}$  (2,95 cmolc/dm<sup>3</sup>) e H+Al (6,44 cmolc/dm<sup>3</sup>), determinando maior taxa de saturação por alumínio (m) 3%, seguido do ponto 5, com  $Al^{3+} = 1,45$  cmolc/dm<sup>3</sup> e H+Al = 1,98 cmolc/dm<sup>3</sup>, e saturação de alumínio (m) em 2%.

Os resultados da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) foram elevados, com média geral de 70,02 cmolc/dm<sup>3</sup>, e CTC efetiva (t) com média de 69,59 cmolc/dm<sup>3</sup>. Os pontos 1 e 8 apresentaram 127,04 cmolc/dm<sup>3</sup> e 117,79 cmolc/dm<sup>3</sup>, respectivamente, caracterizando locais com maior capacidade para armazenar e liberar nutrientes. Por outro lado, o ponto 14 apresentou menor registro (22,97 cmolc/dm<sup>3</sup>).

Os registros de sódio ( $Na^+$ ) representam a maior base de troca, testemunhando a hipersalinidade local, promovendo percentagem de sódio trocável (PST) acima de 40 %, com média geral de 66,44 %, caracterizando todos os pontos de amostragens como sódicos (PST > 15 %) (SANTOS et al., 2013). A saturação por bases do solo (V) foram superiores a 90 % (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultados das análises químicas de solos no estuário do Rio Acaraú<sup>10</sup>.

Ponto	N	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	(H+Al)	SB	t	CTC	V	m	PST
	g/kg	(água)	dS/m	g/kg					cmolc/dm <sup>3</sup>						%		
P1	0,70	<b>8,30</b>	<b>2,17</b>	10,98	0,73	2,68	<b>97,92</b>	7,30	<b>19,10</b>	0,00	0,00	<b>127,04</b>	<b>127,04</b>	<b>127,04</b>	100	0	77
P2	1,05	<b>3,00</b>	14,00	<b>21,90</b>	0,23	12,10	62,01	9,90	<b>17,30</b>	<b>2,95</b>	<b>6,44</b>	101,34	104,29	107,77	94	<b>3</b>	58
P3	0,07	8,10	8,54	9,38	0,16	1,44	35,25	5,60	<b>3,50</b>	0,00	0,00	45,81	45,81	45,81	100	0	77
P4	0,98	7,60	10,97	<b>25,75</b>	0,21	2,24	43,97	<b>15,70</b>	10,90	0,00	0,00	72,83	72,83	72,83	100	0	60
P5	0,14	<b>3,10</b>	13,73	2,84	0,19	10,82	55,14	2,30	12,70	<b>1,45</b>	<b>1,98</b>	80,98	82,43	82,96	98	<b>2</b>	66
P6	0,14	7,30	13,56	3,84	0,17	2,20	<b>85,82</b>	4,40	10,80	0,00	0,00	103,25	103,25	103,25	100	0	83
P7	0,56	7,70	7,58	5,91	0,37	1,86	37,49	4,20	7,70	0,00	0,00	51,27	51,27	51,27	100	0	73
P8	0,21	7,70	<b>16,38</b>	4,06	0,28	<b>14,67</b>	<b>82,18</b>	4,00	<b>16,90</b>	0,00	0,00	<b>117,79</b>	<b>117,79</b>	<b>117,79</b>	100	0	70
P9a	0,00	6,90	4,98	1,62	0,22	<b>12,62</b>	<b>17,38</b>	<b>1,60</b>	4,10	0,00	0,00	35,70	35,70	35,70	100	0	49
P9b	0,28	5,10	6,51	<b>21,33</b>	0,49	<b>0,55</b>	23,48	11,00	7,10	<b>0,05</b>	<b>1,82</b>	42,14	42,19	43,96	96	0	53
P10	0,21	6,80	12,45	<b>20,05</b>	0,45	2,30	71,87	5,00	11,40	0,00	0,17	90,60	90,60	90,77	100	0	79
P11	0,07	6,80	6,20	0,41	0,51	11,59	23,81	<b>1,40</b>	5,30	0,00	0,00	42,11	42,11	42,11	100	0	57
P12	0,07	6,90	5,42	0,81	0,19	11,59	20,81	<b>1,50</b>	4,30	0,00	0,00	38,21	38,21	38,21	100	0	54
P13	0,14	6,00	9,08	5,97	0,38	1,02	42,23	2,50	<b>19,00</b>	0,00	0,83	64,77	64,77	65,59	99	0	64
P14	0,00	7,00	4,96	0,85	0,18	<b>0,63</b>	<b>15,64</b>	2,00	4,70	0,00	0,00	<b>22,97</b>	<b>22,97</b>	<b>22,97</b>	100	0	68
P15	0,07	7,20	10,17	2,96	0,36	1,97	72,46	3,50	15,00	0,00	0,00	92,95	92,95	92,95	100	0	78
P16	0,28	7,90	10,41	3,80	0,34	1,28	38,79	2,60	10,90	0,00	0,00	53,58	53,58	53,58	100	0	72
P17	0,28	<b>4,60</b>	8,07	1,62	0,16	11,07	38,40	2,80	12,20	<b>0,25</b>	<b>1,32</b>	64,49	64,74	65,81	98	0	58
<b>Média</b>	<b>0,29</b>	<b>6,56</b>	<b>9,18</b>	<b>8,00</b>	<b>0,31</b>	<b>5,70</b>	<b>48,04</b>	<b>4,85</b>	<b>10,72</b>	<b>0,26</b>	<b>0,70</b>	<b>69,32</b>	<b>69,59</b>	<b>70,02</b>	<b>99,17</b>	<b>0,28</b>	<b>66,44</b>

<sup>10</sup> Estão destacados os registros mais elevados e mais baixos de cada variável (sombreados de cinza e em negrito).

A Tabela 11 apresenta os resultados dos micronutrientes analisados. Foi observado que o Ferro (Fe) foi dominante no sistema, seguido de Mn > Zn > Cu. As maiores concentrações somadas de micronutrientes foram registradas no ponto 16, enquanto o ponto 3 apresentou a mais baixa oferta de micronutrientes.

Tabela 11 – Resultados dos micronutrientes em solos do estuário do Rio Acaraú<sup>11</sup>.

Ponto	Micronutrientes			
	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg/dm <sup>3</sup>			
P1	0,46	0,35	13,63	<b>0</b>
P2	<b>2,38</b>	<b>440,05</b>	29,75	5,37
P3	0,6	<b>0</b>	10,1	<b>0</b>
P4	0,54	<b>0</b>	10,51	0,03
P5	1,01	133,55	9,47	2,55
P6	1,56	60,35	13,22	1,01
P7	<b>2,48</b>	147,95	59,5	2,27
P8	0,37	151,55	19,91	1,41
P9a	0,46	304,8	39,95	1,89
P9b	1,94	119,3	<b>179,35</b>	<b>5,45</b>
P10	<b>2,85</b>	261	28,1	3,67
P11	0,22	166,65	15,38	1,86
P12	<b>0</b>	330,95	113,25	1,26
P13	1,92	63,16	33,65	2,85
P14	1,44	149,15	86,05	2,06
P15	0,23	70,54	<b>5,79</b>	1,07
P16	0,8	<b>657,15</b>	<b>175,95</b>	1,34
P17	1,42	26,50	7,24	2,72
<b>Média</b>	<b>1,15</b>	<b>171,28</b>	<b>47,27</b>	<b>2,05</b>

No geral, foi observada uma oscilação significativa de dados em torno da média de cada micronutriente, indicando a aleatoriedade das variáveis analisadas, com a presença de resultados anômalos.

<sup>11</sup> Estão destacados os registros mais elevados e mais baixos de cada variável (sombreados de cinza e em negrito).

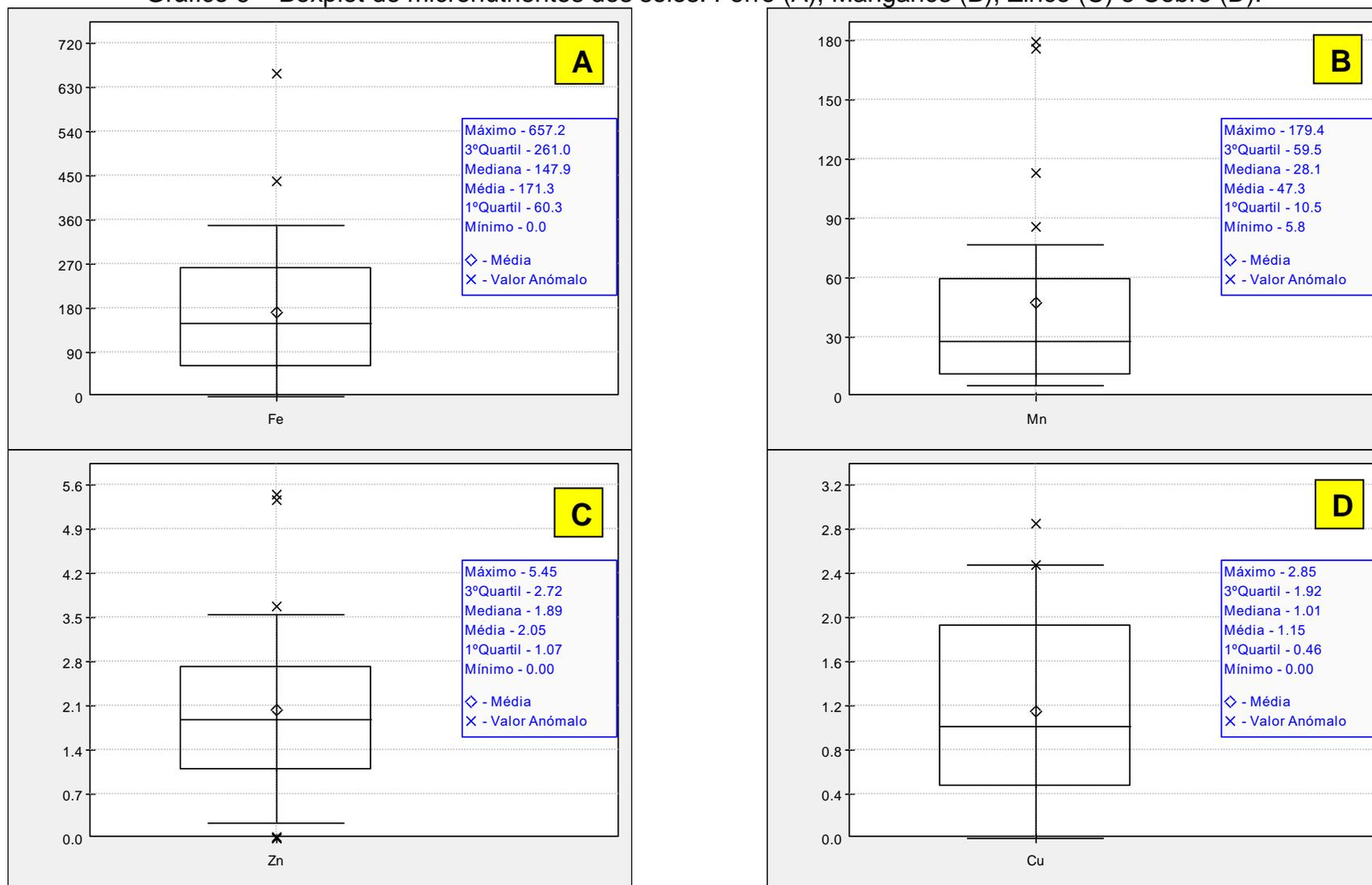
O Ferro (Fe) foi o micronutriente com maior concentração média para toda área de estudo ( $171,28 \text{ mg/dm}^3$ ), sendo dominante em 14 pontos estudados. No entanto, este atributo apresentou comportamento variável, uma vez que foi constatada ausência de registro nos pontos 3 e 4, e com valor próximo de zero no ponto 1; por outro lado, notou-se concentração anômala no ponto 16 ( $657,15 \text{ mg/dm}^3$ ) e 2 ( $440,05 \text{ mg/dm}^3$ ) (Gráfico 6A).

O Manganês (Mn) apresentou a segunda maior média entre os micronutrientes analisados ( $47,27 \text{ mg/dm}^3$ ). Os pontos 15 ( $5,79 \text{ mg/dm}^3$ ) e 17 ( $7,24 \text{ mg/dm}^3$ ) apresentaram os menores resultados. Todavia, os pontos 9b ( $179,36 \text{ mg/dm}^3$ ) e 16 ( $175,95 \text{ mg/dm}^3$ ) foram caracterizados pelos mais elevados níveis deste micronutriente, junto aos pontos 12 ( $113,25 \text{ mg/dm}^3$ ) e 14 ( $86,05 \text{ mg/dm}^3$ ), sendo reconhecidos pelos altos valores anômalos desta variável (Gráfico 6B). O Mn foi o micronutriente com maior oferta, quando comparado aos demais, nos pontos 1, 3, 4 e 9b.

O Zinco (Zn) apresentou média de  $2,05 \text{ mg/dm}^3$ . O ponto 9b apresentou maior resultado ( $5,45 \text{ mg/dm}^3$ ), enquanto que nos pontos 1 e 3 não houve registro deste nutriente. Nesse sentido, as concentrações destes pontos foram anômalas para a tendência dos resultados na área (Gráfico 6C).

O Cobre (Cu) apresentou média de  $1,15 \text{ mg/dm}^3$ . Os maiores resultados foram classificados como anômalo, conforme ao ponto 10 ( $2,85 \text{ mg/dm}^3$ ), seguido das concentrações nos pontos 7 ( $2,48 \text{ mg/dm}^3$ ) e 2 ( $2,38 \text{ mg/dm}^3$ ) (Gráfico 6D). Por outro lado, o ponto 12 não obteve presença de Cu nos horizontes superficiais de solo.

Gráfico 6 – Boxplot de micronutrientes dos solos: Ferro (A), Manganês (B), Zinco (C) e Cobre (D).



### 10.3.3 Análises estatísticas de atributos do solo

#### 10.3.3.1 Análises estatísticas bivariadas

A partir da matriz de Correlação de Pearson, foi possível observar a relação quantitativa entre algumas das variáveis físicas e químicas analisadas (Tabela 12). Houve uma muito forte correlação linear positiva do Na com SB, CTC e t ( $p = 0,97$ ), MO com Ca ( $p = 0,91$ ), significando que as variáveis correlacionadas com Na (SB, CTC e t) e com Ca (MO) tendem aumentar e/ou diminuir diretamente proporcionais. Por outro lado, H+Al e V apresentaram muito forte correlação negativa ( $p = - 0,95$ ), indicando que quando uma variável aumenta, a outra diminui.

O Nitrogênio apresentou forte correlação com MO ( $p = 0,71$ ) e Ca ( $p = 0,78$ ). O Magnésio obteve forte correlação com CTC, SB e t ( $p = 0,83$ ), e com Sódio ( $p = 0,76$ ). Outras fortes correlações positivas foram observadas entre Silte com Cálcio ( $p = 0,65$ ), Silte com MO ( $p = 0,62$ ) e CTC ( $p = 0,60$ ), Sódio e PST ( $p = 0,67$ ), Zinco com H+Al ( $p = 0,72$ ) e com Cobre ( $p = 0,71$ ), Argila com Cobre ( $p = 0,81$ ) e Zinco ( $p = 0,61$ ).

O pH obteve forte correlação com V ( $p = 0,84$ ). No entanto, esta variável também esteve correlacionada negativamente com H+Al ( $p = - 0,83$ ), Al ( $p = - 0,79$ ) e Zinco ( $p = - 0,74$ ). No contexto das fortes correlações negativas, foram constatadas entre V com Al ( $p = - 0,80$ ) e Zinco ( $p = - 0,81$ ).

As moderadas correlações positivas ( $p > 0,5$ ) foram observadas entre N e H+Al ( $p = 0,51$ ), N e Silte ( $p = 0,51$ ), CE e CTC ( $p = 0,53$ ), CE e t ( $p = 0,53$ ), CE e SB ( $p = 0,52$ ), Na e Silte ( $p = 0,57$ ), Mg e Silte ( $p = 0,54$ ), Al e Zinco ( $p = 0,54$ ), Ferro e Manganês ( $p = 0,57$ ), Ferro e Areia Grossa ( $p = 0,57$ ), Manganês e Areia Grossa ( $p = 0,52$ ), Silte com SB ( $p = 0,59$ ), Silte com t ( $p = 0,59$ ), PST com SB ( $p = 0,51$ ) e PST com t ( $p = 0,50$ ). Em relação as correlações negativas moderadas ( $p > - 0,5$ ), estas foram notadas entre Sódio e Areia Grossa ( $p = - 0,52$ ), Magnésio e Areia Grossa ( $p = - 0,51$ ), Manganês e SB ( $p = - 0,50$ ), Manganês e t ( $p = - 0,50$ ), Areia Grossa e CTC ( $p = - 0,55$ ), Areia Grossa com SB ( $p = - 0,54$ ) e t ( $p = - 0,54$ ).

Tabela 12 – Resultado dos testes de correlação entre atributos pedológicos<sup>12</sup>.

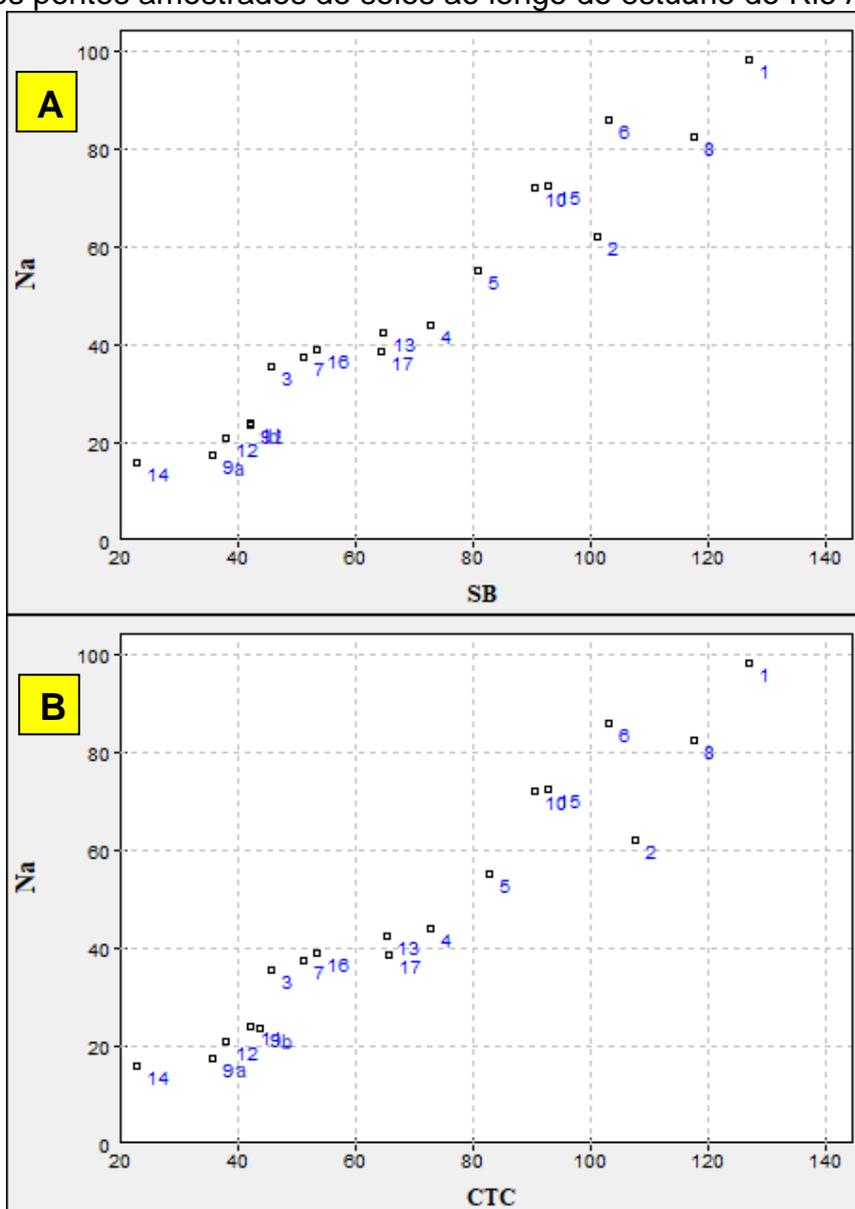
	N	pH	CE	MO	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	Cu	Fe	Mn	Zn	ArGr	ArFi	Silte	Argila	CTC	PST	SB	t	V	
<b>N</b>	1,00																								
<b>pH</b>	-0,16	1,00																							
<b>CE</b>	0,16	-0,29	1,00																						
<b>MO</b>	<b>0,71</b>	-0,16	0,22	1,00																					
<b>P</b>	0,17	0,25	-0,38	0,21	1,00																				
<b>K</b>	-0,04	-0,41	0,20	-0,29	-0,27	1,00																			
<b>Na</b>	0,31	0,10	0,48	0,19	0,31	-0,05	1,00																		
<b>Ca</b>	<b>0,78</b>	-0,06	0,15	<b>0,91</b>	0,13	-0,28	0,19	1,00																	
<b>Mg</b>	0,44	-0,21	0,42	0,22	0,32	0,02	<b>0,76</b>	0,20	1,00																
<b>Al</b>	0,49	<b>-0,79</b>	0,42	0,30	-0,22	0,40	0,15	0,22	0,33	1,00															
<b>H+Al</b>	<b>0,51</b>	<b>-0,83</b>	0,33	0,42	-0,14	0,31	0,07	0,33	0,34	-	1,00														
<b>Cu</b>	0,26	-0,38	0,24	0,43	0,06	-0,32	0,07	0,19	0,17	0,31	0,44	1,00													
<b>Fe</b>	0,04	-0,12	0,14	-0,04	-0,07	0,23	-0,21	-0,22	-0,10	0,32	0,28	0,09	1,00												
<b>Mn</b>	-0,11	0,04	-0,27	0,05	0,11	-0,26	-0,48	0,01	-0,34	-0,15	-0,01	0,10	<b>0,57</b>	1,00											
<b>Zn</b>	0,13	<b>-0,74</b>	0,18	0,35	0,07	0,14	-0,18	0,12	0,10	<b>0,54</b>	<b>0,72</b>	<b>0,71</b>	0,31	0,32	1,00										
<b>ArGr</b>	-0,36	0,23	-0,45	-0,42	-0,24	0,16	<b>-0,52</b>	-0,42	<b>-0,51</b>	-0,21	-0,26	-0,37	<b>0,57</b>	<b>0,52</b>	-0,18	1,00									
<b>ArFi</b>	-0,18	0,00	0,20	-0,29	0,01	0,20	0,07	-0,17	-0,07	0,05	-0,15	-0,47	-0,21	-0,40	-0,34	-0,31	1,00								
<b>Silte</b>	<b>0,51</b>	0,00	0,26	<b>0,62</b>	0,28	-0,32	<b>0,57</b>	<b>0,65</b>	<b>0,54</b>	0,01	0,18	0,44	-0,48	-0,18	0,19	<b>-0,67</b>	-0,37	1,00							
<b>Argila</b>	0,25	-0,44	0,20	0,39	0,04	-0,16	0,06	0,15	0,33	0,32	0,48	<b>0,81</b>	-0,08	-0,13	<b>0,61</b>	-0,50	-0,41	0,43	1,00						
<b>CTC</b>	0,44	-0,07	<b>0,53</b>	0,28	0,27	0,11	<b>0,97</b>	0,29	<b>0,83</b>	0,32	0,26	0,08	-0,17	-0,49	-0,06	<b>-0,55</b>	0,05	<b>0,60</b>	0,12	1,00					
<b>PST</b>	-0,06	0,46	0,30	-0,05	0,16	<b>-0,53</b>	<b>0,67</b>	-0,08	0,29	-0,22	-0,33	0,15	-0,21	-0,27	-0,40	-0,35	0,16	0,28	0,03	0,48	1,00				
<b>SB</b>	0,42	-0,03	<b>0,52</b>	0,26	0,28	0,10	<b>0,97</b>	0,27	<b>0,83</b>	0,28	0,21	0,06	-0,18	<b>-0,50</b>	-0,09	<b>-0,54</b>	0,06	<b>0,59</b>	0,10	-	<b>0,51</b>	1,00			
<b>t</b>	0,43	-0,05	<b>0,53</b>	0,27	0,27	0,11	<b>0,97</b>	0,28	<b>0,83</b>	0,30	0,23	0,06	-0,17	<b>-0,50</b>	-0,08	<b>-0,54</b>	0,06	<b>0,59</b>	0,11	-	<b>0,50</b>	-	1,00		
<b>V</b>	-0,44	<b>0,84</b>	-0,23	-0,46	0,06	-0,22	0,03	-0,39	-0,27	<b>-0,80</b>	<b>-0,95</b>	-0,46	-0,19	-0,16	<b>-0,81</b>	0,29	0,21	-0,27	-0,49	-0,15	0,42	-0,11	-0,12	1,00	

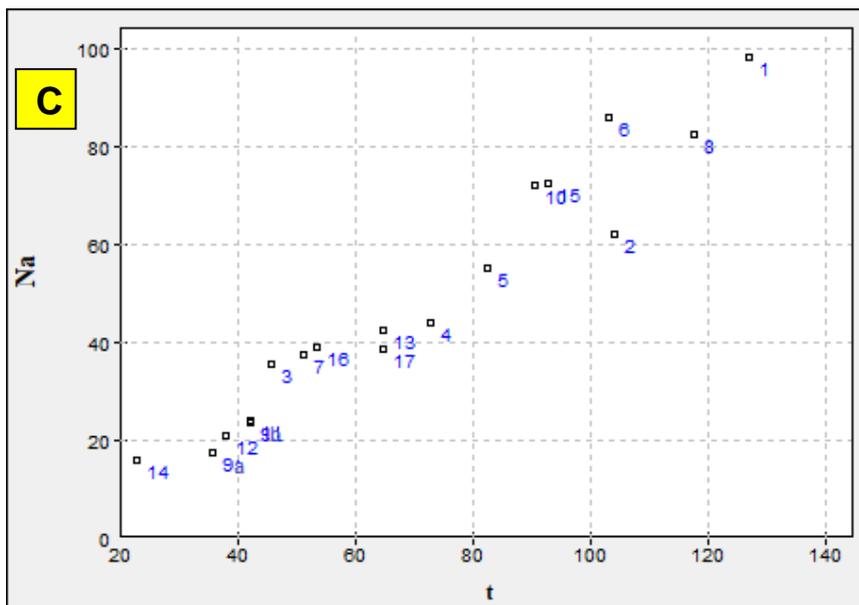
<sup>12</sup> Dados em negrito preto atestam as correlações positivas. Por outro lado, dados em negrito vermelho se referem às correlações negativas.

Através do Diagrama de Dispersão, as variáveis muito fortemente e fortemente correlacionadas foram analisadas em relação à concentração nos pontos.

Dessa forma, considerando a muito forte correlação de Sódio com SB, CTC e t, a dispersão da concentração das variáveis demonstram que os valores mais elevados de Na coincidem com mais altos das variáveis correlacionadas, sendo os pontos 1, 2, 6 e 8 bem representados na muito forte relação entre estas variáveis (Gráfico 7). Cabe destacar que os pontos 1, 6 e 8 foram caracterizados pelos mais elevados níveis de Sódio.

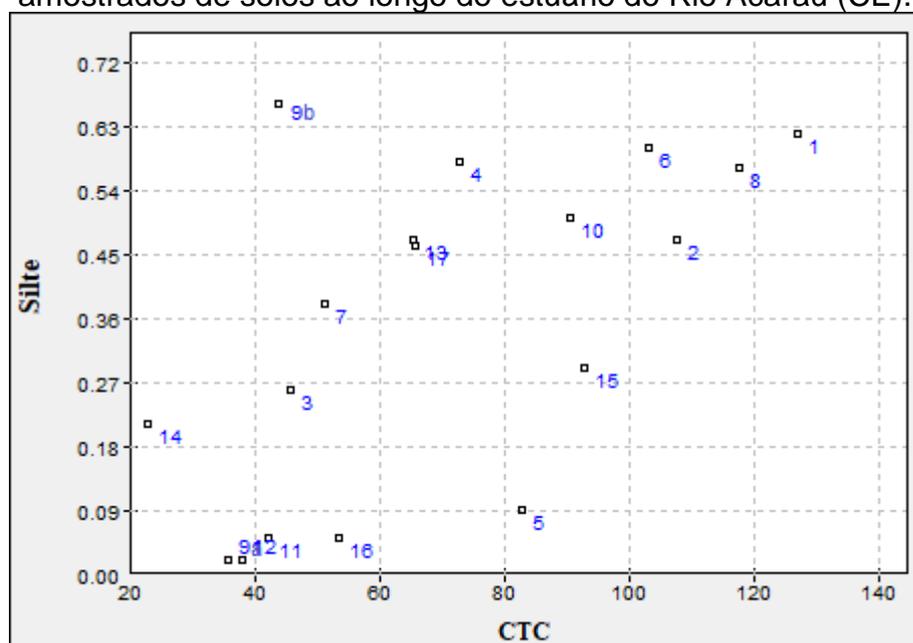
Gráfico 7 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e SB (A), Na e CTC (B) e Na e t (C), entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).





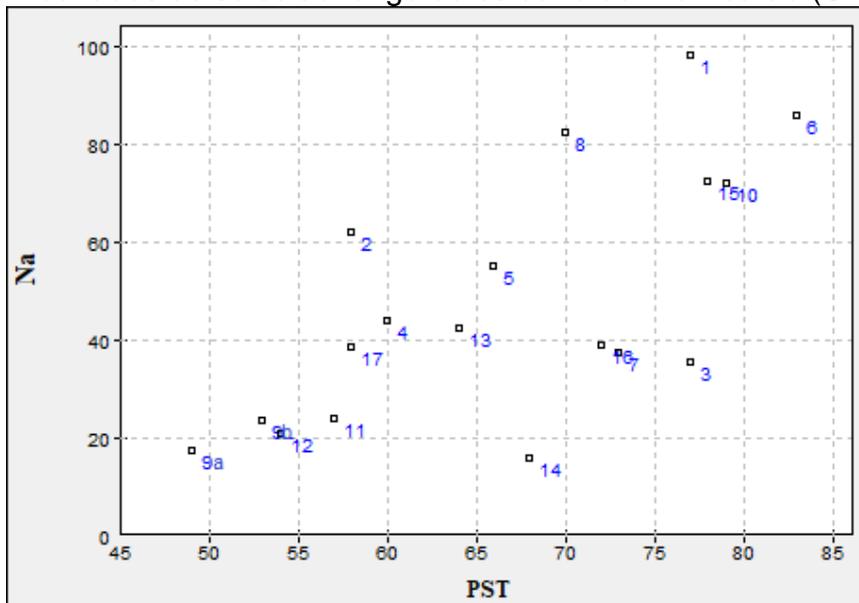
Os pontos 1, 2, 6, 8 e 10, em que foram registrados os mais elevados níveis de CTC, demonstraram forte correlação positiva desta variável com o Silte (Gráfico 8).

Gráfico 8 - Diagrama de dispersão das variáveis Silte e CTC, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



O Sódio obteve forte correlação com PST. Dessa forma, nota-se que os elevados níveis de Sódio nos pontos 1, 6, 10 e 15, sendo o cátion dominante, foram determinantes para maiores PST's registradas no sistema (Gráfico 9).

Gráfico 9 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e PST, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



Em relação a forte correlação entre Sódio e Magnésio, destacam-se as concentrações mais elevadas no ponto 1 (Gráfico 10). Este ponto representa as maiores níveis de bases disponíveis para troca, uma vez que a forte correlação de Magnésio com CTC (Gráfico 11A), SB (Gráfico 11B) e t (Gráfico 11C), testemunham o ponto 1 pelas mais altas concentrações.

Gráfico 10 - Diagrama de dispersão das variáveis Na e Mg, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).

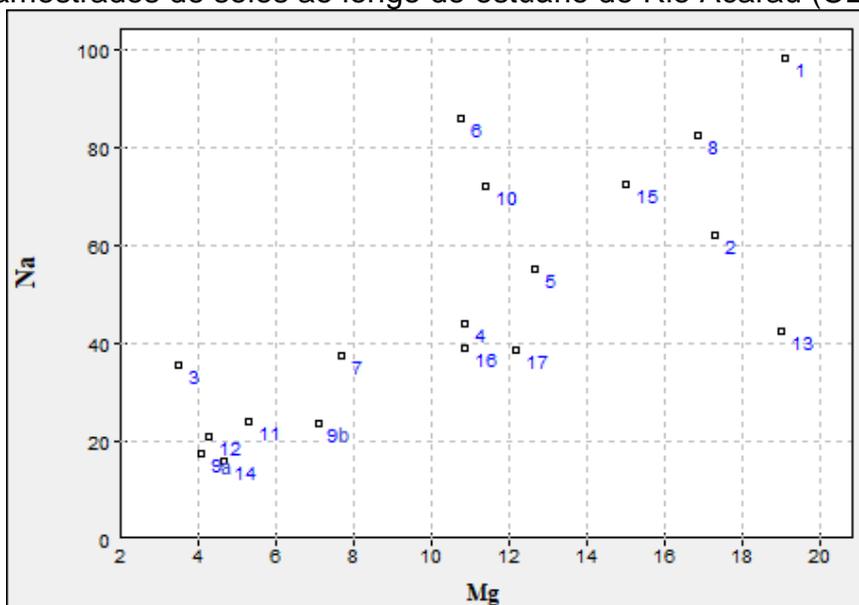
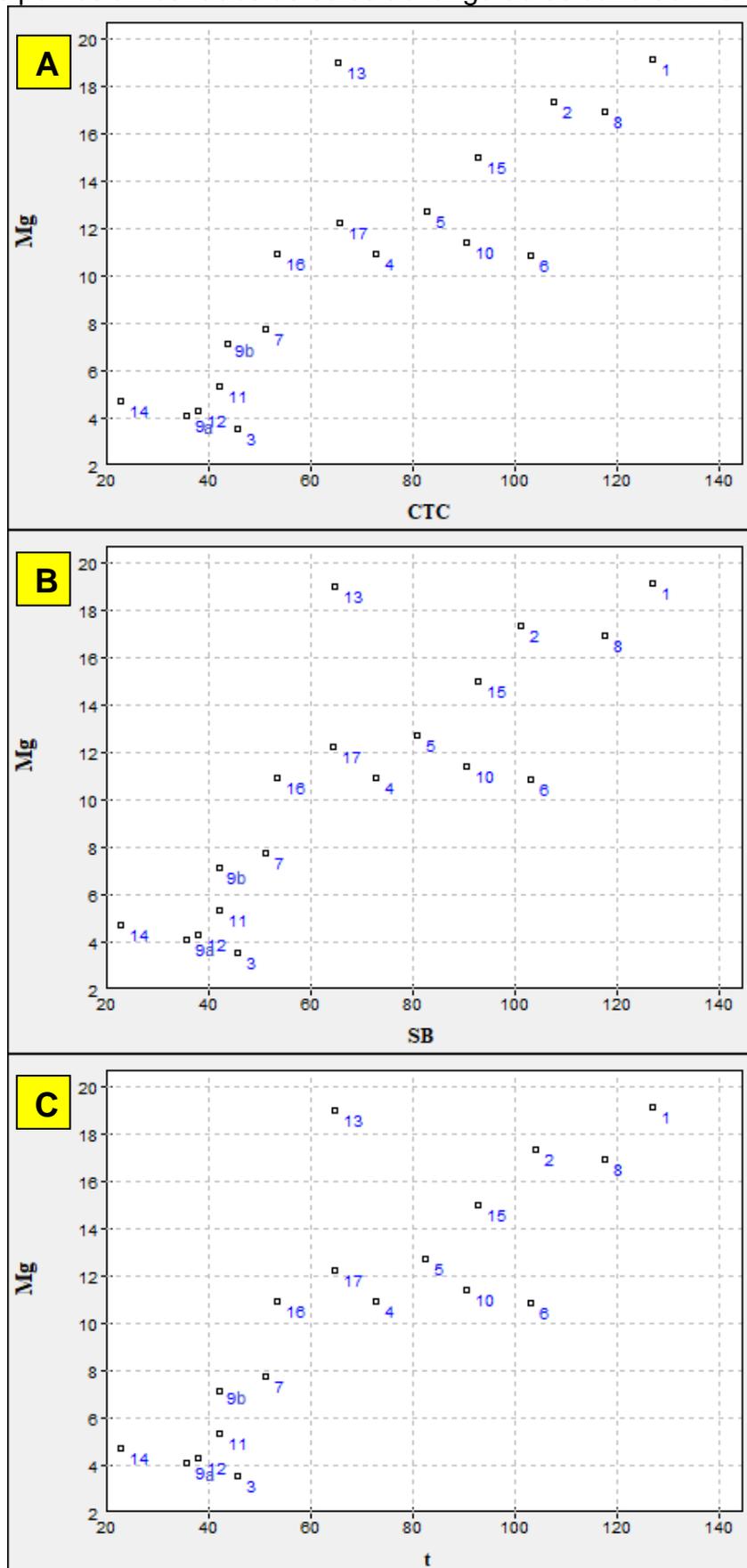
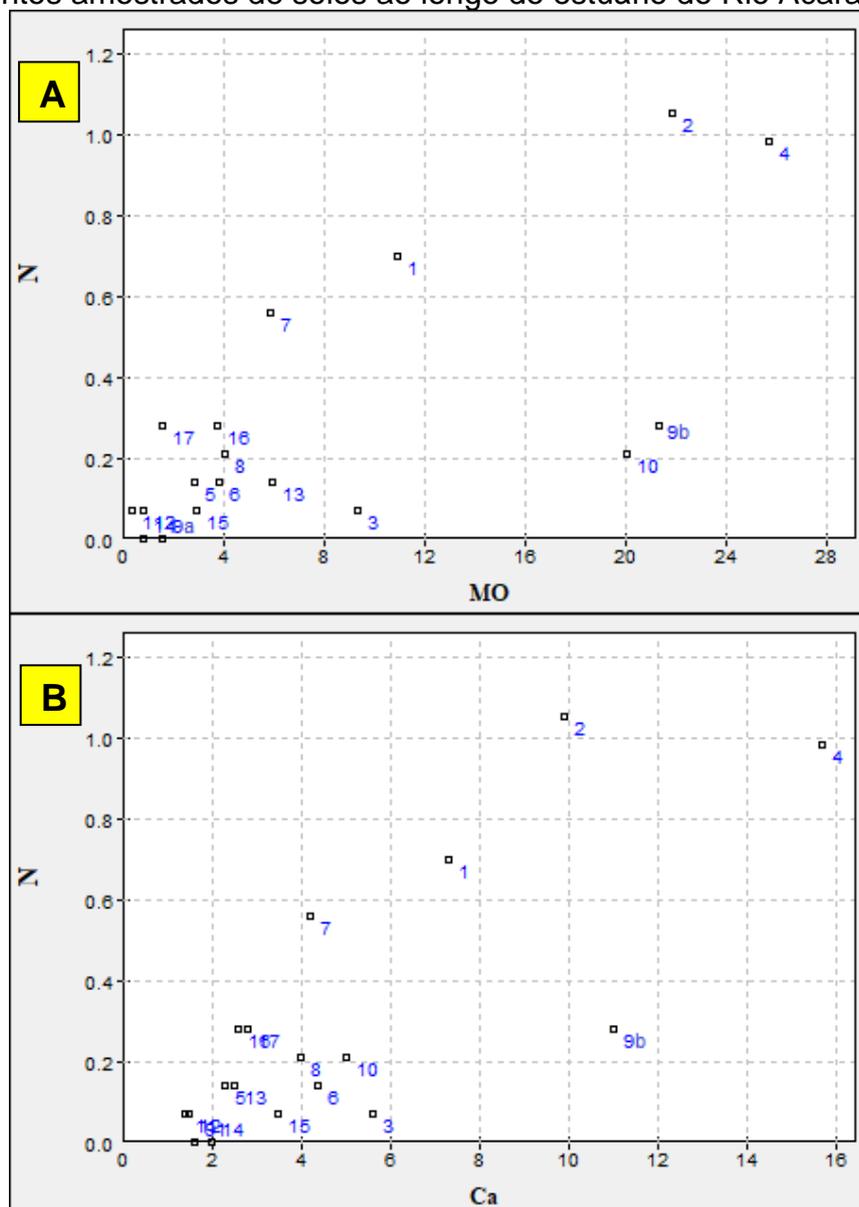


Gráfico 11 - Diagrama de dispersão das variáveis Mg e CTC (A), Mg e SB (B), Mg e t (C) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



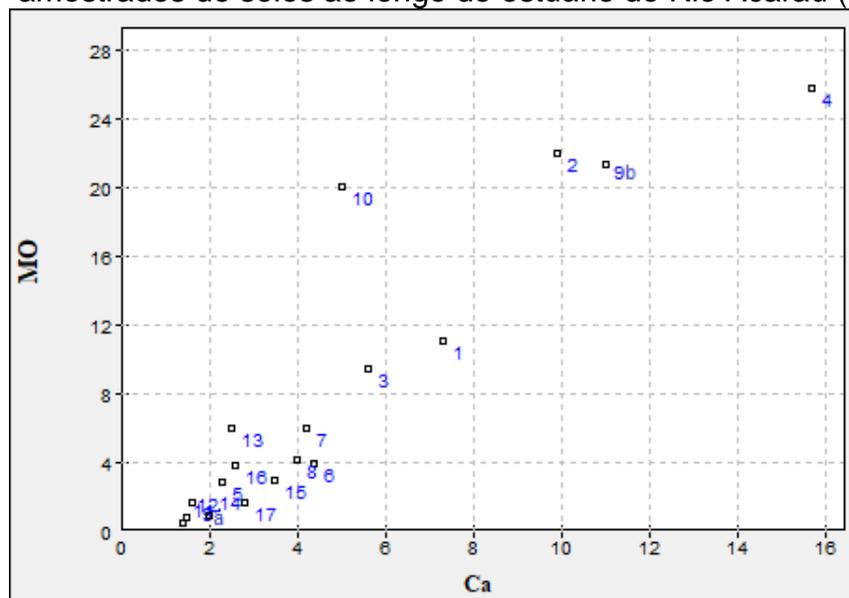
As fortes correlações do Nitrogênio com Cálcio e Matéria Orgânica estiveram bem definidas pelas mais elevadas concentrações destas variáveis nos pontos 2 e 4. A maior concentração de N foi registrada nestes pontos, assim como Matéria Orgânica (Gráfico 12A). Todavia, em relação ao Cálcio, o ponto 9b apresentou segundo maior nível, seguido do ponto 2, permanecendo o ponto 4 pelo superior registro (Gráfico 12B). No ponto 9b, as concentrações de N estiveram na média geral desta variável. Este ponto representou a terceira maior concentração de MO no estuário estudado. Acrescenta-se a correlativa concentração de N com Ca e N com MO no ponto 1.

Gráfico 12 - Diagrama de dispersão das variáveis N e MO (A), N e Ca (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



A correlação entre MO e Ca é muito forte com as maiores concentrações observadas nos pontos 4, 9b e 2 (Gráfico 13). Cabe destacar que este passou a ser um comportamento esperado após correlação significativa destes atributos com o N, com registros superiores nos mesmos pontos.

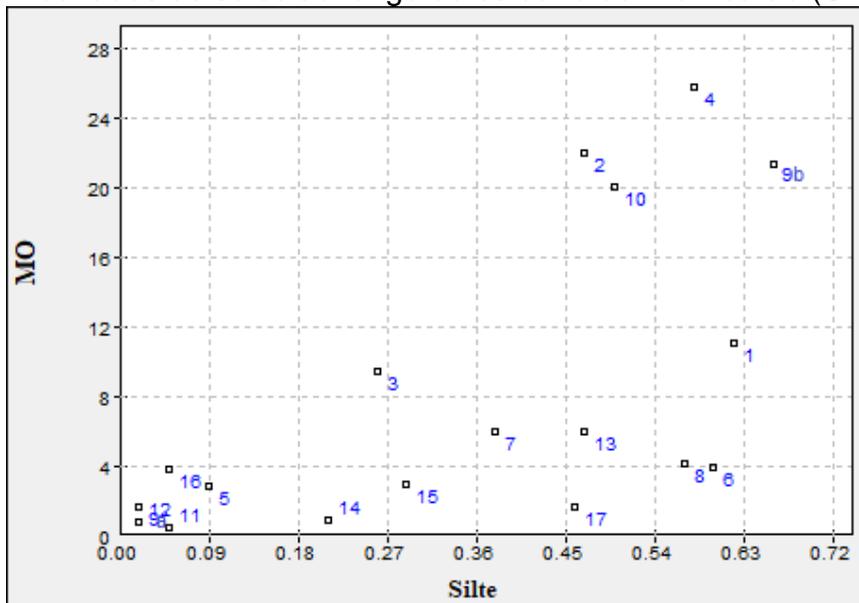
Gráfico 13 - Diagrama de dispersão das variáveis MO e Ca entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



A MO e Silte apresentaram forte correlação positiva (Gráfico 14). Notou-se que esta correlação esteve demonstrada nas mais elevadas concentrações dessas variáveis nos pontos 2, 10, 4 e 9b. O ponto 1 apresentou segunda maior concentração de Silte na área, em que o registro de MO foi acima de sua média esperada.

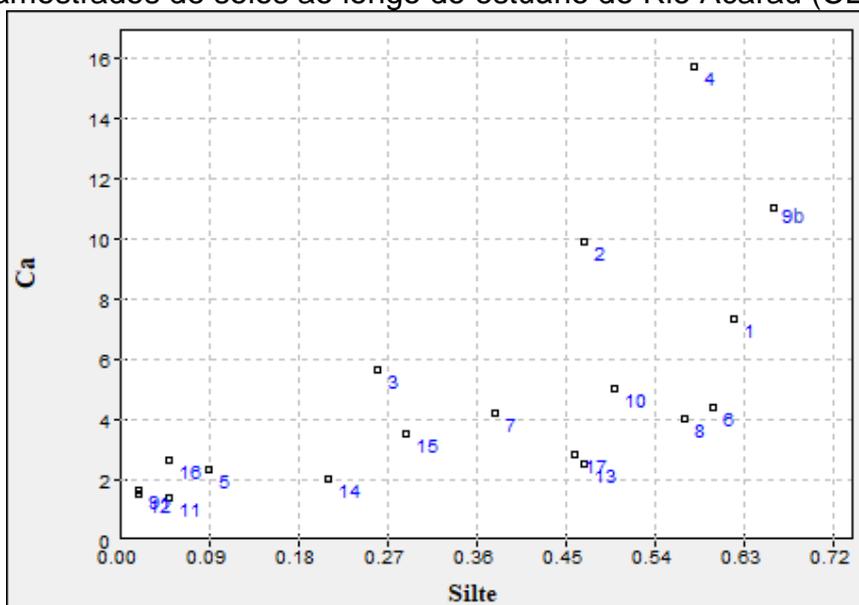
Os pontos 6, 8, 13 e 17, apresentaram concentrações de Silte próximas daqueles pontos que apresentaram correlação com a MO (2, 10, 4 e 9b). Entretanto, os níveis abaixo da média de MO certamente foram condicionantes para que não fosse observada correlação significativa nestes pontos (entre MO e Silte).

Gráfico 14 - Diagrama de dispersão das variáveis MO e Silte entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



Na correlação positiva da MO e Ca, MO e Silte, houve tendência de forte correlação positiva entre Ca e Silte. Nesse sentido, observam-se os pontos 1, 2, 4, 9b como os de maior representação da correlação destas variáveis, incluindo a variável MO (Gráfico 15). O ponto 10 também apresentou registro acima da média de Ca e Silte para o sistema analisado, conforme também já definido por ter sido um dos pontos de maior presença de MO.

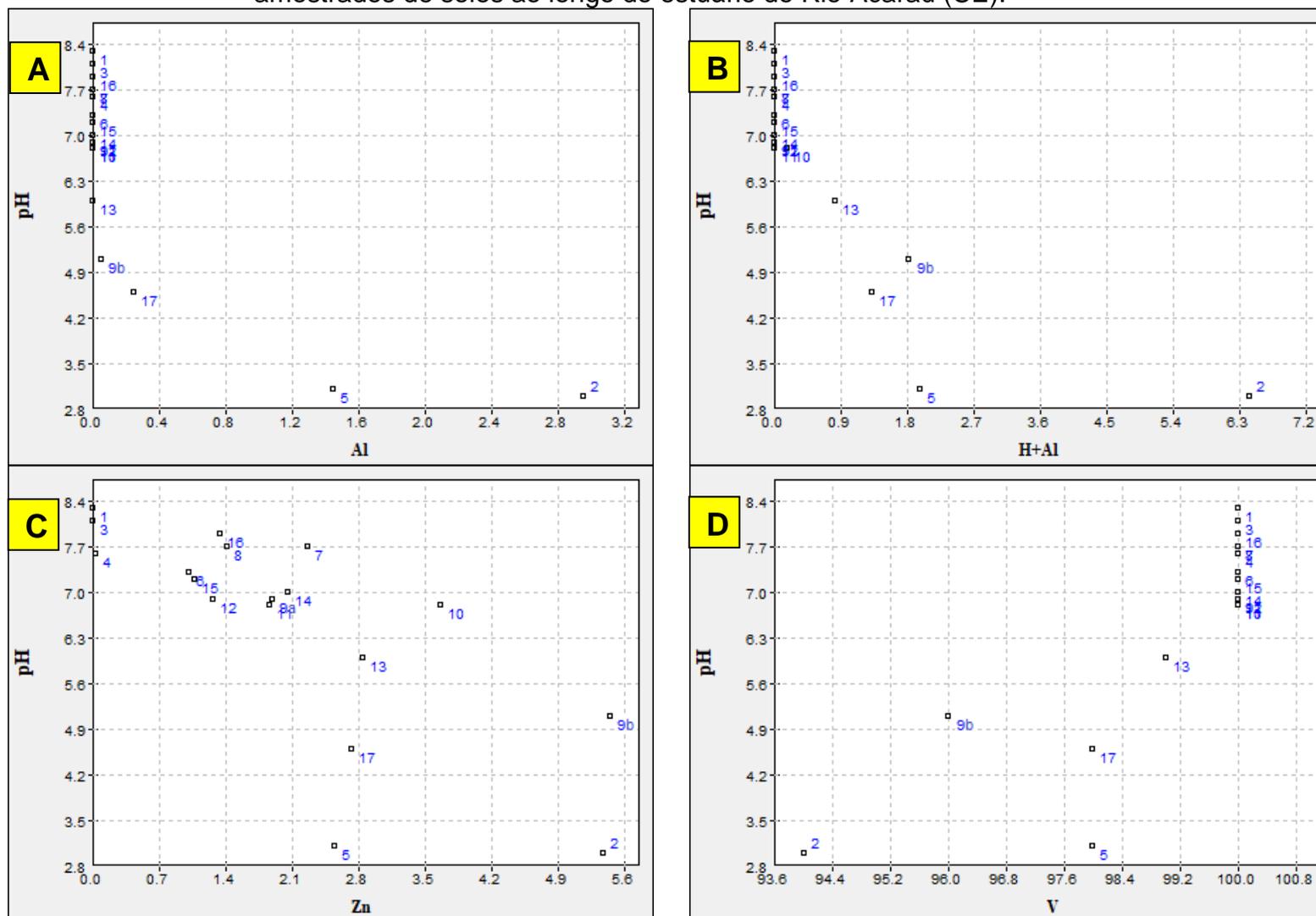
Gráfico 15 - Diagrama de dispersão das variáveis Ca e Silte entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



O pH foi uma das variáveis que apresentou comportamento significativo em termos de fortes correlações. Foram constadas correlações negativa (Al, H+Al e Zn) e positiva (V). Os registros de  $\text{Al}^{3+}$  nos pontos 2, 5, 17 e 9b certamente estão associados para os níveis de acidez ( $\text{pH} < 7,0$ ) (Gráfico 16A). Destacam-se os níveis mais baixos do pH nos pontos 2 ( $\text{pH} = 3$ ) e 5 ( $\text{pH} = 3,1$ ), quando dos mais elevados níveis de  $\text{Al}^{3+}$  (ponto 2 =  $2,95 \text{ cmolc/dm}^3$ ; ponto 5 =  $1,45 \text{ cmolc/dm}^3$ ) e H+Al (ponto 2 =  $6,44 \text{ cmolc/dm}^3$ ; ponto 5 =  $1,98 \text{ cmolc/dm}^3$ ) (Gráfico 16B).

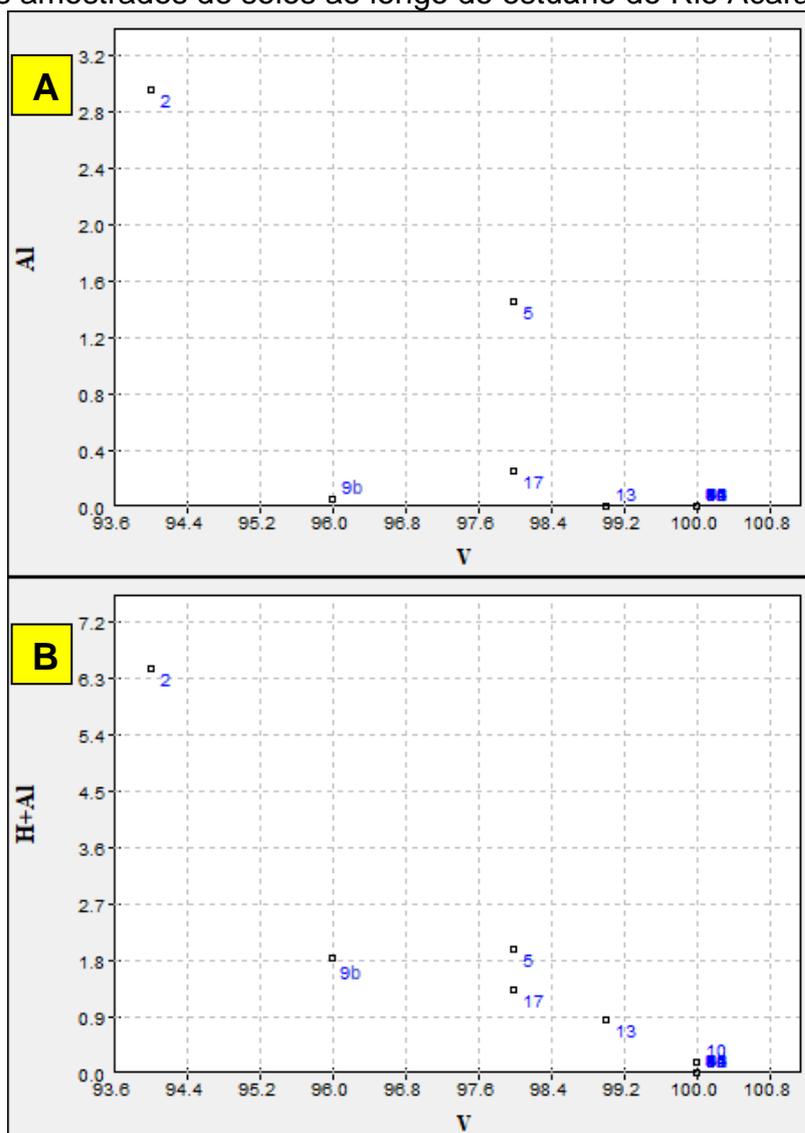
A forte correlação entre pH e Zinco foi nítida nos pontos 2, 5, 9b, 10, 13 e 17 (Gráfico 16C). Nestes pontos foram obtidos os valores mais elevados de Zinco, em que o pH foi caracterizado pela acidez. Por outro lado, o pH apresentou correlação positiva com V, uma vez que os maiores registros de V foram obtidos em pontos que o pH foi superior a neutralidade ( $\text{pH} > 7,0$ ), e nos resultados mais baixos de V foram em pontos que o pH esteve ácido, sobretudo nos pontos 2, 5, 9b, 13 e 17 (Gráfico 16D).

Gráfico 16 - Diagrama de dispersão das variáveis pH e Al<sup>3+</sup> (A), pH e H<sup>+</sup>Al, pH e Zinco (C), pH e V (D), entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



Pelo comportamento da forte correlação negativa observado do pH com variáveis químicas  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H} + \text{Al}$  e Zinco, e correlação positiva com V, houve fortes correlações negativas de  $\text{Al}^{3+}$  com V (Gráfico 17A) e muito forte de  $\text{H} + \text{Al}$  com V (Gráfico 17B), com dados bem definidos nos pontos 2, 5, 9b, 17 e 13.

Gráfico 17 - Diagrama de dispersão das variáveis  $\text{Al}^{3+}$  e V (A),  $\text{H} + \text{Al}$  e V (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



O  $\text{H} + \text{Al}$  apresentou forte correlação positiva com Zinco. Os registros no ponto 2 e 9b mostraram que o aumento do  $\text{H} + \text{Al}$  coincide com os mais elevados níveis de Zn no sistema (Gráfico 18). Por outro lado, o Zinco apresentou forte correlação negativa com V, visto que os registros mais elevados de Zn (pontos 2 e 9b) estão com níveis mais baixos de V (Gráfico 19).

Gráfico 18 - Diagrama de dispersão das variáveis H+Al e Zinco entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).

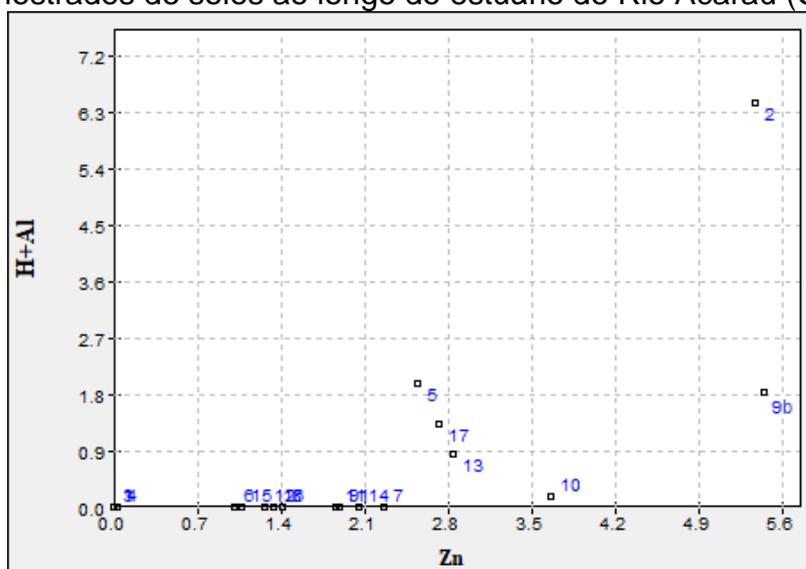
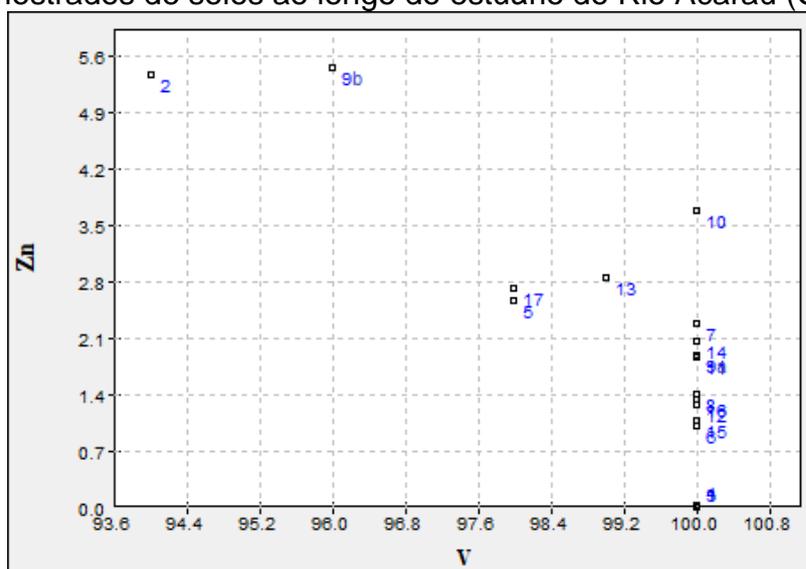


Gráfico 19 - Diagrama de dispersão das variáveis Zinco e V entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



O Zinco também apresentou forte correlação positiva com Cobre (Cu) e Argila. A correlação positiva com o Cobre foi definida nos valores mais elevadas destas variáveis nos pontos 2, 9b, 10 e 13 (Gráfico 20A). Em relação a Argila, os registros mais elevados foram observados nos pontos 2, 7, 9b, 10, 13 e 17 (Gráfico 20B).

Nesse contexto, o Cobre e Argila apresentaram forte correlação positiva. Esta correlação esteve bem representada pelos valores mais elevados de ambas variáveis nos pontos 2, 7, 9b, 10, 13 e 17 (Gráfico 21).

Gráfico 20 - Diagrama de dispersão das variáveis Cobre e Zinco (A), Zinco e Argila (B) entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).

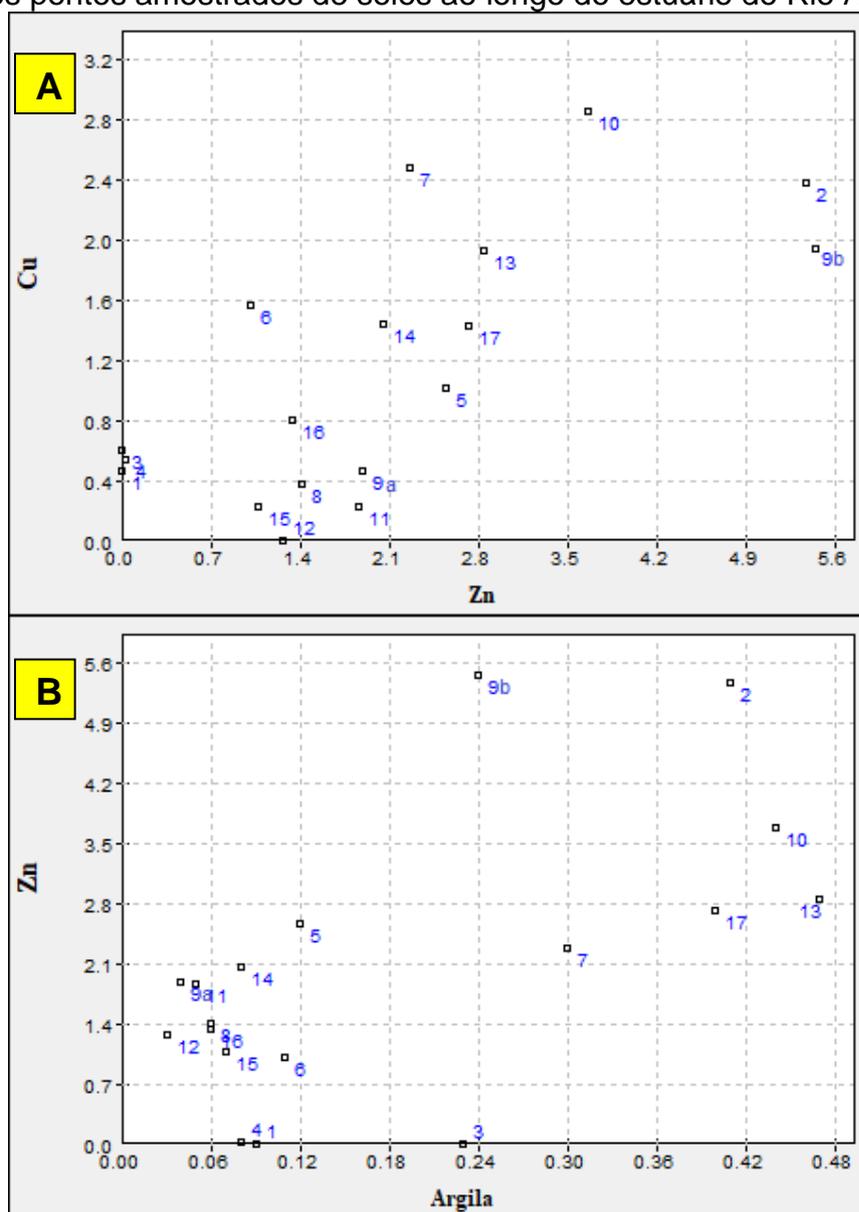
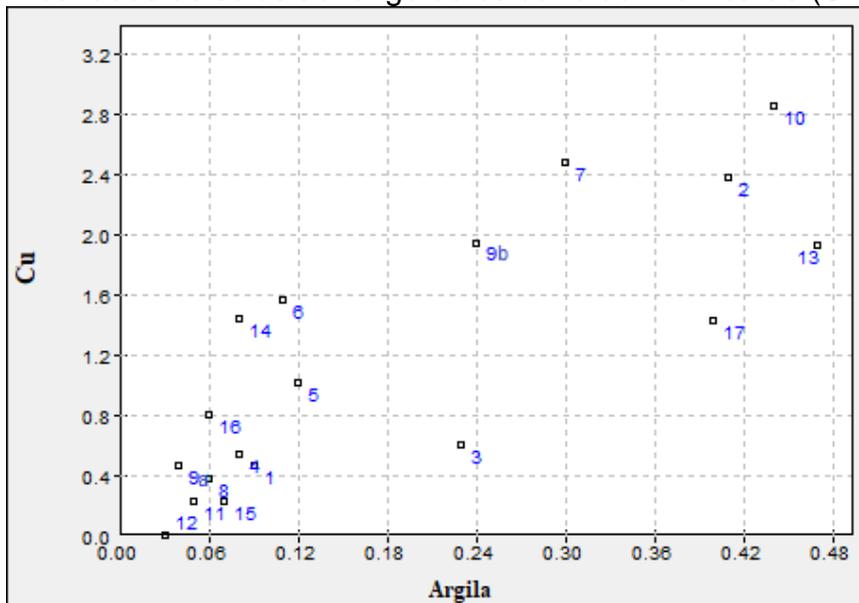
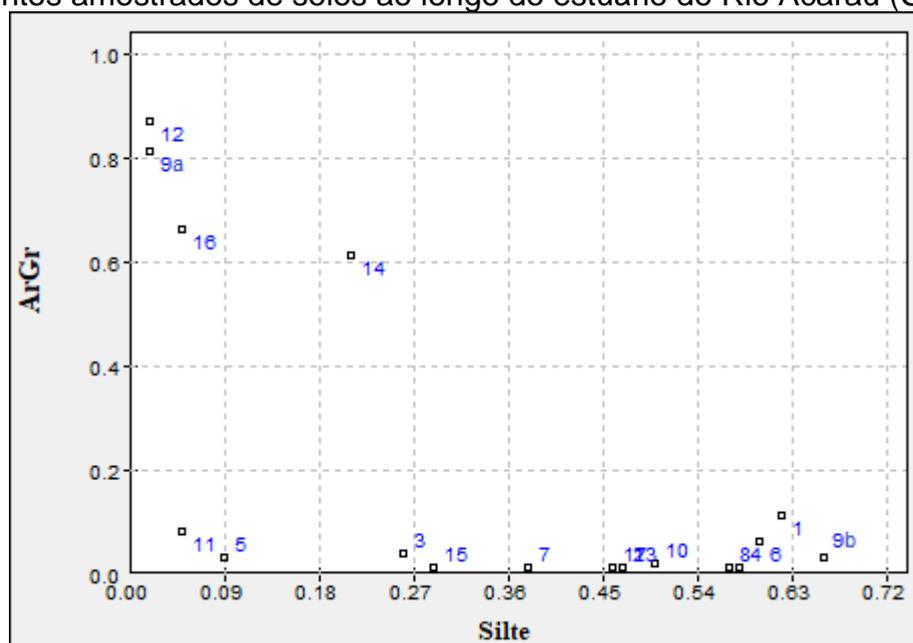


Gráfico 21 - Diagrama de dispersão das variáveis Cobre e Argila entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



Por fim, destaca-se a forte correlação negativa entre o tamanho dos grãos de sedimentos. Ou seja, nos pontos onde houve maiores registros de Areia Grossa (pontos 9a, 12, 14 e 16), a granulação de Silte apresentou tendência para diminuição. Por outro lado, quando da maior concentração de Silte (pontos 1, 4, 6, 8 e 9b), a Areia Grossa apresentou mais baixa presença (Gráfico 22).

Gráfico 22 - Diagrama de dispersão das variáveis Areia Grossa e Silte, entre os pontos amostrados de solos ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).



### 10.3.3.2 Análises estatísticas multivariadas

De acordo com as recomendações de Jolliffe (1972), a frequência acumulada dos fatores superou 70% em 4 eixos, atingindo a variância acumulada de 75,11% (Tabela 13).

Tabela 13 - Coeficientes de ponderação para análises de componentes principais de atributos de solos no estuário do Rio Acaraú (CE).

Componentes principais	Valor Próprio	Variância total	Variância acumulada
1	7,82	32,58	32,58
2	5,30	22,09	54,67
3	3,08	12,83	67,51
4	1,82	7,59	<b>75,11</b>

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

Para distinção de todas as variáveis analisadas para com os atributos mais representativos que compõem os quatros grupos de componentes principais, foi considerado as que apresentaram coeficiente igual ou superior a 0,7 (Tabela 14). No geral, as variáveis N, CE, MO, P, Ca, Al, PST, Cu, Fe, Mn, Areia Fina e Argila foram desconsideradas como parte dos principais componentes, por apresentarem cargas abaixo de 0,7. No entanto, algumas destas variáveis apresentaram frequência acumulada acima de 0,5, como observado para o grupo 1 (N, CE, MO e Ca), grupo 2 (Al e PST) e grupo 4 (Cu e Argila).

No grupo 1, das componentes principais com carga igual ou superior a 0,7, foram obtidas as variáveis de carga positiva Na, Mg, CTC, SB, t e Silte. A presença de CTC, SB e t, decorrem do forte domínio dos cátions de Na e Mg, uma vez que estes são os mais abundantes no sistema. Com coeficiente negativo, foi obtida a presença da Areia Grossa.

No grupo 2 o pH e V ocuparam eixo positivo, enquanto H + Al e Zinco apresentaram referência negativa. No grupo 3, o K apresentou 0,74, sendo o único componente deste grupo. No grupo 4, embora os registros de Cu e Argila abaixo de 0,7, foram as cargas mais altas destas variáveis, em que contribuíram para a extensão em 4 grupos na ACP.

Tabela 14 - Autovalores das variáveis analisadas para componentes principais.

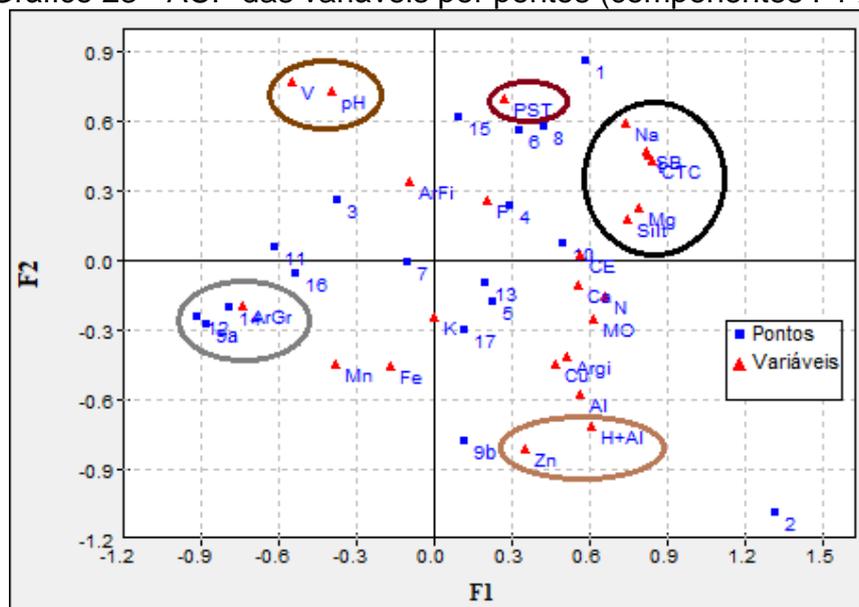
Variáveis analisadas	Componentes principais			
	1	2	3	4
N	<b>0,66</b>	-0,16	-0,21	0,53
pH	-0,39	<b>0,73</b>	-0,38	0,18
CE	<b>0,56</b>	0,02	0,39	-0,20
MO	<b>0,61</b>	-0,25	-0,51	0,34
P	0,20	0,26	-0,39	0,17
K	0,00	-0,24	<b>0,79</b>	0,19
Na	<b>0,74</b>	0,59	0,14	0,00
Ca	<b>0,55</b>	-0,11	-0,47	0,51
Mg	<b>0,79</b>	0,23	0,14	0,00
Al	0,57	<b>-0,58</b>	0,46	0,11
H+Al	0,61	<b>-0,71</b>	0,25	0,08
CTC	<b>0,84</b>	0,43	0,23	0,10
PST	0,27	<b>0,69</b>	-0,14	-0,35
SB	<b>0,82</b>	0,47	0,22	0,10
t	<b>0,83</b>	0,46	0,23	0,10
V	-0,55	<b>0,77</b>	-0,08	-0,06
Cu	0,47	-0,45	-0,42	<b>-0,51</b>
Fe	-0,17	-0,46	0,21	0,26
Mn	-0,38	-0,44	-0,39	0,23
Zn	0,35	<b>-0,81</b>	-0,09	-0,25
ArGr	<b>-0,74</b>	-0,19	0,10	0,32
ArFi	-0,10	0,34	0,52	-0,02
Silte	<b>0,75</b>	0,18	-0,49	-0,02
Argia	0,51	-0,41	-0,30	<b>-0,56</b>

Fonte: elaborado pelo autor, a partir de resultados de análises realizadas no LASAP (UFERSA).

Entre as componentes F1 (Grupo 1) está demonstrado o contraste entre os componentes do grupo 1, com carga positiva (Na, Mg, CTC, SB, t e Silte) e negativa (Areia Grossa) (Gráfico 23). Através dos coeficientes de correlação entre as variáveis e pontos analisados, observa-se que os componentes positivos do grupo 1 dominam, sobretudo nos pontos 1, 6 e 8. Por outro lado, a Areia Grossa (carga negativa), que apresenta moderada correlação negativa com as variáveis presentes no grupo 1, esteve associada aos pontos 9a, 12, 14 e 16.

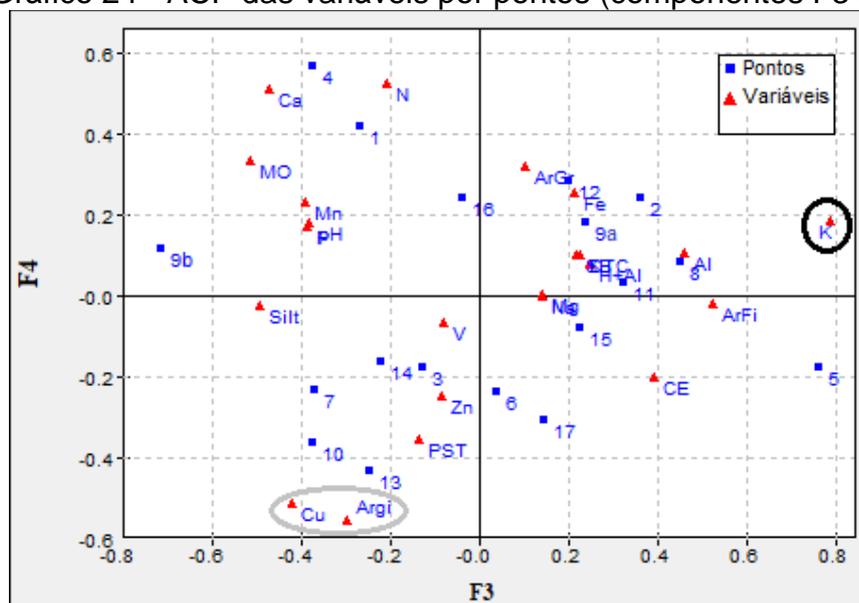
Para as componentes que compõem o segundo plano (F2 - Grupo 2), as cargas positivas de pH, V e PST (sendo considerado pelo valor 0,69) estão contrárias às distribuições das cargas negativas de Zinco e H + Al, que estão bastante presentes no ponto 9b. Para o grupo positivo, nota-se que para o pH e V não existe uma maior aproximação para com os pontos analisados. Entretanto, o PST esteve bem representado nos pontos 1, 6, 8 e 15 (Gráfico 23).

Gráfico 23 - ACP das variáveis por pontos (componentes F1 x F2).



O Gráfico 24 apresenta a distribuição das componentes F3 (Grupo 3) e F4 (Grupo 4), e suas relações por pontos. O K foi o único atributo do Grupo 3 (F3). Embora os maiores registros de K tenham sido obtidos nos pontos 8 e 9a, através do ACP não foi possível observar a representação desta variável como principal destes pontos. Para o grupo 4 (F4), foram aqui consideradas o Cobre e Argila, que apresentaram forte correlação positiva (0,81), com maior presença nos pontos 2, 10 e 13. Entretanto, através do ACP, estas variáveis foram mais condicionantes para os pontos 10 e 13.

Gráfico 24 - ACP das variáveis por pontos (componentes F3 x F4).

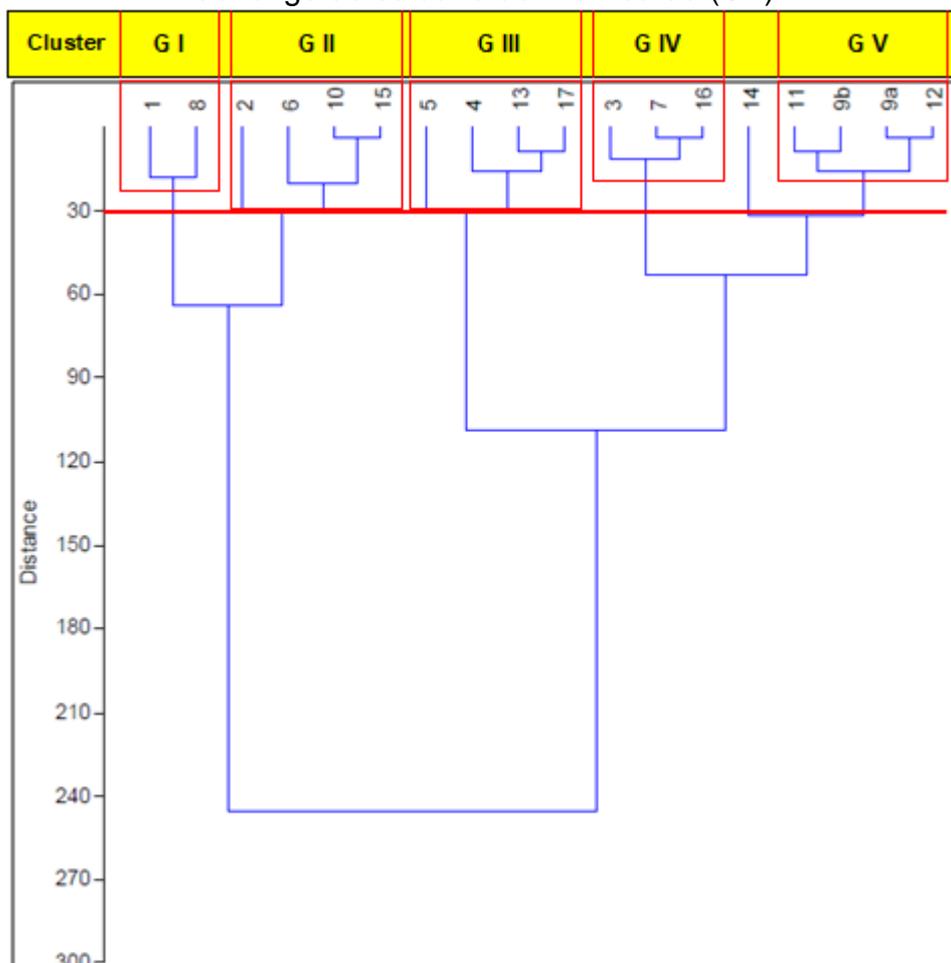


Os atributos de maior carga de explicação (igual ou superior a 0,7) foram considerados para Análise de Clusters, em que o algoritmo de classificação foi o Método de Ward, com base na medida de distância Euclidiana.

Foi definida a linha de corte em 30% de alcance da dissimilaridade, sendo constituído o arranjo espacial de 5 grupos dissimilares (Gráfico 25). Os pontos que constituem cada grupo são agregados por suas características similares de concentração e variação dos atributos em relação aos pontos que irão compor outro grupo.

Dessa forma, foram reconhecidos os grupos I (pontos 1 e 8), II (pontos 2, 6, 10 e 15), grupo III (5, 4, 13 e 17), grupo IV (3, 7 e 16) e grupo V (11, 9b, 9a e 12). Para o corte em 30%, apenas o ponto 14 não apresentou similaridade para compor um dos grupos. No entanto, este ponto está próximo de se agregar ao grupo V.

Gráfico 25 – Análise de Clusters para definição de arranjo espacial de pontos, com base na dissimilaridade de atributos (autovalor superior a 0,7) de solos analisados ao longo do estuário do Rio Acaraú (CE).

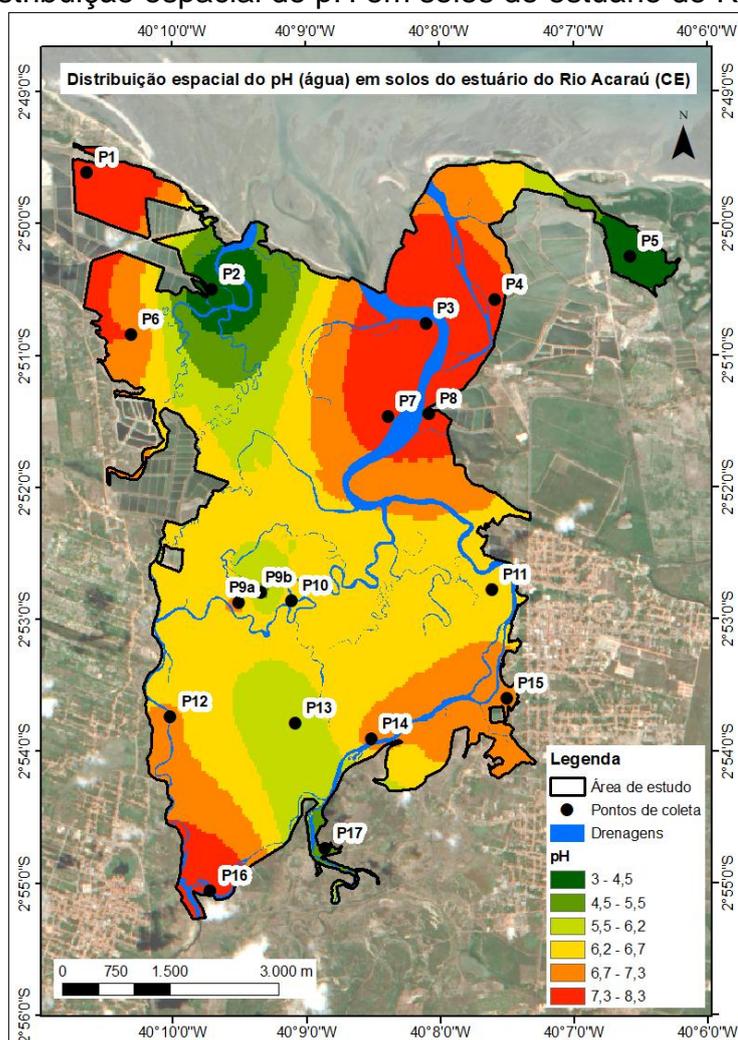


### 10.3.3.3 Distribuição espacial de atributos físicos e químicos dos solos

A partir da definição dos principais atributos para condições dos solos do estuário do Rio Acaraú (CE), a aplicação de técnicas de Geoestatística permitiu modelar e descrever a variabilidade espacial dos atributos analisados.

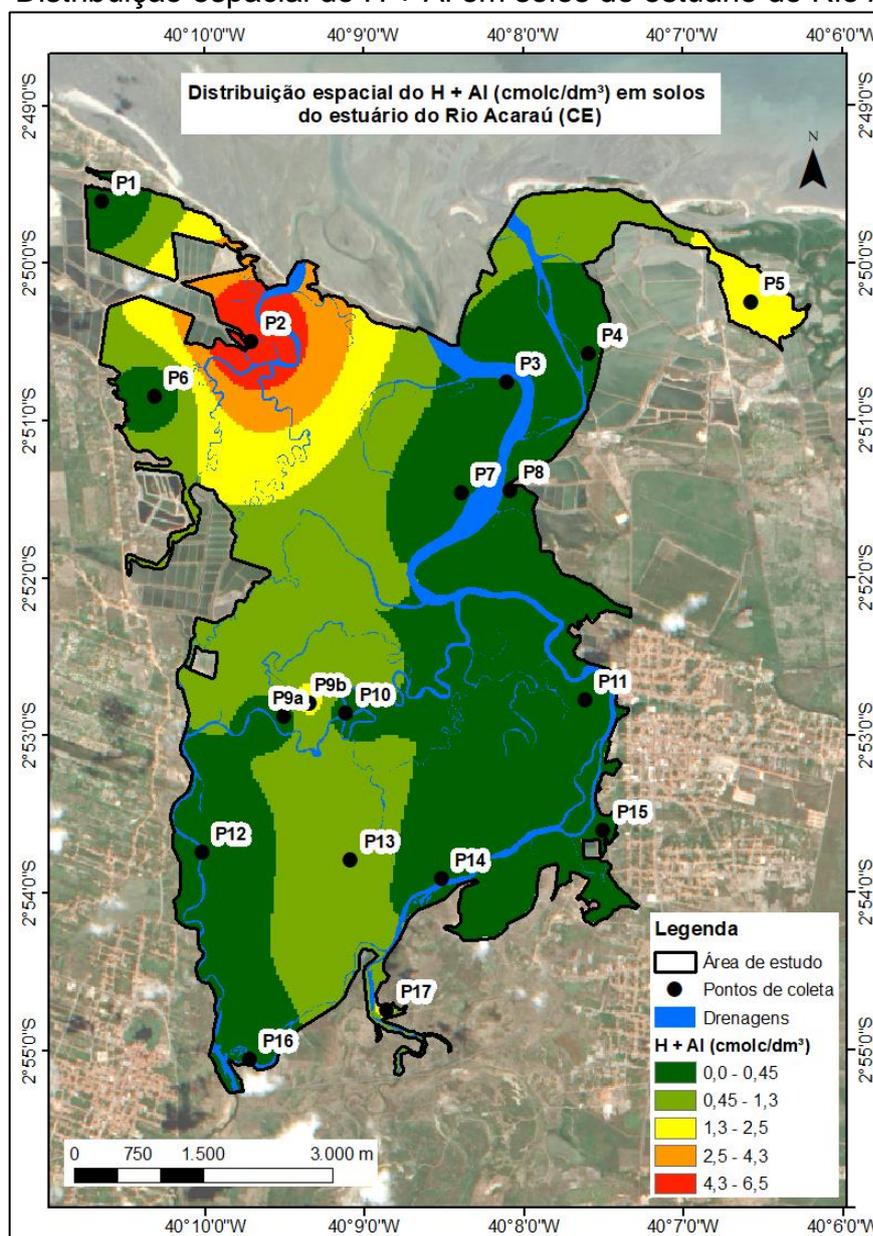
O pH apresentou média geral de 6,56. A partir da modelagem espacial dos dados, notou-se que a oscilação  $\pm 0,2$  em torno da média dominou a área de estudo. Entre os pontos 3, 4, 7 e 8, onde estão concentrados manguezais hídricos, a interpolação dos dados indicou uma tendência alcalina (pH = 7,3 – 8,3). O entorno do ponto 1, caracterizado por ambiente de apicum, apresentou domínio da alcalinidade, assim como nas proximidades do ponto 16. Os níveis de maior acidez foram no entorno dos pontos 2 e 5, que são adjacentes aos apicuns e manguezais, inferindo ao caso de ambientes tóxicos para animais e plantas (Figura 46).

Figura 46 – Distribuição espacial do pH em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



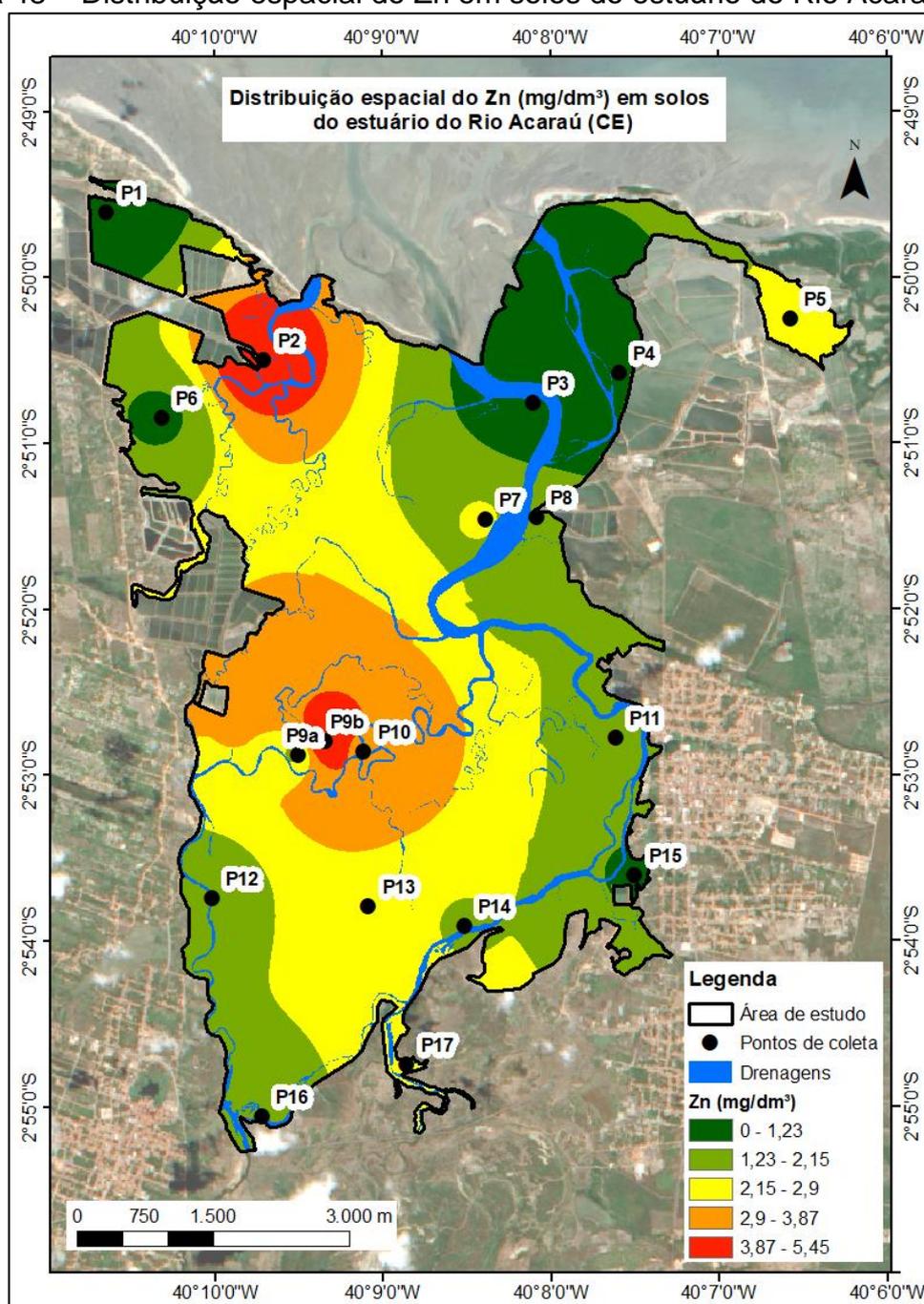
Dentre as variáveis principais, o pH apresentou correlação negativa com H + Al e Zinco, que ambas estiveram correlacionadas positivamente. Nesse sentido, os setores com maior acidez potencial (H + Al) estão localizados nos pontos com maior acidez dos solos, aqui representados pelos pontos 2 e 5 (Figura 47). Todavia, conforme notado pela tendência da fraca acidez (pH = 6 - 6,9) na maior parte das áreas interpoladas, a acidez potencial esteve estimada de 0 a 1,3 cmolc/dm<sup>3</sup> na maior parte do estuário estudado. Cabe destacar que nos locais de domínio dos manguezais, em torno dos pontos 3 e 4, 7 e 8, não foram encontrados registros desta variável e de Al<sup>3+</sup>, tendo o pH tendência de alcalinidade fraca (pH = 7,1 - 7,8) a elevada (pH > 7,8).

Figura 47 – Distribuição espacial do H + Al em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



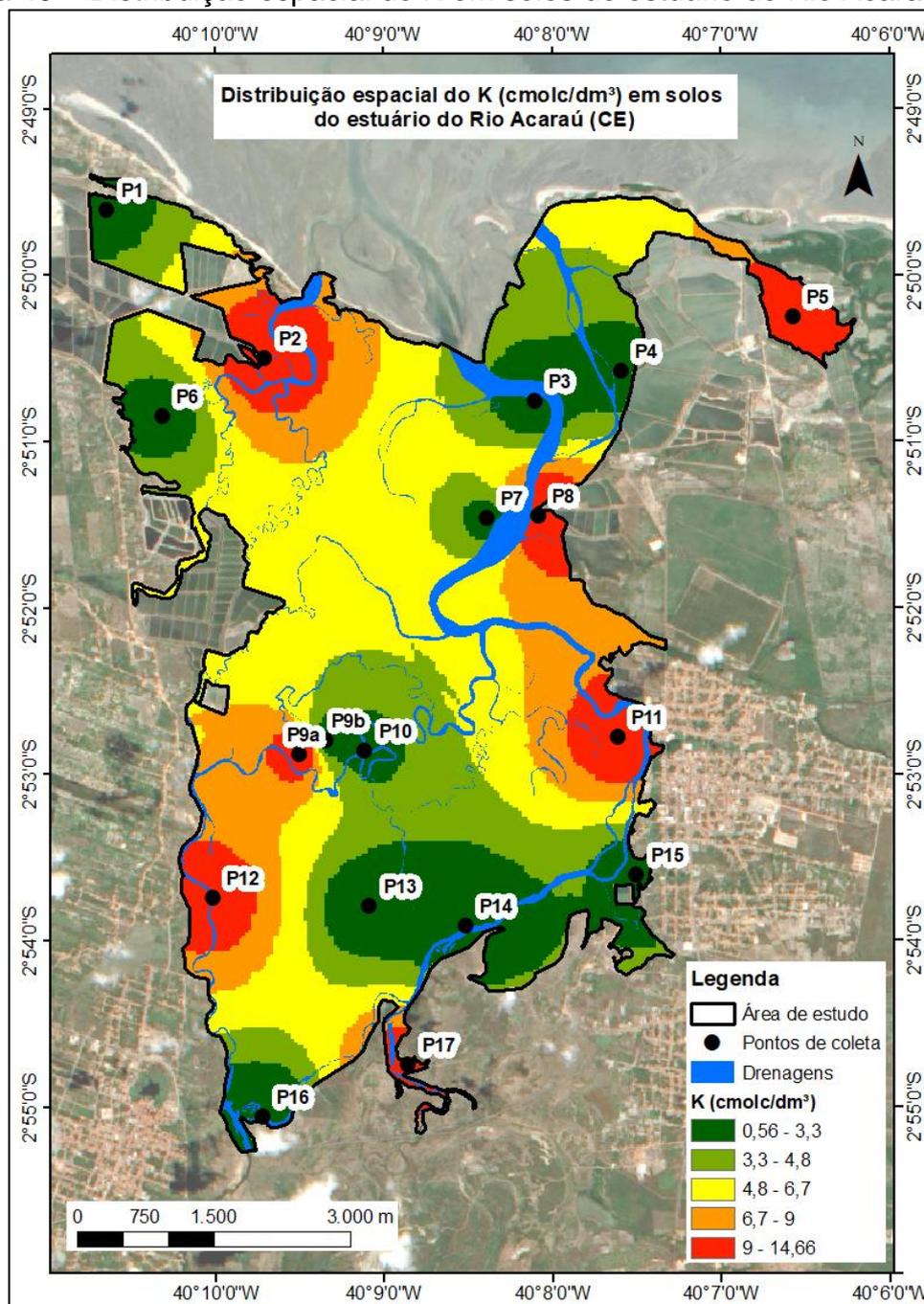
O Zinco apresentou estimativa de distribuição espacial variada (Figura 48). Os mais elevados registros estiveram associadas aos pontos 2 e 9b. Observa-se que as concentrações obtidas nos pontos 2, 9a, 9b, 10 e 13 proporcionaram tendência para a variável possivelmente apresentar níveis superiores a média geral (2,05 mg/dm<sup>3</sup>) na extensão Centro-Oeste, embora as concentrações dos pontos 5 e 7 também foram pontualmente superiores a média.

Figura 48 – Distribuição espacial do Zn em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



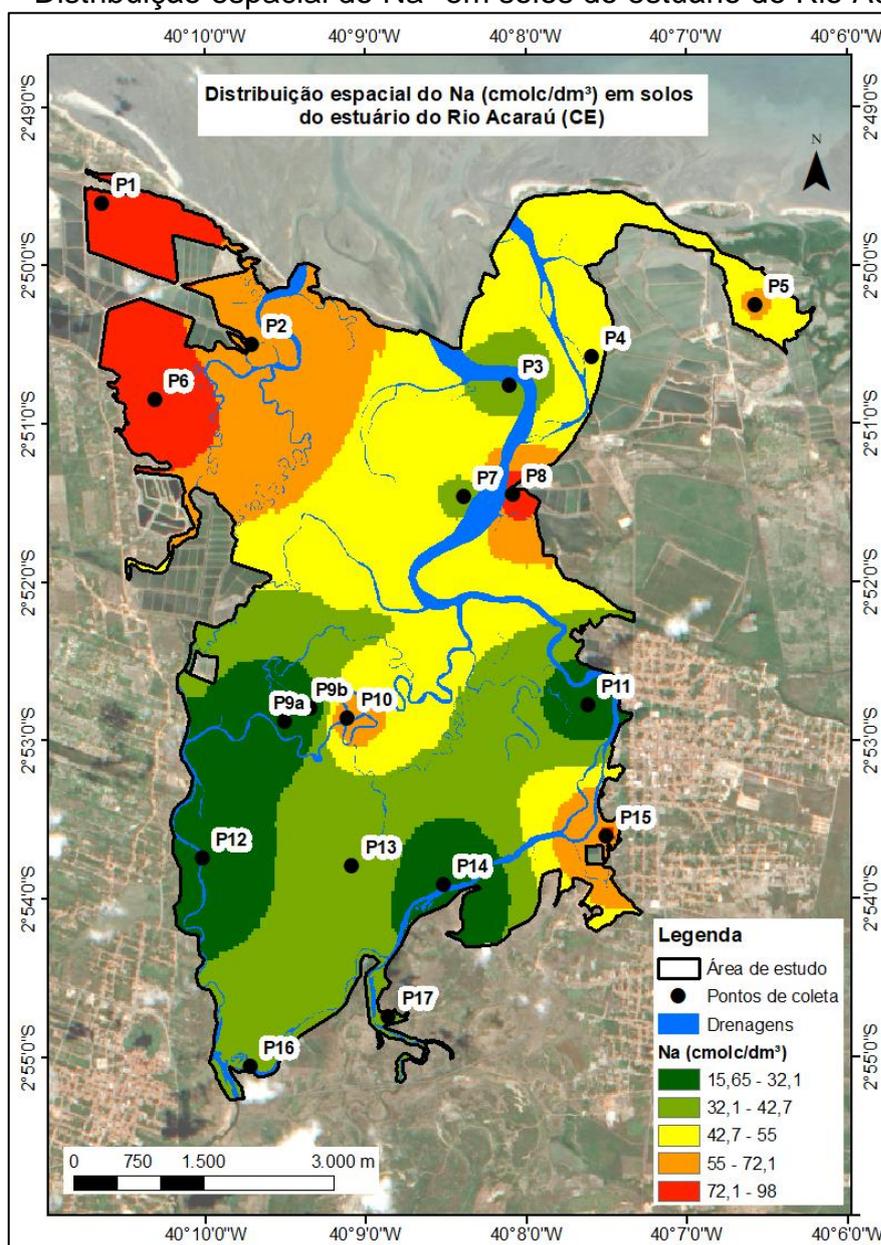
O K não apresentou correlação significativa com outras variáveis, estando distintamente apresentada através da ACP no Grupo 3 (F3), com autorvalor 0,79. Os valores estimados 4,8 a 6,7  $\text{cmolc/dm}^3$ , que oscilam a média geral da variável (5,70  $\text{cmolc/dm}^3$ ), foram os mais indicados pelo método de interpolação IDW para a área de estudo. No entanto, cabe destacar que a estimativa de concentração deste atributo foi irregular, visto que em todas as seções transversais de pontos coletados apresentaram registros superiores e inferiores à média (Figura 49).

Figura 49 – Distribuição espacial do K em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



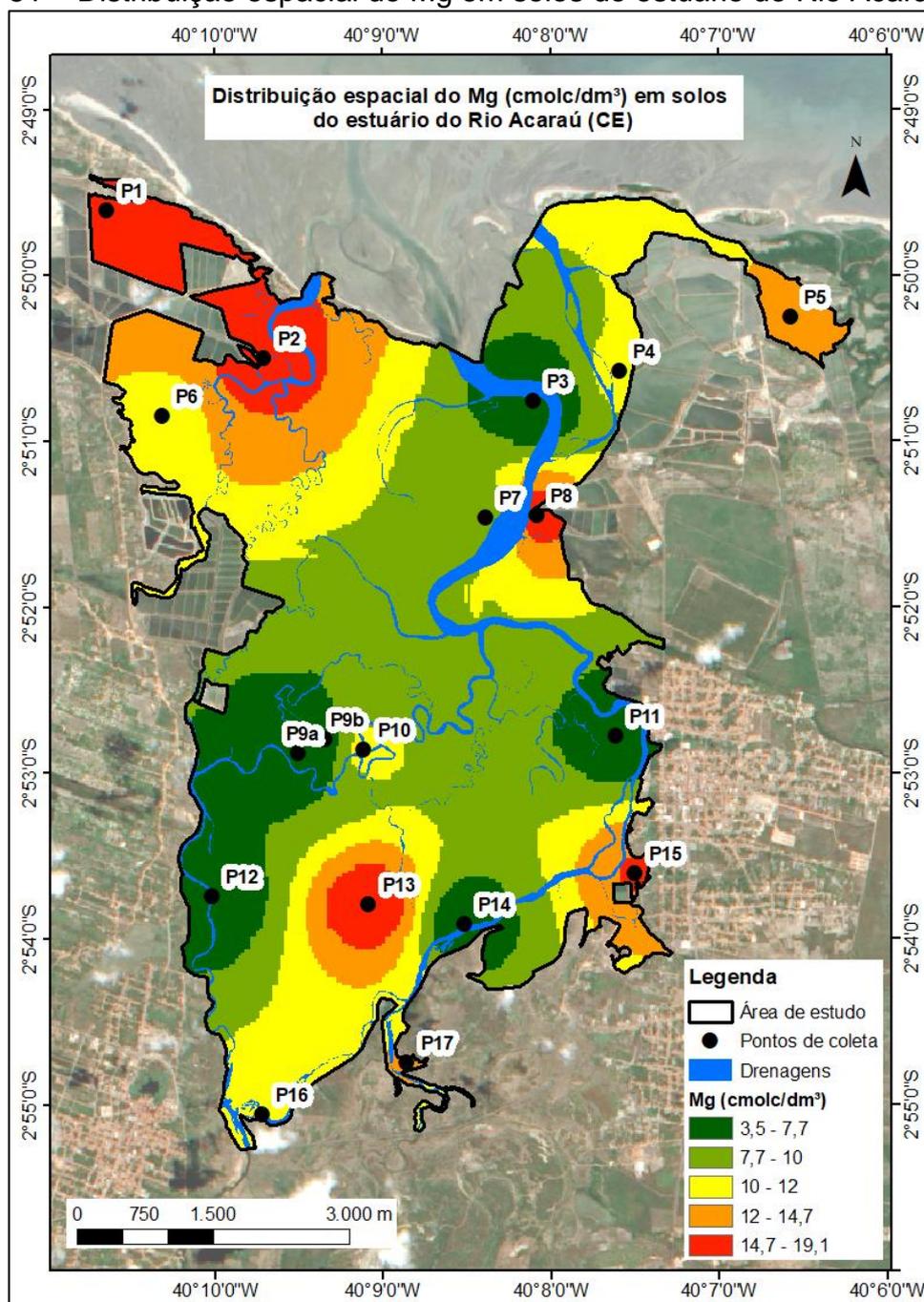
O  $\text{Na}^+$  é um dos atributos dos solos mais determinantes para o desenvolvimento florístico (MUNNS; TERMAAT, 1986; PENNING; CALLAWAY 1992; MUNNS, 2002; PASCOALINI et al., 2014). A interpolação desta variável apresenta comportamento de distribuição particular, uma vez que as estimativas próximas e superiores à média tendem ocorrer até a latitude  $2^{\circ}52'S$  (Figura 50). A partir desta latitude ao Sul, observa-se uma tendência de distribuição abaixo da média do Sódio na área de estudo. Através da ACP, o Sódio esteve distintamente representada no Grupo 1 (F1) junto ao Mg, CTC, SB, t e Silte. Todavia, cabe destacar que esta variável apresentou moderada correlação com o Silte.

Figura 50 – Distribuição espacial do  $\text{Na}^+$  em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



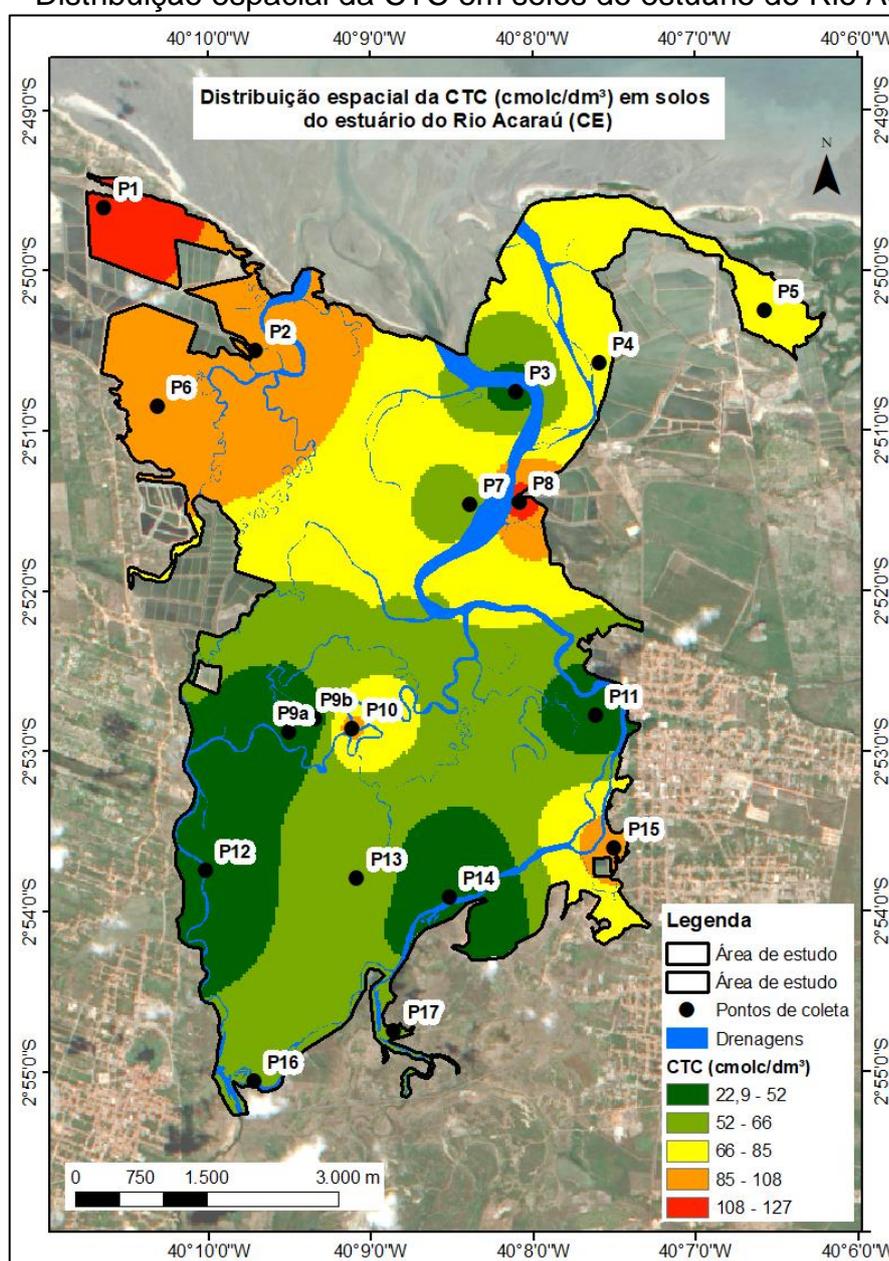
O  $Mg^{2+}$  apresentou concentração média de  $10,72 \text{ cmolc/dm}^3$ . A distribuição desta variável esteve estimada para tendência abaixo da média, que se estendeu desde as áreas ocupadas por manguezais até as ilhas, barras e margens fluviais com maior presença de vegetais glicófitos. As tendências acima da média foram estimadas para porções Noroeste da área (entre pontos 1 e 2), e restritas aos pontos 5, 8, 13 e 15 (Figura 51).

Figura 51 – Distribuição espacial do Mg em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



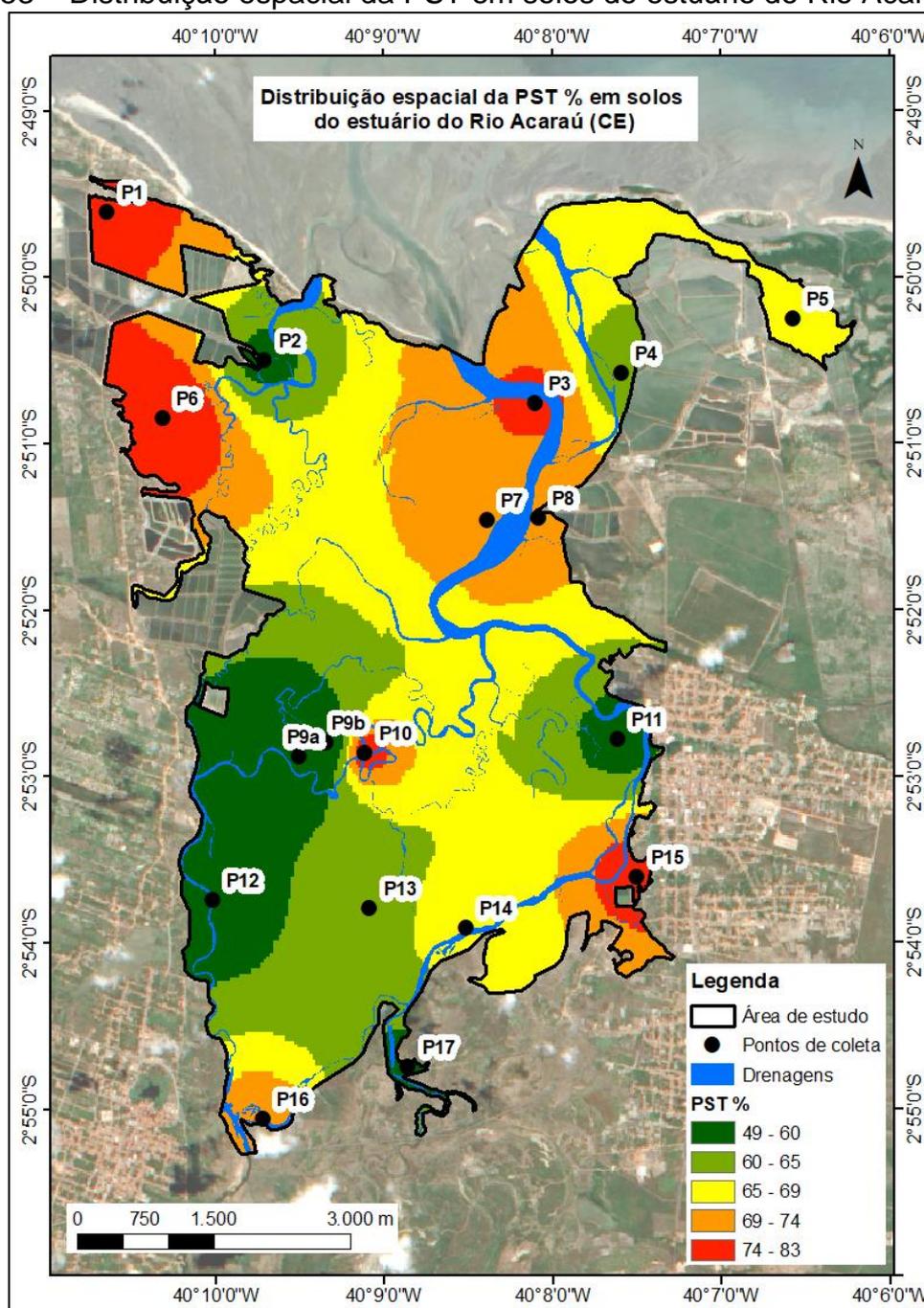
Pela intrínseca relação entre CTC, SB e  $t$ , que respondem pelo somatório dos cátions presentes no solo, foi aqui optado por representar apenas a distribuição espacial do CTC. Este, assim como similar ao SB e  $t$ , apresenta tendência de distribuição semelhante ao Sódio. Ou seja, a estimativa média e superior, alonga-se até a latitude  $2^{\circ}52'S$ . No entanto, os pontos 10 e 15 apresentaram registros superiores à média, provocando restritas condições *in loco* de maior CTC. Cabe ainda destacar, que os pontos 3 e 7, situados ao Norte da latitude estimada para valores mais elevados de CTC, apresentaram níveis inferiores a média, como reflexo dos menores registros de Sódio e Magnésio (correlação positiva) (Figura 52).

Figura 52 – Distribuição espacial da CTC em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



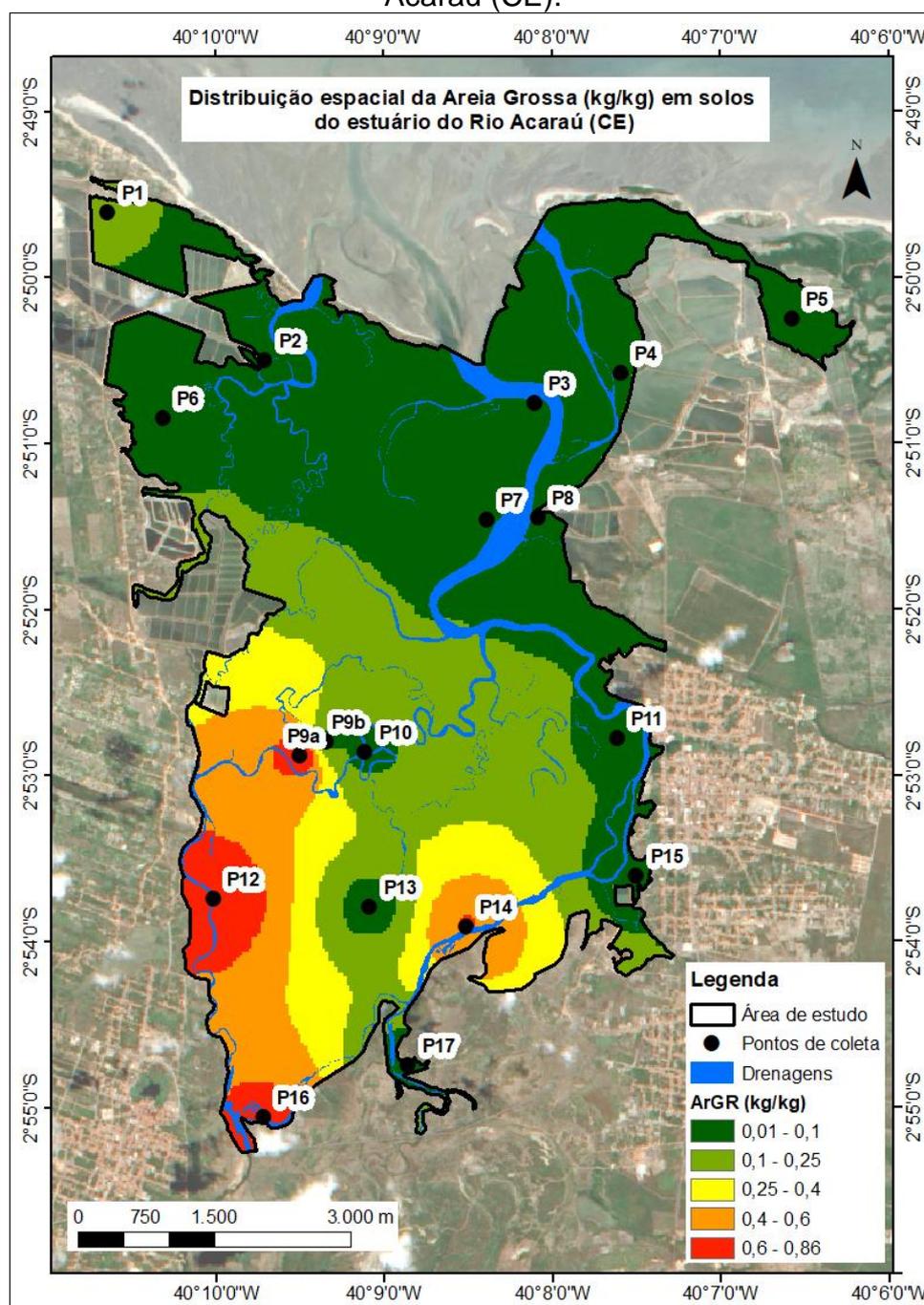
A modelagem do PST corrobora aos registros obtidos nos pontos de coleta, sendo os solos da área excessivamente sódicos ( $PST > 30\%$ ) (MASSOUD, 1971; SANTOS et al., 2013). Os locais de valores extremos estão associados aos pontos 1, 3, 6, 10 e 15. Exceto para o ponto 3, os demais locais apresentam os registros mais elevados de Sódio na área estudada, ratificando a correlação positiva do Sódio com a PST (Figura 53).

Figura 53 – Distribuição espacial da PST em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



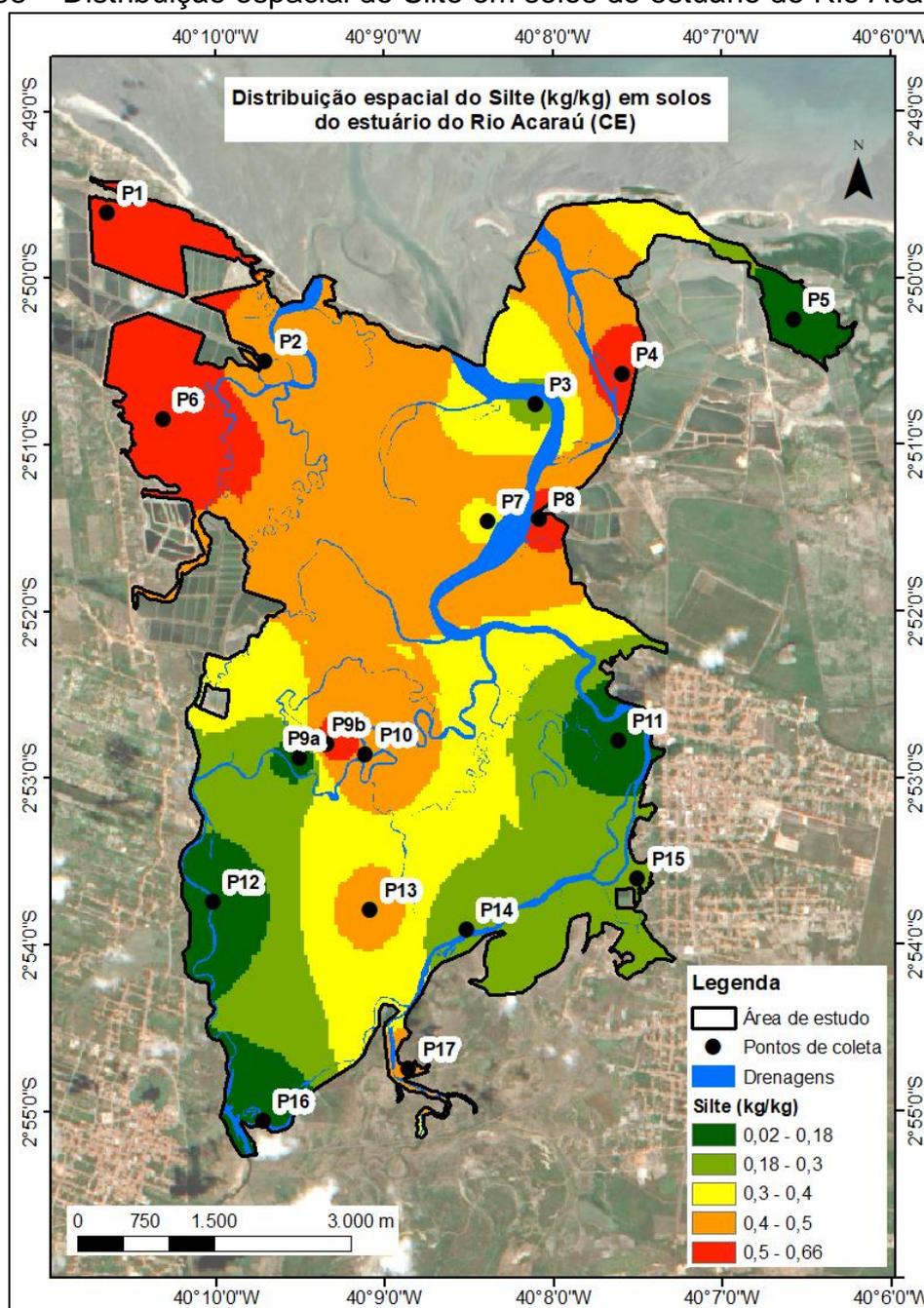
A maior concentração de Areia Grossa na área de estudo compreende *in loco* ao ponto 14 e na extensão longitudinal Oeste, compreendendo entre os pontos 9a, 12 e 16, perfazendo os limites aproximados ao Sul na latitude 2°52'S e a Leste na longitude 40°9'30"O (Figura 54). No entanto, para as demais áreas a granulometria dos sedimentos tende ser dominada pelos finos, sobretudo ao longo das seções transversais de pontos 1 a 5 e 6 a 8.

Figura 54 – Distribuição espacial da Areia Grossa em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



As maiores concentrações de Silte estão associadas aos pontos 1, 4, 6, 8 e 9b. O Silte é o grão dominante na área de estudo, sobretudo nos horizontes superficiais dos solos onde estão dispostos os bosques hídricos de manguezais (Figura 55).

Figura 55 – Distribuição espacial do Silte em solos do estuário do Rio Acaraú (CE).



Observa-se ainda que os locais adjacentes aos pontos 5 e 11 não foram bem representados em termos de concentração de grãos de areia grossa e silte, uma vez que nestes pontos foram registrados os domínios das frações de areia fina.

## 10.4 Discussão

A morfologia anastomosada de canais sobre terrenos próximos da cota de 0 m e declives suaves permite a constituição de um sistema de ilhas povoadas por vegetais halófitos e/ou glicófitos, em acordo com os atributos físicos e químicos dos solos dominantes na área. Os manguezais ocupam predominantemente as margens dos canais e ilhas no baixo estuário, estando limitado ao Sul pela influência do maior aporte sedimentar terrígeno e formação de Neossolos.

No baixo estuário, os sedimentos finos em deriva são depositados na extensão da zona de infra e intermaré, onde estão as áreas de manguezais, e supramaré dominadas pelos apicuns (Noroeste e Nordeste estuarino). A deposição dos finos provavelmente está associada ao efeito combinado entre o domínio das correntes de marés e ausência de fluxo fluvial contínuo para redução dos processos turbulentos (SOUZA FILHO; EL-ROBRINI, 1996; KNIGHTON, 1998; BRIERLEY; FRYIRS, 2005; MEDEIROS, et al., 2018a).

Do ponto de vista da geomorfologia fluvial a condição de canais divergentes (distributários) e convergentes, separados por ilhas, pode ter sido como resultado de um excesso da carga de sedimentos pela quebra de energia fluvial (associado aos barramentos no rio), que pode provocar o entalhe do canal por depósitos aluviais. Esta é uma condição morfodinâmica que permite ao desenvolvimento dos manguezais à jusante, que mutuamente contribuem para menor energia refletida no ambiente, através das raízes profundas dos mangues na diminuição da força das marés e velocidade das correntes.

Nesse sentido, infere-se que a dinâmica sedimentar entre o baixo estuário do Rio Acaraú e costa adjacente se assemelham aos relatos de outros sistemas da costa semiárida, no tocante à sedimentação ser induzida pela oscilação das marés, como visto no estuário do Rio Catú (PINHEIRO; MORAIS, 2010), Piranhas/Assú (SOARES, 2012) e Apodi/Mossoró (MEDEIROS et al., 2018a).

A partir da Latitude 2°52'S, a deposição dos sedimentos finos é facilitada estuário acima pela diminuição de força das marés e da velocidade das correntes, acentuado pela existência de diversos trechos de canais meandrantés, em que as águas em atrito com a margem do leito tende a diminuir a energia. Por vezes, esta condição pode ter modificado os cursos dos rios, devido ao entalhe de canal pela deposição de sedimentos, que tendem diminuir energia a medida do processo de

assoreamento, conforme constatado no Ponto 9b. A seção transversal compreendida por este ponto é caracterizada pela presença de meandros abandonados, leques de deposição rompendo diques marginais (crevasse splay), barras laterais e de pontal, que provavelmente estão associados com as vazões fluviais, acordando ao que foi observado por Queiroz et al., (2018) no Rio Jaguaribe (CE).

Todavia, ao passo da menor energia marinha no sistema, os períodos de maior energia fluvial parecem ser capazes de transportar frações de grãos grossos. Esta afirmativa baseia-se pelos registros de maior concentração de Areia Grossa nos pontos 14 e na extensão longitudinal Oeste, compreendendo entre os pontos 9a, 12 e 16, perfazendo os limites aproximados mais ao Norte na Latitude 2°52'S e a Leste na Longitude 40°9'30"O, indicando estágios e/ou condições de maior capacidade fluvial de transportar sedimentos (de montante para jusante). Acrescenta-se que os barramentos efetuados podem restringir o transporte proveniente do rio (PINHEIRO; MORAIS, 2010), inferindo ao caso da presença de areia grossa também ter sido transportada em períodos anteriores aos barramentos.

Como descrito por Maia; Lacerda (2005) e Costa et al., (2014c), os manguezais ocupam planícies de inundação fluviomarinha na infra e intermaré. No entanto, próximo da seção transversal 9a, 9b, 10 e 11 em direção ao Sul, a topografia mais elevada das porções internas das ilhas, provavelmente resultante do entalhe das deposições, permite que os solos não sejam lavados pela dinâmica de inundação contínua marinha, fluviomarinha e fluvial. Esta característica, considerando as variáveis pedogenéticas aqui analisadas em horizontes de até 60 cm, se aproxima com a classificação dos Neossolos, dado pelo IDACE, IPECE, FUNCEME e EMBRAPA, uma vez que os registros atestam a elevada saturação por bases ( $V > 50\%$ ) e de caráter sódico. É fundamental considerar que as extensões espaciais das classificações atribuídas por estas instituições certamente devem ser balizadas pela escala do mapeamento.

Os solos locais são impactados por diferentes agentes antrópicos, que promovem o desmatamento, lançamentos de efluentes líquidos e resíduos sólidos, atividades portuárias e de navegação, carcinicultura, mineração, energia eólica, etc. (PESSOA, 2015). Sucupira (2006) identificou estágios avançados de degradação dos solos neste estuário, classificando-o de muito alta para suscetibilidade à erosão.

Além da possibilidade de pressões antrópicas na degradação dos solos, os impactos das condições naturais para estabilidade florística foram constatados nesta pesquisa. Em conformidade com Pessoa (2015), esta região apresenta elevada evapotranspiração (taxa anual média de 1906 mm), que pode promover ascensão capilar dos sais do lençol freático para superfície (RIBEIRO et al., 2016), abastecidos por percolação de águas de origem marinha facilitada pelos interstícios de sedimentos arenosos (MEDEIROS et al., 2018c). Estes aspectos são corroborados pelos solos excessivamente sódicos (PST > 30%), tendo o Sódio dominante no complexo de troca catiônica e com correlação positiva com PST.

O Sódio foi o nutriente mais abundante em toda área de estudo, inclusive nas áreas de manguezais mais hídricos. Todavia, embora o Ponto 3 tenha apresentado registro de Sódio inferior à média, a classificação excessivamente sódica testemunha que o Na interfere no desenvolvimento dos vegetais presentes.

Os efeitos adversos do Sódio podem ser diretos, sobretudo nos mangues, pela dificuldade de absorção de água e cátions nutrientes para as plantas (MUNNS; TERMAAT, 1986; PENNING; CALLAWAY, 1992; MUNNS, 2002; PASCOALINI et al., 2014) e indiretos pelo efeito dispersante sobre as argilas, provocando desestruturação dos solos e prejudicando a infiltração da água, oxigênio e crescimento das raízes (TOME JR., 1997). Estes efeitos em geral podem corresponder à presença de vegetais glicófitos em ilhas onde os depósitos terrígenos são eminentes, principalmente a partir da Latitude 2°52'S, denotando a capacidade destes típicos vegetais em suportar condições incipientes de salinidade (e.g. Carnaúba), porém não hipersalinas, que aqui são toleradas apenas pelas halófitas, concordando com afirmações de Walsh, (1974) e Silva et al., (2005).

Os mangues, enquanto vegetais halófitos, são capazes de suportar os mais altos níveis de Sódio desta área, afirmativa corroborada pela disposição entre estes nas planícies de inundação até a Latitude 2°52'S. Após este recorte espacial ao Sul, observa-se uma tendência para distribuição abaixo da média do Sódio na área de estudo, porém com a PST permanecendo elevada, e no Ponto 13 é registrado um dos mais elevados níveis de Magnésio. Com as condições de deposição arenosa, descritas acima, observa-se que estes fatores integrados resultam da maior influência terrígena em contato com as condições salinas, que são capazes de serem toleradas e povoadas por vegetais glicófitos no interior das ilhas.

Nesse sentido, a restrição ao desenvolvimento mangue nas áreas entre as ilhas a partir (ao Sul) das seções 9a, 9b, 11 e 12, pode estar associada à instabilidade morfodinâmica da área, uma vez que as camadas de material arenoso podem recobrir a vegetação de mangue. Esta área como limite foi definida com base nas assinaturas espectrais dos manguezais ao longo do estuário e pela Análise de Clusters, que proporcionou este agrupamento espacial. Acrescentam-se as necessidades nutricionais diferenciadas proporcionadas por solos instáveis, como os indiscriminados de mangue, para sustentar estas unidades florísticas, que certamente não estão dispostos no interior das ilhas a montante, de incipiente inundação e processos evapotranspirativos elevados (PESSOA, 2015).

Todavia, nota-se franja de mangue ocupando as margens dos canais até o limite a montante das seções analisadas, sugerindo a pontual classificação de Solos Indiscriminados de Mangue e/ou Gleissolos, nas planícies inundáveis marginais aos canais estuarinos, além de bioindicar a extensão longitudinal do sistema hidrológico estuarino até os barramentos realizados no interior dos canais.

Os resultados de Zinco corroboram com afirmativas sobre os limites dos domínios fluviomarinhos e fluviais nas áreas depressivas das ilhas. O Zn é um micronutriente catiônico, componente comum das rochas ígneas (TOMÉ JÚNIOR, 1997), que apresentou distribuição espacial bastante variada. Os mais elevados registros estiveram associadas aos pontos 2, 9a, 9b, 10 e 13. O resultado de Zinco contribui para a interpretação do caso da maior influência continental nas seções transversais de pontos analisados mais a montante.

Ainda no ponto 2 a diminuição do pH atingiu elevada acidez, dada a presença Al e H+Al, sendo um comportamento também notado nos pontos 5 e 17. Sob domínio fluviomarinho e marinho, os setores adjacentes aos pontos 2 e 5 podem ter influência alóctone (terrígena) e/ou antropogênica, indicado pela presença de Al<sup>3+</sup>(LACERDA; MARINS, 2006).

De acordo com Albuquerque et al., (2014a,b), a acidez também pode indicar a oxidação do material sulfídrico, sugerindo ao caso de mangue soterrado para a gênese dos apicuns *in loco*, principalmente no ponto 5 por sua classificação textural franco arenosa (LEMOS; SANTOS, 1996). Estes processos concordam com descrições realizadas em estuários do semiárido brasileiro, como no Rio Camurupim (item 9 desta pesquisa) e no Rio Pacoti por Albuquerque (2015), e em distintas

décadas por outros pesquisadores no mundo (MARIUS, 1985; BIGARELLA, 2001; UCHA et al., 2004; MARCHAND et al., 2011; HADLICH, 2015).

## 10.5 Conclusões

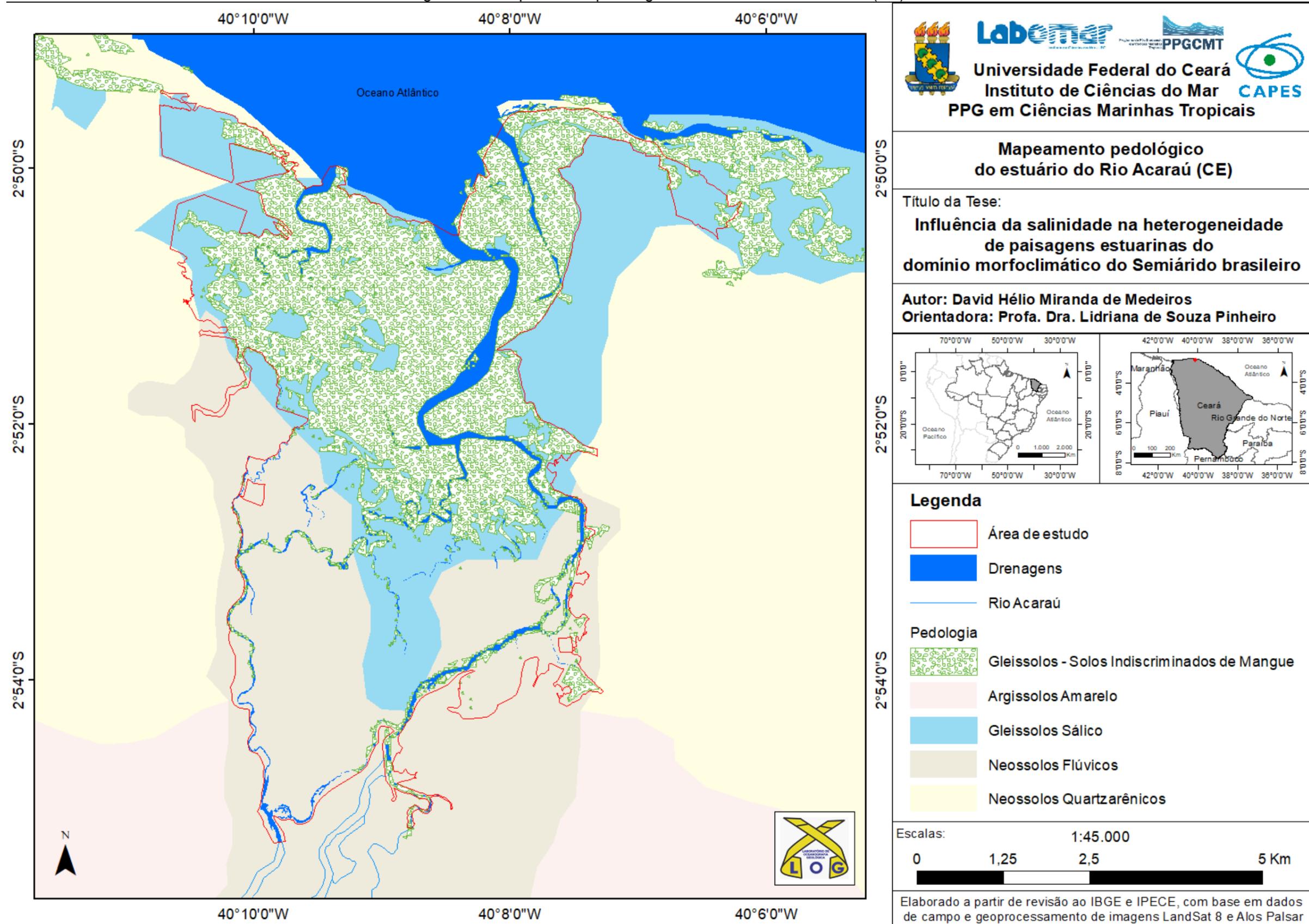
O Estuário do Rio Acaraú apresenta indicadores mistos para origem dos processos de transporte e deposição de sedimentos desde argilo-siltosos até arenosos, decorrente da constituição de canais anastomosados, com trechos meandранtes, que provocam diferentes intensidades das correntes fluviomarinhas. Este misto contribui para formação de ilhas de infra e intermaré, onde dominam os ecossistemas de manguezais, e ilhas acima da cota de inundação, com solos correlativos as classificações de Neossolos.

O Manguezal ocupa terrenos com maior disponibilidade de Sódio, CTC, PST e sedimentos finos. Entretanto, a inundação contínua justifica condições para que possivelmente não se atinja níveis evaporíticos, como esperado nos terrenos de apicuns no extremo Noroeste e Nordeste da área de estudo (pontos 1, 2 e 5), que são os locais onde não ocorre colonização dos mangues. A partir da Latitude 2°52'S ao Sul, a diminuição do Sódio associada com a maior influência terrígena em planícies acima da cota de inundação fluviomarinha, permite para que a vegetação halófito de mangue seja substituída por vegetais glicófitos; as franjas de mangue passam ocorrer margeando os canais, nas planícies de inundação não superiores a 15m (transversal) do leito das drenagens.

Portanto, ratifica-se a importância de estudos integrativos entre geomorfologia e pedologia para elucidar aspectos fundamentais sobre a dinâmica restritiva a colonização dos mangues, e desenvolvimento dos manguezais ao longo de planícies de inundação estuarinas forçadas pelas condições morfoclimáticas semiáridas.

Com base na interpretação dos resultados de amostras de solos, espectros das imagens orbitais e em consonância com a literatura, propõe-se um novo mapeamento pedológico para área de estudo (Figura 56). Nesta nova proposta foram mapeados os Gleissolos – Solos indiscriminados de Mangue e redefinidos os limites dos Gleissolos Sálco na porção Noroeste da área de estudo, pertinente ao ponto 1.

Figura 56 – Mapeamento pedológico do estuário do Rio Acaraú (CE).



## 11. RELAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE APICUNS/SALGADOS E MANGUEZAIS NO ESTUÁRIO DO RIO PIRANHAS/ASSÚ (RN)

### 11.1 Introdução

Os manguezais e apicuns são importantes ecossistemas associados aos estuários. No entanto, estes ambientes apresentam uma estreita relação com a salinidade. Os solos com alto teor de cloretos em superfície face às altas taxas da evapotranspiração potencial, como característico do semiárido, tendem a restringir aos manguezais, potencializando os apicuns/salgados, ou mesmo amplas extensões ausentes de vegetação (AMARO, 2004; MEDEIROS et al., 2018a).

Os apicuns/salgados são desprovidos de cobertura vegetal vascularizada ou abrigam uma vegetação herbácea, como a beldroega (*Sesuvium portulacastrum* L.), capim pega-pinto (*Boerhavia diffusa* L.), pirrixiu (*Batis maritima* L.), entre outras (SCHAEFFER-NOVELLI, 2005; COSTA 2010; DE MEDEIROS ROCHA, 2009; ALBUQUERQUE, 2015; MEDEIROS, 2018c).

Estes sistemas naturais (apicuns/salgados) ocorrem ao longo das margens do estuário sob forma de superfícies planas a suavemente inclinadas, com poucos metros acima do nível médio das águas fluviais e/ou estuarinas. São áreas inundáveis em períodos de cheias e marés de sizígia, o que inviabiliza a colonização da vegetação de mangue pelo elevado teor de sais dos solos (SCHAEFFER-NOVELLI, 2005). Sua gênese também pode estar associada à deposição de areias por eventos contínuos de preamar, que podem soterrar manguezais (BIGARELLA, 1947; MARIUS, 1985; SCHAEFFER-NOVELLI, 1990; BIGARELLA, 2001; MARCHAND et al., 2011; HADLICH, 2015).

Alguns dos estuários do litoral setentrional do Rio Grande do Norte apresentam valores de salinidade intersticial dos sedimentos que podem superar 100 (MEDEIROS et al., 2018a). Isto resulta na distribuição de fragmentos de paisagens com potencialidades e limitações diversas, com condições edafológicas semelhantes às encontradas no Oriente Médio (CURTIS, et al., 1963; KENDALL, 1984; KENDALL; HARWOOD, 1996; AL-FARRAJ, 2005; COURT et al., 2017; PAUL; LOKIER, 2017), Oceania (RIDD; STIEGLITZ, 2002; LEBIGRE, 2003; 2007; DUKE, 2006; DALE et al., 2007) e Norte da África (ATTIA, 2013; CHENCHOUNI, 2017).

A presença de manguezais nessa região denota a adaptação às condições específicas e limitantes desse ambiente, como salinidade, substrato inconsolidado, pouco oxigenado e frequente submersão pelas marés (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986). Algumas espécies são mais tolerantes às variações nas condições da água, do solo e do clima, assim como às mudanças em longo prazo, sejam elas naturais ou antrópicas (TOMLINSON, 1986; COSTA et al., 2014c; PASCOALINNI, et al., 2014; VELDKORNET et al. 2015; HOSSAIN; NURUDDIN, 2016).

Dessa forma, esta pesquisa objetiva identificar a relação temporal e espacial dos apicuns e manguezais ao longo das planícies estuarinas do Rio Piranhas/Assú (litoral setentrional do Rio Grande do Norte) (Figura 57), associando-os com as restrições físico-químicas dos solos.

## 11.2 Materiais e métodos

### 11.2.1 Elaboração de mapas temáticos

A partir da análise e interpretação das tonalidades e texturas de imagens orbitais, buscou-se a identificação de diferentes tipologias das paisagens por mangues e áreas hipersalinas (apicuns/salgados), em parte do ambiente estuarino do Rio Piranhas/Assú (Figura 57).

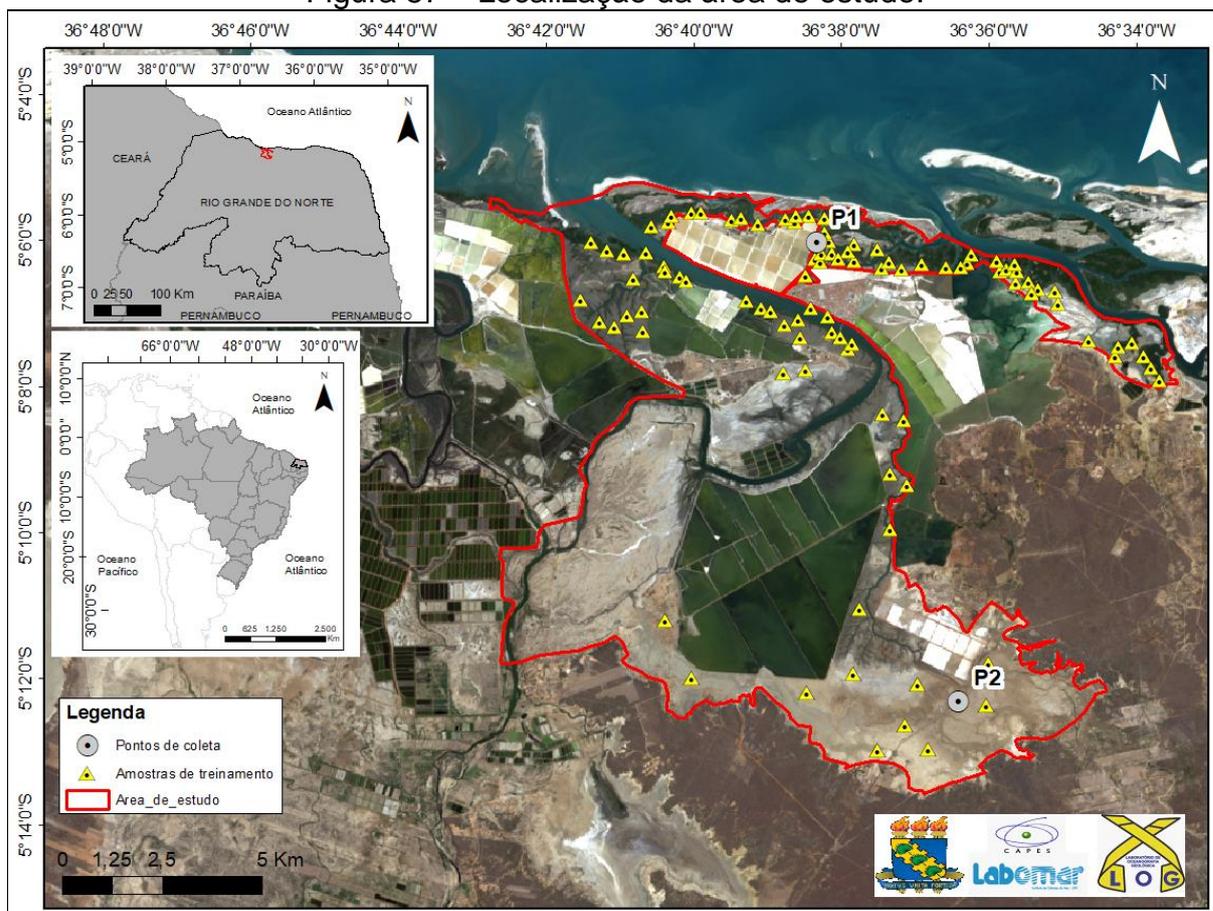
Foram selecionadas cenas provenientes da série Landsat dos anos de 1984 e 2015 disponibilizadas pelo USGS (Quadro 6). Para atingir a precisão desejada, as imagens foram georreferenciadas e ajustadas ao Datum SIRGAS 2000, zona 24S (esferóide geocêntrico). Para efeito deste trabalho, foram priorizadas imagens de resolução espacial de até 30 metros. Este nível de precisão está relacionado tanto com as características do sensor, quanto ao poder de detalhamento dos alvos na imagem.

Quadro 6 - Imagens utilizadas para elaboração de produtos cartográficos.

Estuário do Rio Piranhas/Assú					
Data	Satélite	Sensor	Bandas	Resolução espacial	Composições RGB
17/06/1984	LandSat 5	TM	1, 2, 3, 4, 5 e 7	30m	321; 432; 543; 752
25/07/2015	LandSat 8	OLI	1 a 8	30m, 15m (pan)	432; 543; 654; 763

Fonte:elaborado pelo autor.

Figura 57 – Localização da área de estudo.

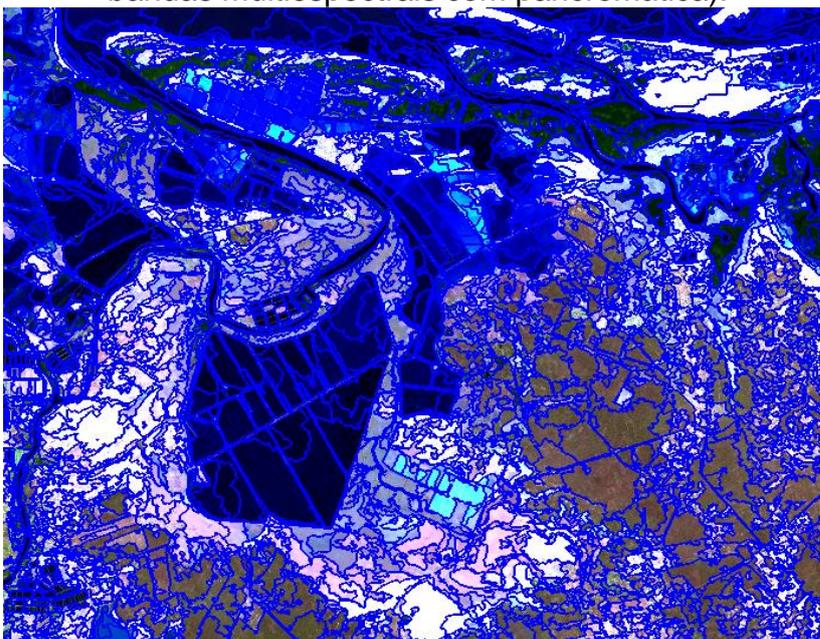


Com os recursos disponíveis, foi efetivado o realce de contraste das imagens de satélite, processamento de calibração radiométrica, assim como correção atmosférica. Para a geração de imagens com caráter multiespectral, foram realizados procedimentos de análise e interpretação das assinaturas espectrais predominantes e a seleção das composições coloridas das bandas.

Associados às atividades para composição de bandas e realce das unidades de paisagem, as imagens foram fusionadas e submetidas à técnica de testes para segmentação dos dados da imagem em áreas homogêneas (crescimento de regiões), que consiste no agrupamento de pixels, segundo um critério de similaridade (Figura 58). Este procedimento foi realizado no software *Ecognition Trial*, a partir da abordagem de Classificação Orientada a Objeto (GEOBIA - Geographic Object-Based Image Analysis), com base no algoritmo *multiresolution segmentation*. Foram separadas cada feição da paisagem para a criação do tamanho apropriado dos objetos presentes na imagem.

Após vários testes de segmentação, foram definidos, para ambas as imagens, os parâmetros de escala 20, forma 0,1 e compacidade 0,5. O uso desse recurso facilita o processo de definição automática das formas de vários objetos na imagem (SILVA, 2015), sendo gerada uma shapefile do produto gráfico.

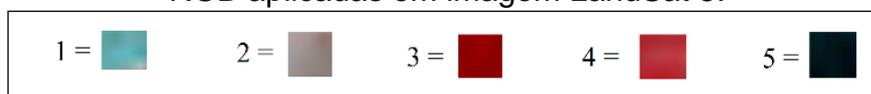
Figura 58 - Técnica de segmentação dos dados da imagem LandSat 8, do ano de 2015, em composição RGB – 654, sob resolução espacial de 15m (por fusão de bandas multiespectrais com pancromática).



Fonte: elaborado pelo autor.

Para fins de tratamento das informações segmentadas para classificação dos fragmentos de paisagem, foram definidas as classes: 1 – Corpos hídricos rasos e com possível presença de sais; 2 – Áreas suscetíveis à inundação periódica, com solos expostos totais e/ou parciais; 3 – Vegetação de mangue; 4 – Vegetação possivelmente com espécies da Caatinga; 5 – Corpos hídricos (canais estuarinos) (Figura 59). As amostras para classificação foram realizadas a partir de interpretação visual, proveniente das assinaturas espectrais dos alvos analisados. De acordo com o objetivo proposto, foram consideradas as classes pertinentes aos apicuns/salgados e manguezais.

Figura 59 - Representação visual das classes obtidas em uma das composições RGB aplicadas em imagem LandSat 8.



Fonte: elaborado pelo autor.

Após a conclusão dos mapas preliminares, foram realizadas amostras de treinamento para comprovar em campo as características correspondentes a cada estrato ou unidade de classificação, sendo priorizadas as áreas de manguezais e apicuns/salgados. Todos os pontos analisados neste trabalho foram posicionados com o auxílio de um aparelho GPS Garmin Modelo Etrex 30x; após identificação, todas as áreas foram devidamente trabalhadas em ambiente de SIG.

As atividades de campo foram importantes na definição do recorte espacial da área de estudo, uma vez que foram priorizadas a extensão direta dos manguezais e apicuns/salgados, objetivando a interpretação da dinâmica natural entre estes ambientes, sendo, portanto, evitado os domínios territoriais das atividades antropogênicas e áreas urbanas.

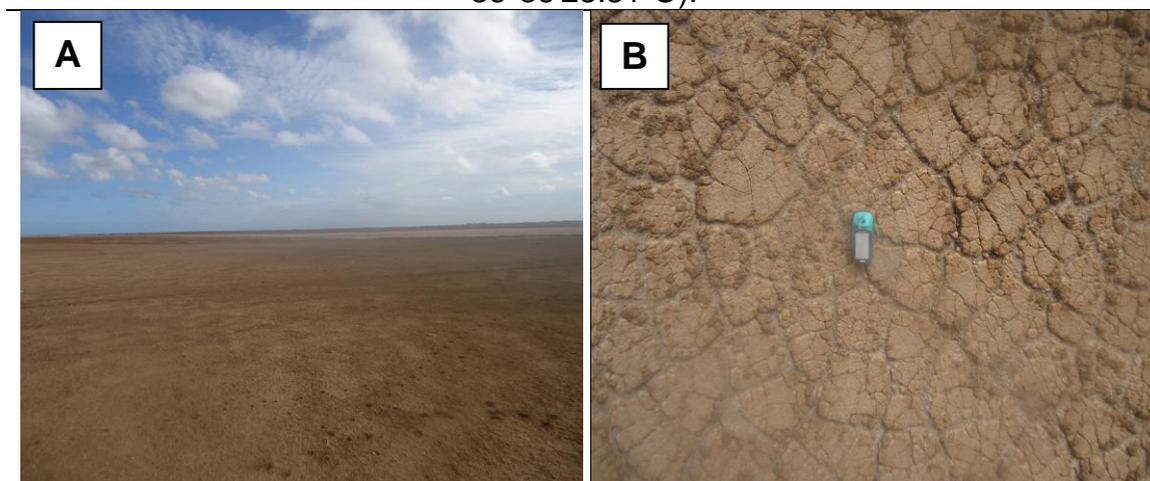
### **11.2.2 Perfil de solos de apicuns**

De acordo com os mapas produzidos, foram definidos dois pontos para coleta de solos em ambientes permanentes de apicuns associados a manguezais (Ponto 1) (Figura 60) e não associados aos manguezais (Ponto 2) (Figura 61), no intuito de compreender os atributos físico-químicos que restringem ao desenvolvimento de vegetais arbóreos (mangues).

Figura 60 – Apicum no estuário do Rio Piranhas/Assú (5°5'59.02"S / 36°38'20.02"O), onde foram amostrados perfis de solo (P1).



Figura 61 – Ambiente de apicum não associado a manguezais (A) no estuário do Rio Piranhas/Assú (P2), onde foram amostrados perfis de solos (B) ( $5^{\circ}12'16.26''\text{S}$  /  $36^{\circ}36'23.31''\text{O}$ ).



Foram realizadas amostras de 0,5 kg em perfis abertos desde superfície (0 – 0,50 m) a subsuperfície (1 m e 2 m), através de trado caneco com extensões métricas, para a determinação dos seguintes parâmetros: macronutrientes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^{2+}$  e P), matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, condutividade elétrica e pH. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados para serem transportados para análises no LASAP/UFERSA.

As amostras foram secas em estufa a  $60^{\circ}\text{C}$ , desagregadas e passadas em peneiras de malha com abertura 2 mm. Foram obtidos o pH em água; os teores de Ca, Mg e P por meio do extrator Mehlich-1 e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (Ca e Mg) e fotometria de chama (P). A condutividade elétrica (CE) e o  $\text{Na}^+$  foram determinados a  $25^{\circ}\text{C}$  em extrato aquoso, na relação 1:5; e matéria orgânica do solo, por titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,005 M depois de aquecida em chapa uniforme com dicromato de potássio 0,02 M.

A partir das análises realizadas foram obtidos os índices: capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC) e percentagem de sódio trocável (PST), de acordo com (TEIXEIRA et al., 2017). As concentrações dos elementos ditos trocáveis representam a concentração total dos cátions, incluindo trocáveis e solúveis.

Os dados foram processados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), bem como todo o processo de manipulação e integração dos dados espaciais. Para a tabulação e armazenamento dos dados foi utilizado o software Excel.

### 11.3 Resultados e discussão

Por meio da classificação orientada ao objeto (GEOBIA), foi contabilizada a extensão de 5.957 hectares de áreas de apicuns em 1984, ao passo que neste ano foram registrados 1.436 hectares de área de mangue/manguezal. Para o ano de 2015, os apicuns/salgados foram registrados 5.328 hectares e 1.305 hectares de mangue/manguezais (Figura 62). Os resultados aqui obtidos estão em consonância com Soares et al., (2018), que constatou a diminuição relativa de mangue/manguezais e áreas de apicuns nesse ambiente estuarino.

Os apicuns/salgados estão distribuídos por toda área de estudo associados ou não aos manguezais. Entre os anos analisados, a redução de 629 hectares esteve sobretudo associada à expansão da atividade salineira, principalmente na porção Noroeste da área de estudo.

Houve a perda de 131 hectares de manguezais. Este fato está relacionado aos manguezais, predominantemente na porção Norte, estarem associados aos canais estuarinos pouco suscetíveis às variações de salinidade, porém fortemente condicionados ao hidrodinamismo e morfodinâmica. Em trechos ao Norte e Sudoeste ocorreu expansão dos apicuns/salgados, antes ocupados por manguezais em 1984.

Por outro lado, praticamente não foram observados acréscimos de áreas de mangue/manguezal sobre os apicuns/salgados. As pontualidades se restringiram a poucos espaços na porção Norte, de apicuns/salgados internos às áreas de mangue/manguezais em 1984 (Figura 63).

A manutenção das áreas de apicuns/salgados, ou mesmo expansão destes ambientes aos manguezais, deriva da condição desse estuário ser um sistema dinâmico, com forte influência Neotectônica (MAIA; BEZERRA, 2013). Os sistemas de falhas de Carnaubais e Afonso Bezerra, controlam a sedimentação na região costeira (VITAL et al., 2003) e a formação de esporões arenosos e ilhas barreiras. Isto favorece a importação de sedimentos para o interior do estuário, pela maior influência das marés e retabalamento dos sedimentos pelas ondas na desembocadura (PINHEIRO; MORAIS, 2010). A característica de estuário importador e retentor de sedimentos favorece a formação dos apicuns/salgados. Os estuários importadores apresentam salinidades mais elevadas, o que restringe em alguns casos ao desenvolvimento dos manguezais.

Figura 62 – Variação de mangue/manguezais e apicum/salgados entre os anos de 1984 e 2015, com base em aplicação de GEOBIA.

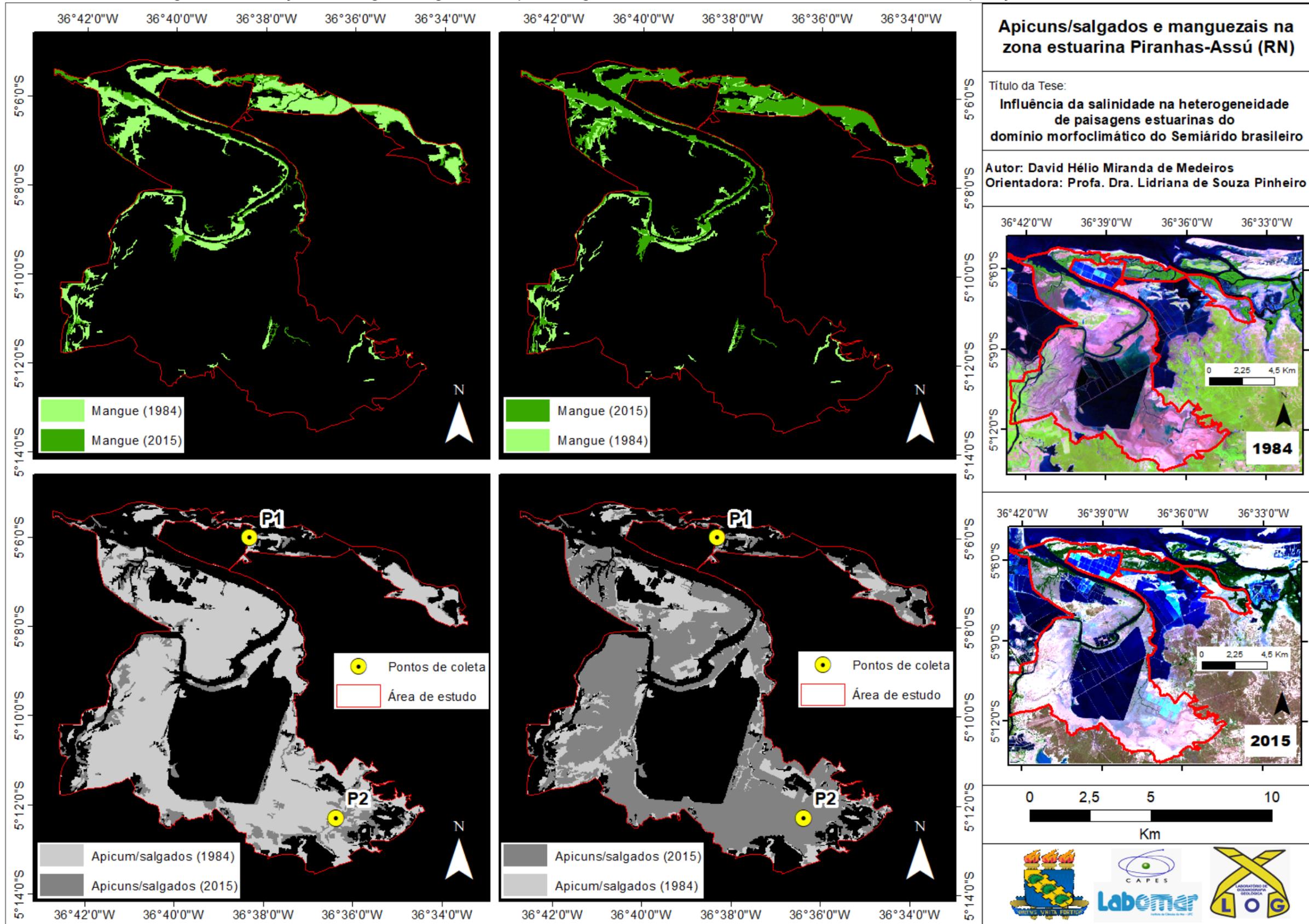
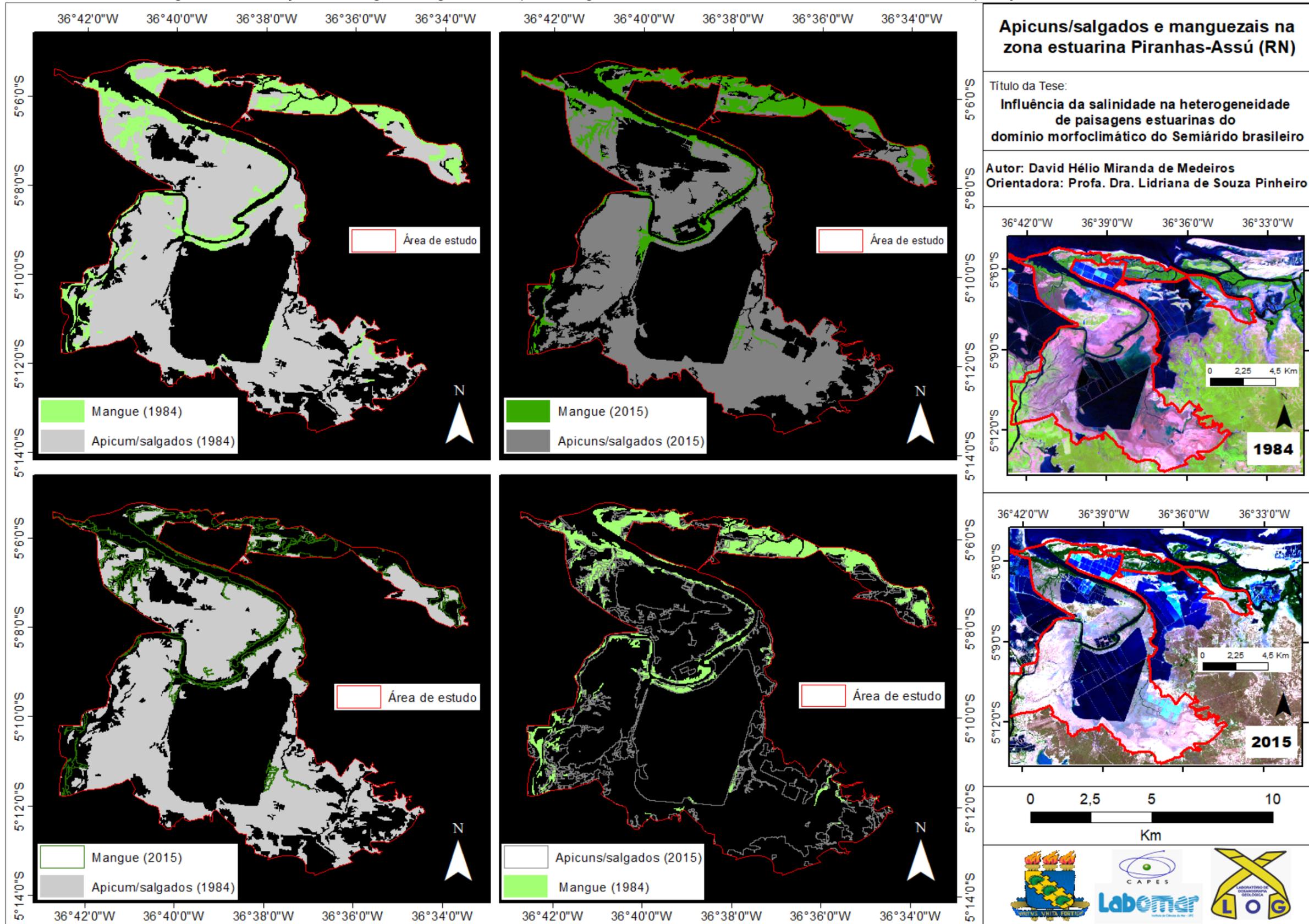


Figura 63 – Variação de mangue/manguezais e apicus/salgados entre os anos de 1984 e 2015, com base em aplicação de GEOBIA.



Em áreas de apicuns/salgados associados (P1) ou não associados aos manguezais (P2), os resultados das variáveis químicas analisadas atestam com as características pedogenéticas deste tipo de ecossistema, sobretudo com relação ao elevado conteúdo de bases e caráter excessivamente sódico (PST > 40%) (Tabela 15), como visto em outros ambientes hipersalinos (RIDD; STIEGLITZ, 2002; HADLICH; UCHA, 2009; ALBUQUERQUE et al., 2014), que resultam em condições abrutadas para os mangues, e/ou por vezes qualquer outro tipo de vegetal halófito e herbáceo.

O pH apresentou variações em subsuperfície, atingindo elevada acidez no perfil do ponto 2, na subsuperfície de 2 metros, em que Albuquerque (2015) correlaciona a diminuição do pH com a presença de material sulfídrico possivelmente herdado do mangue, embora sejam necessários estudos mais aprofundados sobre esta relação. Talvez seja esta uma das possíveis explicações para redução do pH, uma vez que em ambientes de excessiva concentração de sais tende predominar alcalinidade elevada (LEBIGRE; 2007; ALBUQUERQUE, 2015). Cabe ainda destacar que algumas das variáveis determinantes para acidez, como o  $Al^{3+}$  e acidez potencial (H + Al), não foram aqui investigadas.

Por outro lado, em ambos os pontos a matéria orgânica tende a elevar concentração na medida do aprofundamento do perfil. A maior reserva de MO em subsuperfície podem indicar paleoambiente de manguezal, assim como visto nos estuários dos Rios Porto do Capim e Camurupim (item 9 desta pesquisa), e por outros pesquisadores (MARIUS, 1985; BIGARELLA, 2001; UCHA et al., 2004; MARCHAND et al., 2011; ALBUQUERQUE et al., 2014a; HADLICH et al., 2015).

Tabela 15 - Resultados de análises químicas de solos por pontos e intervalos de coleta na subsuperfície.

Ponto de coleta	Intervalo de coleta (subsuperfície)	pH	CE	MO	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	CTC	PST
		(água)	ds/m	g/kg	cmol/dm <sup>3</sup>						
P1	0 - 0,5 m	8,7	33,6	4	0,1	20,0	288,5	73,4	14,3	396,3	73
	1 m	6,4	14,3	47	0,0	37,4	1195,3	21,1	56,8	1311,6	91
	2m	7	154,8	53	0,4	34,9	1158,4	22,6	46,6	1263,4	92
P2	0 - 0,5 m	5,5	49,6	9	0,4	27,4	805,5	22,3	50	906,8	89
	1 m	7,3	138,8	20	0,3	37,4	1010,7	12,2	65,2	1125,9	90
	2m	4,5	221,5	44	0,1	99,9	153,1	17,3	73,8	345,4	44

A condutividade elétrica (CE) também aumentou com o aprofundamento do perfil, atingindo níveis extremamente elevados na subsuperfície de ambos os pontos. Esta característica tende acompanhar aos macronutrientes, que são mais elevados nas camadas inferiores, exceto o  $\text{Ca}^{2+}$  que esteve disponível na porção superficial, possivelmente em decorrência da presença de conchas, assim como visto por Hadlich et al., (2010) (Figura 64), corroborando aqui a condição de apicuns/salgado em planícies de supramaré (inundação marinha periódica) da área de estudo.

Figura 64 – Presença de biodetritos marinhos (conchas) onde foram amostrados perfis de solos a uma distância de 22 km da foz (Ponto 2) (5°12'16.26"S / 36°36'23.31"O).



A variação de sais em subsuperfície, sobretudo pelo excesso de sódio trocável, pode gerar problemas de permeabilidade, contribuindo para a inviabilidade do desenvolvimento florístico. Qualquer excesso de água causará o encharcamento na superfície do solo (DIAS et al., 2016), dificultando absorção de água e cátions nutrientes para as plantas. A movimentação de sais ao longo do perfil dos solos é acentuada pela demanda evapotranspirativa sobre as capilares dos solos (RIBEIRO et al., 2016), ou mesmo pelo transporte de sais proveniente do ambiente marinho adjacente, dado a tendência estuarina de baixo influxo.

A elevada CTC indica um ambiente de troca de cátions elevada, sobretudo condicionada pelo domínio do  $\text{Na}^+$ . Este macronutriente foi o dominante da área, em que os registros pontuais estão entre os mais expressivos já obtidos na superfície de áreas hipersalinas costeiras (Quadro 7).

Quadro 7 – Registros mais elevados de  $\text{Na}^+$  em ambientes hipersalinos.

Localização	$\text{Na}^+$ ( $\text{cmol/dm}^3$ )	Referência
Lagoa La Mata (Espanha)	155,6	Álvarez-Rogel et al., 2001
Golfo de Aqaba (Egito)	132,5	Attia, 2013
Estuário do Rio Pacoti (Brasil)	39,97	Albuquerque, 2015
Península Valdés (Argentina)	98,52	Alvarez et al., 2016
Estuário do Rio Coreaú (Brasil)	46,13	Item 7.3 desta pesquisa
Estuários-lagunares (Noroeste do Ceará – Brasil)	71,02	Item 7.3 desta pesquisa
Estuário do Rio Apodi/Mossoró (Brasil)	921,03	Item 8.2 desta pesquisa
Estuário do Rio Acaraú	97,92	Item 10.3 desta pesquisa
Estuário do Rio Piranhas/Assú (Brasil)	805,5	Este estudo

## 11.4 Conclusões

Houve diminuição significativa de apicuns/salgados e mangue/manguezais na área de estudo. Os apicuns/salgados foram sobretudo ocupados pela expansão de atividade salineira, conforme registrado entre os anos analisados. Os manguezais têm sua redução decorrente de casos de soterramento ou influência hipersalina.

Esta área é caracterizada pela sedimentação de domínio marinho. Os horizontes dos solos de apicuns associados ou não aos manguezais apresentam elevado teor de sais, com registros de Sódio entre os mais elevados em planícies de inundação, que inviabilizam a colonização por espécies florísticas, promovendo a expansão de extensas paisagens desérticas.

As melhores condições edafológicas para os manguezais, no que concerne a salinidade nos solos, tendem estarem próximo da desembocadura dos canais, embora a maior energia hidrodinâmica e aspectos morfosedimentares podem impactar negativamente ao seu desenvolvimento.

Portanto, em ambientes forçados pela hipersalinização devem ser planejadas ações de manejo e conservação dos ecossistemas naturais e artificiais, dado pela fragilidade natural, ainda que competem como importantes prestadores de serviços ecossistêmicos para as populações.

## **CAPÍTULO V - INDICADORES GLOBAIS DE SIMILARIDADE ENTRE AMBIENTES COSTEIROS SOB DOMÍNIO DA ARIDEZ E SEMIARIDEZ**

---

### **12. PRESSÕES, IMPACTOS, RESILIÊNCIA E SUSTENTABILIDADE NAS PLANÍCIES ESTUARINAS ÁRIDAS E SEMIÁRIDAS**

#### **12.1 Introdução**

Nas zonas tropicais a componente hidroclimatológica, associada ao contexto geológico e geomorfológico, condicionam os atributos dos solos, que são capazes de sustentar espécies florísticas adaptadas as condições salinas nas planícies de inundação estuarinas (TOMLINSON, 1986; VELDKORNET et al. 2015).

Em estuários tropicais, sob os regimes da aridez e semiaridez, predomina a baixa descarga fluvial na maior parte do ano, decorrente dos baixos índices pluviométricos (SAVENIJE; PAGES; 1992; KJERFVE et al., 1996; RIDD; STIEGLITZ, 2002; LARGIER, 2010; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016) e da construção de barramentos (PINHEIRO; MORAIS, 2010). Isto implica no avanço da intrusão salina, aumento do tempo de residência dos estuários, hipersalinização nos canais e planícies de inundação, redução da carga de sedimentos e nutrientes para a zona costeira (WOLANSKI et al., 1996; ALBER, 2002; MARINS et al., 2003; KITHEKA et al., 2004, ARAÚJO et al., 2006; VALENTIM, 2016; PRASAD, et al., 2018), sendo geradas condições adversas para o desenvolvimento florístico e da fauna.

Nos sistemas ambientais costeiros, os riscos também são provocados pelo adensamento populacional com diferentes modos de uso, por vezes ausentes de planos sustentáveis de gestão. As apropriações dos ambientes naturais são inerentes ao desenvolvimento humano. Na América, as grandes mudanças da paisagem começaram com a chegada de colonos europeus, por volta de 350 anos (BARENDREGT; SWARTH, 2013; COSTA et al., 2013; MEDEIROS et al., 2018c).

No entanto, diante dos efeitos das mudanças climáticas, para os dias atuais persiste o grande desafio de alcançar o desenvolvimento sustentável e a adaptação climática (BOESCH, 2002), sendo ratificada a importância de preservação dos serviços ecossistêmicos prestados por inúmeros sistemas ambientais.

As áreas úmidas costeiras desempenham significativas funções ambientais, no que concerne à fixação de gases de efeito estufa, tais como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, e N<sub>2</sub>O (CHMURA et al., 2003; GONZÁLEZ-ALCARAZ et al., 2012; DANIELA et al., 2013; KAUFFMAN et al., 2018; BREITHAUPT et al., 2019); e habitat de algumas espécies raras (ODUM, 1988; GOSS-CUSTARD; YATES, 1992). Especificamente nas áreas tropicais, associados aos estuários, os manguezais estão dentre as categorias dos sistemas ambientais costeiros que apresentam importantes funções para manutenção da alta diversidade biológica, estrutural e funcional da zona costeira (SCHAEFFER-NOVELLI, 1989; 2002).

Gasparinetti et al (2018) destaca a importância dos manguezais na manutenção do clima global. Estes são grandes depositários de carbono sequestrado da atmosfera (FONSECA; DRUMMOND, 2003; LEE et al., 2014; PALACIOS PEÑARANDA, et al., 2019). Costanza et al., (1997) ao quantificar o fornecimento de bens e serviços fornecidos à humanidade por 16 diferentes biomas da biosfera, estimou o valor econômico dos manguezais em cerca de US\$10 mil por hectare ao ano, totalizando uma quantia superior a US\$1,6 bilhões.ano<sup>-1</sup>, sendo os ecossistemas com maiores valores econômicos encontrados na literatura.

Embora a importância ecossistêmica dos manguezais, muitos estudos relatam as pressões exercidas, sobretudo na costa brasileira. Kauffman et al. (2018) afirmam que a conversão de mangues em tanques de camarão resultou em perdas de 58% - 82% de estoques de carbono em manguezais do Nordeste brasileiro, elevando o potencial médio de emissões de 1.390 Mg CO<sub>2</sub>/ha.

Nesse sentido, é importante a realização de pesquisas que possam mitigar o conflito dos diferentes modos de uso da terra e a disponibilidade de recursos, diante do desafio para alcançar o desenvolvimento sustentável e a adaptação climática dos ecossistemas costeiros (AHLHORN, 2018).

Com base no conjunto de informações adquiridas, a partir deste estudo e referenciais globais, esta pesquisa tem como objetivo discutir os aspectos associados aos impactos ambientais, resiliência e capacidade de adaptação das planícies estuarinas sob influência da aridez e semiaridez.

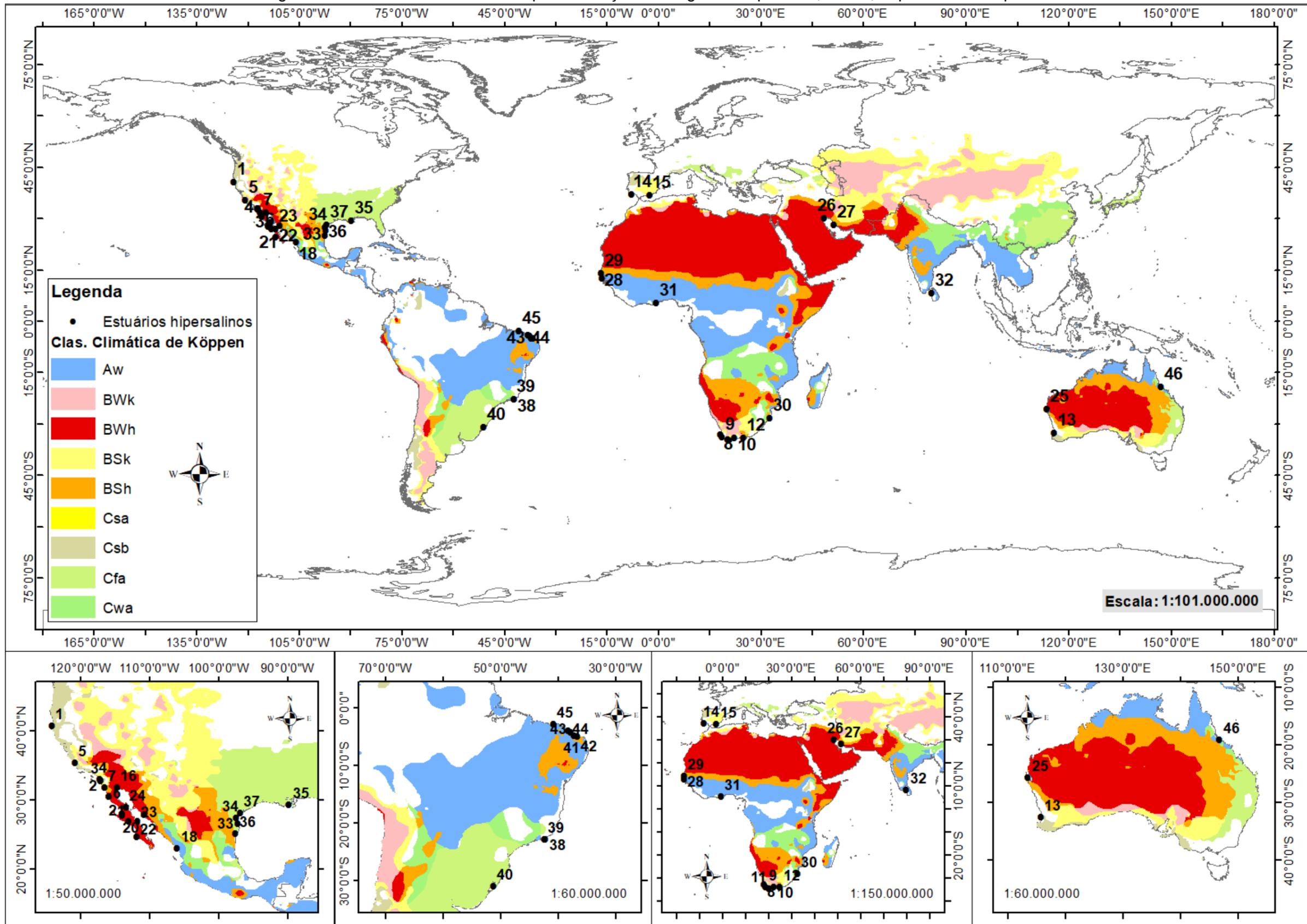
## 12.2 Efeitos da aridez e semiaridez na constituição de estuários hipersalinos

Os estuários, com base no balanço hídrico, podem ser classificados em três tipos: clássico (positivo), inverso (negativo) e de baixo influxo (VALLE-LEVINSON, 2010; 2011). Nos estuários positivos, também denominados de clássicos, ocorre a diluição das águas marinhas pelas descargas fluviais, uma vez que a descarga de água doce excede a perda por evaporação e estabelece o gradiente de densidade longitudinal e vertical (pela diferença de densidade) (CAMERON; PRITCHARD, 1963; MIRANDA et al., 2012). Os estuários reconhecidos como inversos (negativo) apresentam comportamento contrário aos positivos, visto que as perdas de águas continentais por evaporação são superiores às entradas de água pluviais e descargas fluviais, provocando variação longitudinal inversa da salinidade em relação aos estuários positivos, ou seja, a salinidade aumenta em direção ao continente. Os estuários de baixo influxo diferenciam-se dos negativos por possuírem uma pequena influência da descarga fluvial (da ordem de poucos  $m^3/s$ ), em que nos períodos de estio pode ocorrer uma zona máxima de salinidade (salt plug) (WOLANSKI, 1986; VALLE-LEVINSON, 2011).

Os estuários positivos são aqueles que tendem ocorrer com mais frequência nas médias e altas latitudes, onde as entradas de água doce pela descarga fluvial, chuva e derretimento de gelo excedem as perdas de água doce pela evaporação. Potter et al., (2010) e Miranda et al., (2012) consideraram que esta definição de estuários positivos não atende as perspectivas climáticas da maior parte dos litorais do Hemisfério Sul, sobretudo nas áreas sob condições áridas e semiáridas, onde é comum a ocorrência de hipersalinidade das águas e do solos.

Em regiões de clima semiárido, árido e mediterrâneo, tanto nas zonas térmicas temperadas e tropicais, os estuários negativos e de baixo influxo ganharam destaque nos estudos de Potter et al., (2010), Largier et al., (2010) e Valle-Levinson (2011). Nesse sentido, aqui foram identificados quarenta e três estuários com processos semelhantes aos observados no litoral setentrional, entre os estados do Rio Grande do Norte e Ceará (Figura 65). No Brasil os estuários de baixo influxo e negativos estão concentrados no Nordeste do Brasil. No contexto do Sudeste e Sul do país, se destacam as lagoas costeiras de Aruaruma (RJ) e Vermelha (RJ), e com alguns indicadores sazonais para a Lagoa dos Patos (RS).

Figura 65 - Estuários suscetíveis a hipersalinização nas regiões temperadas, áridas, tropicais e subtropicais.



<b>Costa Oeste de regiões temperadas: médias latitudes das costas Oeste são caracterizadas por clima mediterrâneo ou estuários em clima semiárido, com longos períodos de seca</b>				
<b>Código</b>	<b>Clima</b>	<b>Estuário</b>	<b>País</b>	<b>Referências</b>
1	Csb - Clima temperado úmido com verão seco e temperado (Clima mediterrânico)	Humboldt Bay	Estados Unidos	Chadwick et al., 1996; Largier et al., 1997
2	BSk – Clima semirárido frio	San Diego Bay		
3	BSk – Clima semirárido frio	Mission Bay		
4	BSk – Clima semirárido frio	Estuário Penasquitos		
5	Csb - Clima temperado úmido com verão seco e temperado (Clima mediterrânico)	Morro Bay	México	Zedler, 1983 Walter et al., 2018
6	BWk - Clima das regiões desérticas frias das latitudes médias ou de grande altitude	Bahia San Quint		
7	BSk – Clima semirárido frio	Estero Punta Banda	África do Sul	Alvarez-Borrego et al., 1975; Alvarez-Borrego et al., 1977; Chavez-de-Nishikawa; Alvarez-Borrego; Alvarez-Borrego 1982; Millan-Nunez et al., 1982; Camacho-Ibar et al., 2003 Christie, 1981; Day 1981; Largier et al., 1997
8	BSk – Clima semirárido frio	Langebaan		
9	Csb - Clima temperado úmido com verão seco e temperado (Clima mediterrânico)	Laguna Milnerton		
10	BSk – Clima semirárido frio	Kleinrivier		
11	BSk – Clima semirárido frio	Rio Heuningnes		
12	BSk – Clima semirárido frio	Rio Kromme		
13	Csb - Clima temperado úmido com verão seco e temperado (Clima mediterrânico)	Entrada Harvey	Austrália	Lukatelic; Mccomb, 1986; Hearn, 1998
14	BSk – Clima semirárido frio	Ria Formosa	Portugal	Mudge et al., 2008
15	BSk – Clima semirárido frio	Almeria	Espanha	Esteban; Finlay, 2003
<b>Costas áridas: latitudes mais baixas ao longo da Costa Oeste</b>				
16	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Rio Colorado	México	Hernandez-Ayon et al., 1993; Lavin et al., 1998 Valle-Levinson et al., 2011 Moore; Slinn, 1984 Postma, 1965 Winant; Velasco, 2003; Velasco; Winant, 2004 Alvarez-Borrego et al., 1975 Largier et al., 2010
17	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Guaymas Bay		
18	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Caimanero-Huizache		
19	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Laguna Guerrero Negro		
20	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Laguna Ojo de Liebre		
21	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Laguna San Ignacio		
22	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Magdalena Bay		
23	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Concepcion Bay		
24	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Los Angeles Bay.		
25	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Whale Shark		
26	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Khawr Al-Zubair	Iraque	Al-Ramadahn, 1988
27	BWh – Clima das regiões desérticas quentes de baixa latitude e altitude	Mond River Estuary	Iran	Hosseini et al., 2018
<b>Costas tropicais e subtropicais: ao longo de muitas costas de baixa latitude, o período chuvoso e vazão dos rios são limitados no verão, e podem ocorrer longos períodos de seca durante o inverno</b>				
28	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Cassamance	Senegal	Savenije; Pages, 1992 Pages; Debenay, 1987; Savenije; Pages 1992; Pages et al., 1995
29	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Rios Saloum		
30	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	St. Lucia	África do Sul	Begg, 1978
31	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Muni Lagoon	Gana	Gordon, 2000
32	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Lagoa Puttalam	Sri-Lanka	Arulananthan et al., 1995
33	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	Laguna Madre	Estados Unidos	Smith, 1988 Breux et al., 2019 Juarez et al., 2020
34	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	Baffin Bay		
35	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	Barataria Bay		
36	BSh - Clima semiárido quente	Laguna Madre de Tamaulipas	México	Ritter; Montagna, 1999
37	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	Baía Corpus Christi	Estados Unidos	
38	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Lagoa de Araruama	Brasil	Kjerve et al., 1996 Elias et al., 1997 Fernandes et al., 2005 Valle-Levinson; Schettini, 2016; Medeiros et al., 2018b Ramos e Silva; 2004. Soares, 2012 Schettini, et al., 2017 Pinheiro, 2003 Valentim, 2016
39	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Lagoa Vermelha		
40	Cfa - Clima temperado úmido com verão quente	Lagoa dos Patos		
41	BSh - Clima semiárido quente	Apodi/Mossoró		
42	BSh - Clima semiárido quente	Piranhas/Assú		
43	BSh - Clima semiárido quente	Pirangi		
44	BSh - Clima semiárido quente	Mal Cozinhado		
45	BSh - Clima semiárido quente	Coreaú		
46	Aw - Clima tropical com estação seca de inverno	Halifax Bay, Cleveland Bay e Bowling Green Bay	Austrália	Salamena et al., 2016

Fonte: Adaptado a partir da Classificação Climática global de Köppen-Geiger (1936) e Brasil (IBGE, 2018), sendo atualizadas as revisões de Largier (2010) para os estuários hipersalinos.

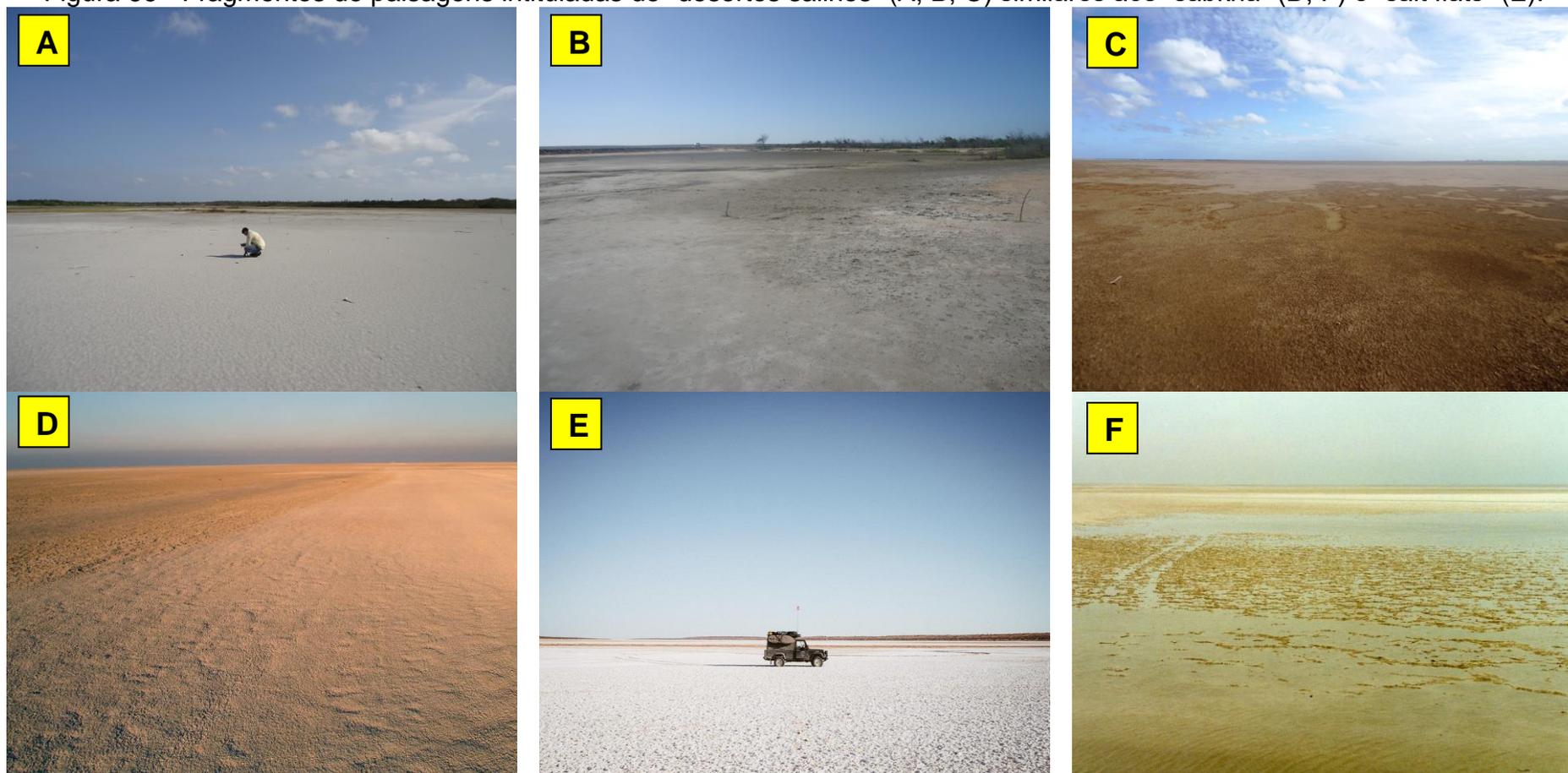
Algumas das planícies de inundação estuarinas do litoral semiárido do Brasil apresentam condições de hipersalinidade (MOREIRA et al., 1989; MENDES et al., 2008; COSTA et al., 2013; ALBUQUERQUE et al., 2014a; ALBUQUERQUE et al., 2014b; MEDEIROS et al., 2018a), sobretudo nos Rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú. Aspectos semelhantes foram descritas nos primeiros estudos científicos em ambientes hipersalinos do Oriente Médio, sob condições climáticas áridas, denominado "sabkhas" (CURTIS, et al., 1963; KENDALL, 1984; KENDALL; HARWOOD, 1996; AL-FARRAJ, 2005; COURT et al., 2017), onde ocorrem, semelhante a estes estuários, baixo aporte de sedimentos clásticos e altas taxas de evaporação que promovem a formação natural de crostas de sais.

Segundo Albuquerque (2015), na literatura internacional ambientes similares aos "sabkhas" recebem denominações de *tannes* (LEBIGRE, 2007), *saltflats* (RIDD; STIEGLITZ, 2002), *hipersaline tidal flats*, *supratidal flats* e *unvegetated flats* (HADLICH et al., 2009). No Brasil são ambientes relativos aos *apicuns* e *salgados*, que apresentam maior extensão no litoral do Nordeste, devido do clima semiárido (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; SHAEFFER-NOVELLI, 2002; HADLICH et al., 2008; ALBUQUERQUE et al., 2014).

Conforme registrado em outros capítulos desta tese, foram encontrados elevados teores de sódio ( $\text{Na}^+$ ) em todos os solos analisados, principalmente nos estuários do Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú. As altas concentrações de sódio são nocivas às plantas, resultando na impossibilidade de desenvolvimento de cobertura vegetal (MUNNS; TERMAAT, 1986; PENNING; CALLAWAY, 1992; MUNNS, 2002; LUGO et al., 2007; HOPPE-SPEER et al., 2011; PASCOALINI et al., 2014; MEDEIROS et al., 2018a).

No Rio Grande do Norte as planícies de inundação estuarinas são popularmente chamadas de "desertos salinos" (ANDRADE, 1995), sendo relativas às encontradas no Noroeste do Ceará, embora com menor abrangência espacial. Estas paisagens são semelhantes às existentes em parte do litoral do Egito (AREF et al., 1997; ATTIA et al., 2013), Espanha (ALVAREZ-ROGEL et al., 2001; GONZÁLEZ-ALCARAZ et al., 2014), Austrália (RIDD; STIEGLITZ, 2002), Emirados Árabes Unidos (AL FARRAJ, 2005; COURT et al., 2017), Argentina (PERILLO et al., 2003; ALVAREZ et al., 2016), e Argélia (CHENCHOUNI, 2017) (Figura 66).

Figura 66 - Fragmentos de paisagens intituladas de “desertos salinos” (A, B, C) similares aos “sabkha” (D, F) e “salt flats” (E).



Fonte: A - Estuário do Rio Acaraú (foto retirada por Regimário Pereira Lima Filho). B - Estuário do Rio Apodi/Mossoró (acervo do autor). C - Estuário do Rio Piranhas/Assú (acervo do autor). D - “Sabkha” nos Emirados Árabes Unidos (disponível em: <https://www.saltworkconsultants.com/abu-dhabi-sabkha-uae/>). E - “Salt flat” na Austrália (disponível em: [https://www.reddit.com/r/overlanding/comments/e4zd9y/salt\\_flat\\_in\\_the\\_simpson\\_desert\\_australian\\_outback/](https://www.reddit.com/r/overlanding/comments/e4zd9y/salt_flat_in_the_simpson_desert_australian_outback/)). F - “Sabkha” no Catar (disponível em: (<http://www.southampton.ac.uk/~imw/Visean-Evaporites.htm>)).

Como já reconhecido, as características hidroclimáticas condicionadas pela semiaridez, que em sinergia com outros fatores ambientais e antrópicos (geologia, geomorfologia, hidrografia, barragens, etc) contribuem para um regime hidrológico de baixo influxo, promovendo a hipersalinização nos canais estuarinos e planícies de inundação (SAVENIJE; PAGES; 1992; KJERFVE et al., 1996; RIDD; STIEGLITZ, 2002; LARGIER, 2010; VALLE-LEVINSON et al., 2001; VALLE-LEVINSON, 2011; VALLE-LEVINSON; SCHETTINI, 2016). Isto explica a existência das mais extensas planícies hipersalinas do Brasil no litoral setentrional do Rio Grande do Norte.

De acordo com INMET (2009) em Cabo Frio/RJ, o déficit entre precipitação e evaporação anuais é de apenas 68,9 mm/ano, enquanto que em Acaraú/CE, onde está situado o estuário do Rio Acaraú, este mesmo déficit é de 569,6 mm. Por outro lado, no litoral do Rio Grande do Norte o déficit é muito expressivo, uma vez que no município de Macau, área na qual se situa o estuário do Rio Piranhas/Assú, a deficiência de umidade na superfície é superior a 2000 mm/ano, e em Mossoró/RN o déficit é de 1201,6 mm/ano.

A área do estuário do Rio Acaraú apresenta consideráveis médias pluviométricas normais (1545,2 mm), embora sua bacia de drenagens esteja influenciada pela semiaridez. O comportamento pluviométrico de Macau e Mossoró é praticamente 1/3 do que é observado em Acaraú. Nas áreas do Rio Piranhas/Assú as normais pluviométricas são estimadas em 507,2 mm, e em Mossoró 787,9 mm.

Medeiros et al., (2018d) quantificou os efeitos da insuficiência e irregularidade pluviométrica, e elevada evapotranspiração, como as principais forçantes para o aumento de solos expostos, em detrimento da perda de 41,8% de vegetação entre os anos de 2012 a 2015 na área do estuário do Rio Piranhas/Assú.

### **12.3 Importância ambiental dos ecossistemas úmidos das planícies estuarinas tropicais**

Ao longo das planícies fluviomarinhas tropicais são abrigados os ecossistemas de manguezais e apicuns/salgados (denominação utilizada genericamente para ambientes hipersalinos no Brasil). Associado aos estuários, estes ecossistemas desempenham importantes serviços ambientais, como a atenuação dos efeitos de tempestades, produtos pesqueiros e qualidade da água.

A importância ecológica das áreas estuarinas tropicais deriva do repetitivo processo de fluxo energético entre seres vivos, sendo habitat escolhido por diversas espécies faunísticas, sobretudo aves migratórias que encontram nessa região alimentação fácil e abundante, e que fornecem condições favoráveis para abrigo e reprodução (ODUM, 1988; MASERO, 2003; LÓPEZ, 2010).

Os estuários são considerados zonas de transição ou ecótonos entre os ecossistemas marinhos e limnéticos, não tendo, contudo, seus aspectos mais importantes do ponto de vista físico e/ou biológico, características transicionais, mas exclusivas (ODUM, 1988). Uma região estuarina é caracterizada por inter-relações bióticas e abióticas, que envolve a dinâmica de intrusão das águas salobras e marinhas, a exportação de matéria orgânica produzida nos manguezais, e as interações com a fauna. Sua diversidade biológica não é tão acentuada, mas por suas características são considerados os ambientes mais produtivos do planeta terra (RICKLEFS, 2011).

Os ecossistemas desempenham serviços, que são os benefícios proporcionados direta e indiretamente (tangíveis e intangíveis) para o uso e bem estar humano (DE GROOT et al., 2002, 2010; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2011; COSTANZA et al., 2014; COSTA, 2017). Os serviços ecossistêmicos são divididos em quatro categorias: serviços de provisão, que são aqueles que geram fluxos de materiais ou produtos, diretamente utilizáveis pela sociedade; serviços de regulação, que são benefícios obtidos a partir da regulação natural de processos ecossistêmicos; os serviços de suporte promovem a existência de todos os outros serviços ecossistêmicos; e os serviços culturais são benefícios não materiais que pessoas obtêm a partir do contato e experiências com o ambiente natural (GASPARINETTI et al., 2018).

Sob esta perspectiva se enquadram diversos serviços prestados pelos manguezais, que ratificam estes ecossistemas pelo elevado valor econômico (COSTANZA et al., 2007; COSTANZA et al., 2014).

Dentre os serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelos manguezais, destaca-se o fornecimento de alimento (peixes, caranguejos, ostras e mariscos); de qualidade de água, através da recarga e manutenção da qualidade nos aquíferos; e matéria-prima (lenha) (BARBIER et al., 2008; GASPARINETTI et al., 2018).

Com relação aos serviços de regulação, são reconhecidos pela capacidade dos manguezais atuarem no controle de erosão e estabilização de estuários e litorais (SEEHUSEN et al., 2011; FONSECA; DRUMMOND, 2003; UNEP, 2014; MÁÑEZ et al., 2014), e proteção contra eventos extremos, como tempestades e enchentes (BARBIER et al., 2008; LEE et al., 2014). Em cenários de mudanças climáticas globais, os manguezais ratificam seus serviços de regulação, visto que são grandes depositários de carbono sequestrado da atmosfera (WALTERS et al., 2008; LEOPOLD et al., 2015; SANTOS et al., 2017; KAUFFMAN et al., 2018; PALACIOS PEÑARANDA, et al., 2019; FERREIRA et al., 2019), principalmente abaixo dos primeiros 30 cm de solo a partir da superfície (DONATO et al., 2011).

Nesse sentido, Pinheiro et al., (2019) investigando a dinâmica dos manguezais de sistemas estuarinos-lagunares associados das barras arenosas no litoral Noroeste do Ceará, estimaram a capacidade de estoque de carbono a partir da variação multitemporal da área recoberta por manguezais, entre os anos de 1985 a 2018. Os resultados mostraram que entre os anos de 1985 a 2018 houve um aumento geral de 166 hectares de área de manguezal (Figura 67). Com base em Kauffman et al., (2018), que quantificou o estoque médio de carbono de  $413 \pm 94$  Mg C/ha em manguezais do semiárido brasileiro, pode-se estimar um aumento de 68558 Mg na ciclagem de carbono na área de estudo (Tabela 15).

Figura 67 - Localização da área estudada por Pinheiro et al., (2019) (A) e variação de manguezais (pixels em tom vermelho escuro) entre os anos de 1985 a 2018 (B).

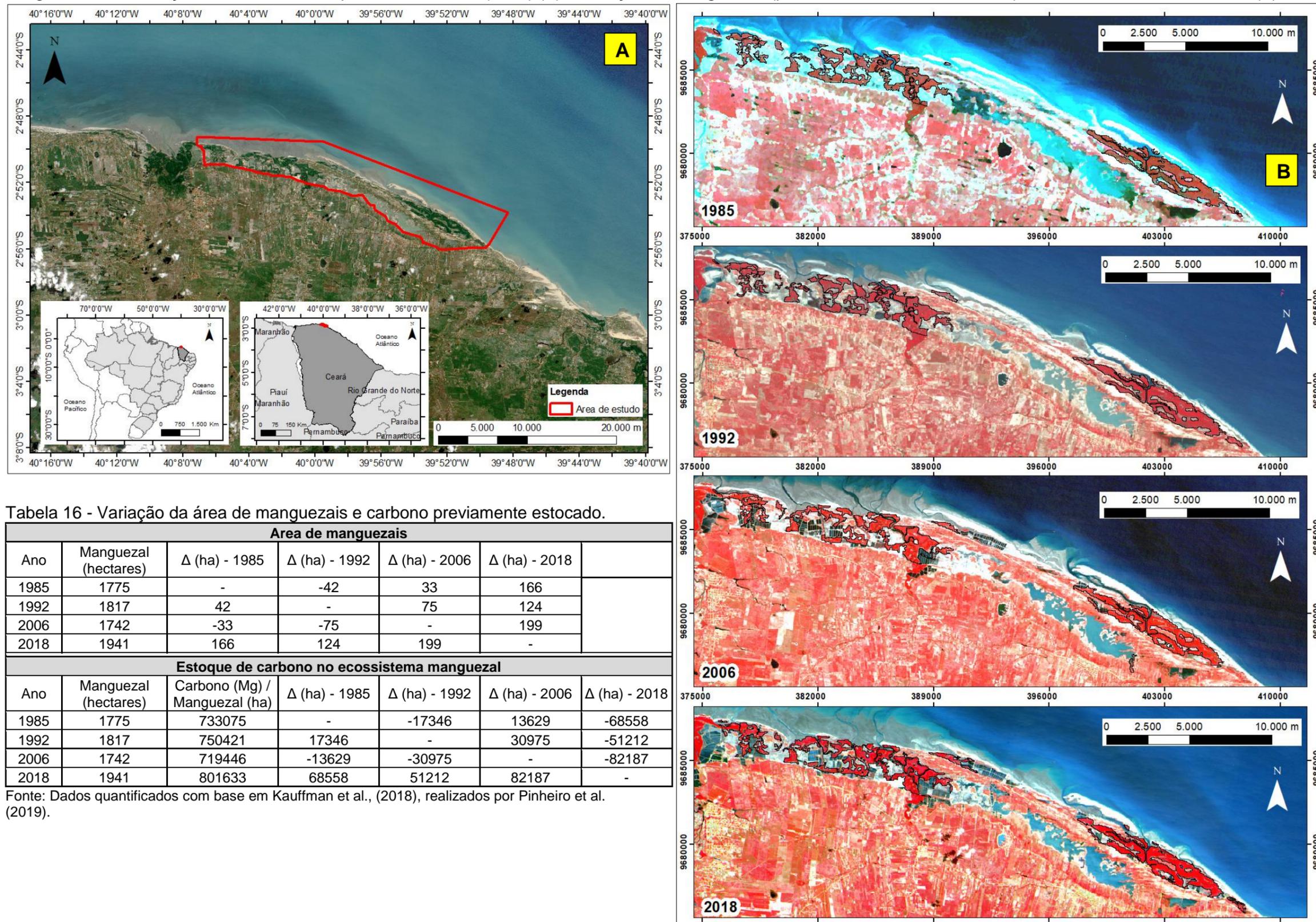


Tabela 16 - Variação da área de manguezais e carbono previamente estocado.

Área de manguezais						
Ano	Manguezal (hectares)	Δ (ha) - 1985	Δ (ha) - 1992	Δ (ha) - 2006	Δ (ha) - 2018	
1985	1775	-	-42	33	166	
1992	1817	42	-	75	124	
2006	1742	-33	-75	-	199	
2018	1941	166	124	199	-	

Estoque de carbono no ecossistema manguezal						
Ano	Manguezal (hectares)	Carbono (Mg) / Manguezal (ha)	Δ (ha) - 1985	Δ (ha) - 1992	Δ (ha) - 2006	Δ (ha) - 2018
1985	1775	733075	-	-17346	13629	-68558
1992	1817	750421	17346	-	30975	-51212
2006	1742	719446	-13629	-30975	-	-82187
2018	1941	801633	68558	51212	82187	-

Fonte: Dados quantificados com base em Kauffman et al., (2018), realizados por Pinheiro et al. (2019).

No entanto, o crescimento interanual de manguezais e a capacidade de carbono estocado não foi progressivo. Entre os anos de 1992 a 2006 houve uma perda de 75 hectares de manguezais, diante da expansão de atividades antropogênicas, no caso a conversão destes ecossistemas em carciniculturas, determinando a diminuição de estoque e maior liberação de gases de efeito estufa (KAUFFMAN et al., 2018). Acrescenta-se que os manguezais dessa área não são forçados pela elevada hipersalinização, quando comparados aos estuários do RN.

Os manguezais próximos de tanques de carciniculturas também podem ser impactados por efluentes, através de mudanças na biogeoquímica do solo, como pelo enriquecimento de N e P e o aumento de gases com efeito de estufa dos solos, como atestam pesquisas realizadas no Brasil (LACERDA, et al, 2006; NÓBREGA et al., 2013; SUÁREZ-ABELENDÁ; et al., 2014; NÓBREGA et al., 2016) e a salinização dos solos, como observado no México por Cardoso-Mohedano et al., (2018).

No entanto, embora das pressões antrópicas, os manguezais também se destacam pelos serviços ecossistêmicos de suporte e culturais (GASPARINETTI et al., 2018). Com relação aos suportes, tem-se que estes ecossistemas são habitat para diversos seres vivos e realizam ciclagem de nutrientes (SEEHUSEN et al., 2011; UNEP, 2014). A UNEP op cit., descreve a importância cultural, recreativa, ao ecoturismo e espiritual dos manguezais.

Gasparinetti et al., (2018), ao realizar compilação de estudos, apresentou valores de alguns dos principais serviços ecossistêmicos prestados pelos de manguezais (Quadro 8).

Quadro 8 - Compilação de valores estimados de serviços ecossistêmicos realizados pelos manguezais diferentes regiões tropicais do mundo.

Valores gerais	Valor estimado	Referências
Manguezais de países em desenvolvimento	US\$ 33.000- 57.000/ha/ano	UNEP, 2014
Valor médio de manguezais da Austrália	US\$ 17.000/ha/ano	UNEP, 2014
Valor econômico total dos serviços ecossistêmicos fornecidos por manguezais	US\$ 57.000/ha/ano	WWF, 2015
Valor econômico total médio de manguezais de todo o mundo	US\$ 475-1675/ha/ano	Ronnback, 1999
Tratamento de efluentes (Shayhang - China)	US\$ 850/ha/ano	Tong et al, 2007
Tratamento de efluentes, pesca e turismo (Estuário de Potengi/RN - Brasil)	US\$ 27.500ha/ano	Souza; Silva, 2011
Produtos pesqueiros e florestais em parque nacional na (Índia)	US\$ 107/ano/unidade familiar	UNEP, 2014
Pesca, turismo e valor de existência (Cananéia/SP - Brasil)	US\$ 4.741/ha/ano	Seehusen et al., 2011

Fonte: Revisão de diversos estudos realizados por Gasparinetti et al., (2018).

Os apicuns estão situados em terrenos marginais e mais elevados que os manguezais, podendo estar associados ou não, uma vez que nos “desertos salinos” (ANDRADE, 1995) do Rio Grande do Norte ocorrem extensas planícies estuarinas ausentes de qualquer tipo de cobertura vegetal adjacente às margens dos canais (MEDEIROS et al., 2018a). Os ecossistemas de apicuns possuem menor diversidade faunística, quando comparados aos ecossistemas adjacentes, como os estuários e manguezais, que são ricos do ponto de vista biológico (SCHAEFFER-NOVELLI, 2005; ALBUQUERQUE et al., 2014a).

Os apicuns quando não dominados por elevadas concentrações de sais, também podem desempenhar importantes serviços ambientais (e.g. fornecimento de alimentos, ciclagem de nutrientes, filtro de contaminantes, armazenamento de sedimentos, regulação climática local, abrigo de animais e controle de inundações) (ZEDLER; KERCHER, 2005; SUN et al., 2018; MENG et al., 2019).

Em cenários de mudanças climáticas globais, os efeitos aos ambientes costeiros são adversos. Alguns pesquisadores afirmam sobre a importância dos apicuns como áreas de refugio dos manguezais, em caso de aumento do nível do mar (SCHAEFFER-NOVELLI, 2005; SCHMIDT et al., 2013. ALBUQUERQUE, 2015).

Entretanto, acredita-se aqui que este prognóstico não deve ser generalizado. É provável ocorrer à expansão das planícies hipersalinas para regiões que apresentam a sinergia entre os seguintes aspectos: a) ambientes forçados por condições semiáridas e áridas; b) baixa contribuição das bacias de drenagem; c) estuários importadores de sedimentos por ação das forçantes marinhas e/ou por efeitos neotectônicos; d) com transporte de aerossóis facilitado pelas elevadas taxas de temperatura e evapotranspiração.

Essa conjuntura de fatores propriamente permitiu a gênese dos apicuns ao longo do Holoceno, em função da última transgressão marinha. A elevação do nível do mar resultou na movimentação sedimentológica no ambiente costeiro, provocando o entalhamento dos vales, dando origem às várzeas (apicuns), que passaram a ser invadidas apenas durante as grandes marés (MEIRELES et al., 2005). Por consequência, se tornaram hipersalinas, ao nível de não ser toleradas pelas espécies halófitas de mangue e muito menos por vegetais glicófitos (WALSH, 1974; SILVA et al., 2005). Nesse sentido, os solos de apicuns tendem não serem fortemente impactados pelo aumento do nível do mar (VELDKORNET, et al., 2015).

Com base em outras discussões, o aquecimento global poderá promover a expansão dos manguezais para altas latitudes (SAINTILAN; ROGERS, 2014; JENNERJAHN et al., 2017; LACERDA et al., 2019), uma vez que as áreas temperadas podem experimentar temperaturas mais elevadas, próximas do limiar médio de temperatura do ar para distribuição de mangue a 19°C, ou onde a média da temperatura mensal do ar mais fria não fique abaixo de 13°C (MACNAE, 1963). No entanto, esta é uma hipótese balizada para locais de transição entre ambientes costeiros das regiões temperadas e subtropicais, como visto na África do Sul por Quisthoudt et al., (2013) e Veldkornet et al., (2015).

No Brasil, os apicuns do litoral setentrional do Rio Grande do Norte desde o início da colonização portuguesa serviram para a instalação da atividade salineira (CASCUDO, 1955; CARVALHO JÚNIOR; FELIPE, 1982; ROSADO; ROSADO, 1987; ANDRADE, 1995; KATINSKY, 1995; TRINDADE; ALBUQUERQUE, 2005; VITA et al., 2007; SANTOS, 2010; COSTA et al., 2013), semelhante ao que aconteceu na Austrália, China, França, Grécia, Índia, Itália, Israel, México, Espanha e outros países (BAAS-BECKING, 1931; COPELAND, 1967; EVANS, 1970; KENDALL, 1984; AL FARRAJ, 2005; KENDALL; HARWOOD, 1996; OREN, 2003; 2009; KOROVISSIS; LEKAS, 2009; COSTA et al., 2014). Outros Estados do Brasil possuem salinas em menor extensão territorial (e.g. Ceará, Piauí e Rio de Janeiro).

É importante destacar que atualmente as salinas solares não são apreciadas apenas pela representatividade econômica/industrial. Existe um consenso desde as décadas passadas que as salinas solares são importantes áreas úmidas, com processos ecológicos e características biológicas, devido a presença de biota proveniente dos manguezais e estuários adjacentes, devendo de ser protegidas internacionalmente, pois apresentam elevada fragilidade frente aos processos naturais e às intervenções humanas na zona costeira, sobretudo em cenários atuais dos efeitos das mudanças climáticas globais (DAVIS, 2000, 2009; JAVOR, 2002; ZHILI et al., 2002; MASERO, 2003; KOROVISSIS; LEKKAS, 2006; COLEMAN, 2009; OREN, 2009; ORTIZ-MILAN, 2009; RAHAMAN et al., 2009; LÓPEZ et al., 2010; MODASSIR; ANSARI, 2011; HERBERT et al., 2018; LOSADA, et al., 2019).

Conforme estudos de De Medeiros Rocha et al., (2009), De Medeiros Rocha (2011), Costa et al., (2014) e Soares et al., (2018), as salinas brasileiras apresentam uma série de serviços ambientais prestados, no que concerne aos

serviços de regulação, habitat de espécies, serviços culturais e de aprovisionamento.

De Medeiros Rocha (2012) descreve o funcionamento do ecossistema salina no Brasil, com rica biota associada ao gradiente de salinidade, com características semelhantes aos relatos de outras localidades no mundo (BAULD, 1981; DAVIS; GIORDANO, 1996; VIEIRA; AMAT, 1997; OREN, 2003). Estes ecossistemas são parte de uma rede de habitats para a resiliência da biodiversidade costeira, devido o transporte e a magnitude da conectividade potencial proporcionada entre as aves migratórias das áreas litorâneas, como constatado na Europa por Herbert et al., (2018).

Nesse sentido, destaca-se o uso secular de planícies costeiras para atividades salineiras em várias regiões do mundo, sob condições ambientais semelhantes. No entanto, devem ser planejadas ações de manejo e gestão para minimizar os possíveis impactos que podem ocorrer, sobretudo quando dos momentos de instalação desses empreendimentos/ecossistemas artificiais, de tal maneira para garantir a lisura sustentável da atividade.

Esta indicação se insere ao contexto geral de ocupação litorânea, diante dos casos de uso e ocupação realizados desordenadamente, sem qualquer planejamento sustentável, que determinou na intensa extração da vegetação (mangues e espécies nativas) e poluição dos recursos hídricos (GRASSO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1999; MEIRELES, 2007; BARBIER et al., 2008; AHLHORN, 2018; KAUFFMAN et al., 2018; LACERDA et a., 2019).

#### **12.4 Qual o caminho para a sustentabilidade em planícies estuarinas hipersalinas?**

Os ecossistemas costeiros estão sendo largamente degradados nas últimas décadas. Há preocupação com os efeitos das alterações climáticas nos estuários e áreas úmidas adjacentes (TABOT; ADAMS, 2013; WASSON et al., 2013; VELDKORNET et al., 2015), assim como pela própria segurança alimentar das pessoas que residem, sobretudo nas áreas litorâneas.

Esta questão está associada ao fato das pressões exercidas pelos diferentes modos de ocupação dos litorais, proveniente de que mais de um terço da população humana global vive nas zonas costeiras e em pequenas ilhas, que juntas

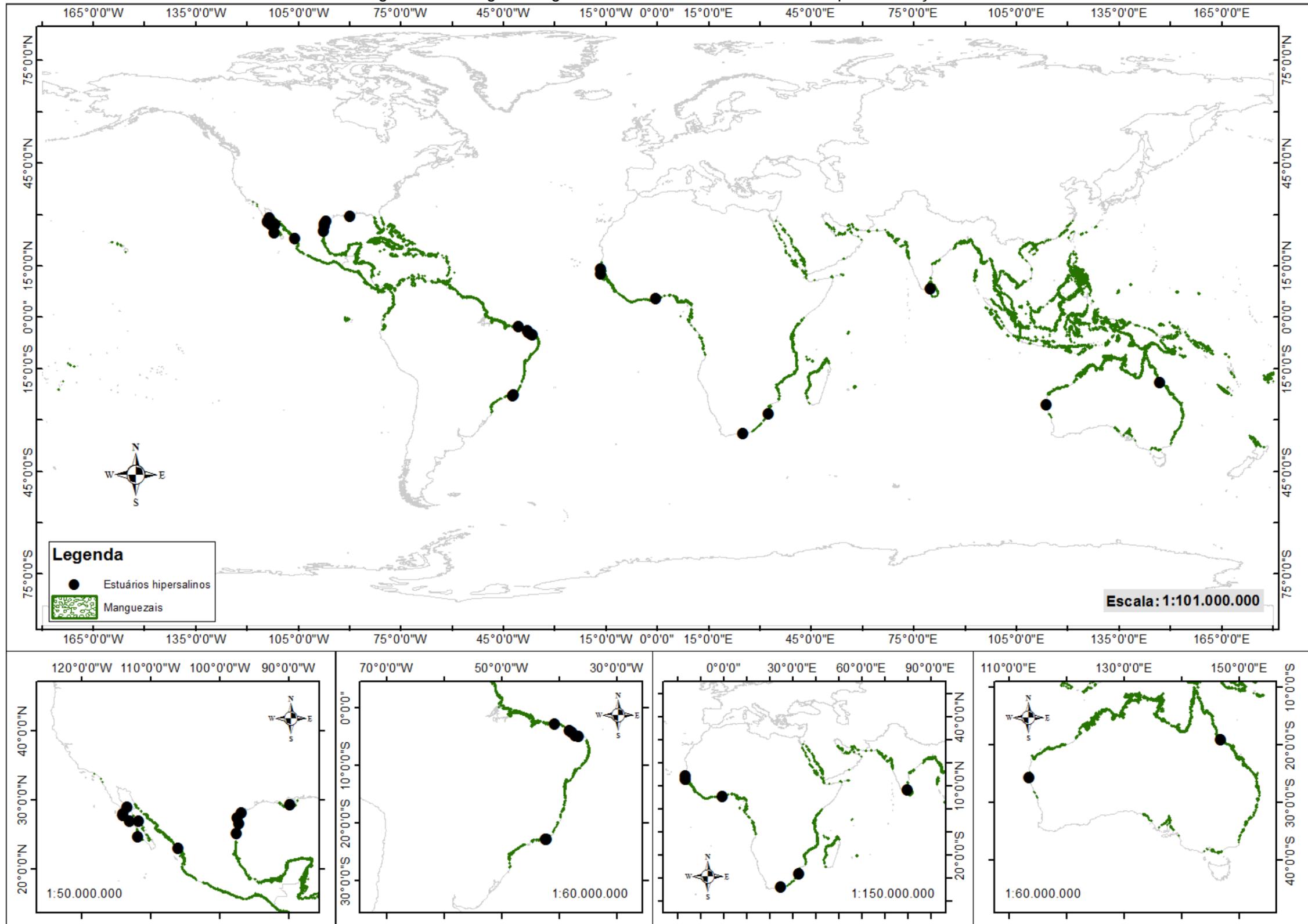
constituem apenas 4% da área terrestre do planeta, fazendo com as densidades de população costeira seja quase três vezes ao das áreas interiores, e ainda estão dobrando exponencialmente (BARBIER et al., 2008).

As zonas costeiras tropicais apresentam ecossistemas extremamente frágeis, com diferentes modalidades de ocupação humana, ausentes de planejamento sustentável, comprometendo a capacidade de suporte dos ambientes (RICKLEFS, 2011; MEDEIROS, 2016). A fragilidade destes ambientes pode provir desde o ponto de vista natural, sobretudo quando forçadas pelas condições áridas e semiáridas, que podem promover a hipersalinização estuarina, restringindo ao desenvolvimento dos manguezais e estressando-os quanto à capacidade de desempenhar funções ecológicas importantes (TOMLINSON, 1986; PASCOALINI et al., 2014; HOSSAIN; NURUDDIN, 2016) (Figura 68).

Sob a perspectiva da funcionalidade integrativa entre as características dos sistemas ambientais hipersalinos e dos sistemas econômicos que estão inseridos, a compreensão da dinâmica de uso e ocupação do solo e das respectivas implicações/relações das atividades antrópicas com os ambientes, torna-se substancial para que sejam pensadas ações de manejo e gerenciamento dos ecossistemas.

Estas alternativas podem promover a preservação dos recursos naturais oferecidos, permitindo condições resilientes para que os ecossistemas possam proporcionar os serviços que os seres humanos querem e precisam (MCLUSKY; ELLIOT, 2004; BARBIER et al., 2008; RICKLEFS, 2011).

Figura 68 - Manguezais globais sob estuários suscetíveis a hipersalinização.



Fonte: Adaptado a partir de mapeamento de manguezais por Giri et al., (2005; 2010); UNEP-WCMC (2011).

Barbier et al., (2008) afirma que os serviços ecossistêmicos prestados mudam linearmente com variáveis críticas do habitat, tais como tamanho (por exemplo, área). Nesse sentido, ratifica-se a importância da preservação das áreas estuarinas, incluindo os recursos hídricos, manguezais, apicuns e ecossistemas artificiais instalados (e.g. salinas solares).

Este é “um caminho” que necessita da implantação e atendimento de políticas socioambientais específicas para cada ecossistema. Exalta-se então o alvitre da academia ao bem estar das populações, quando da possibilidade de desenvolvimento de tecnologias e metodologias para mitigação dos impactos aos ambientes pelo diferentes modos sustentáveis para produção econômica.

## **12.5 Conclusões**

Diversos ambientes estuarinos globais apresentam condições hipersalinas, devido às baixas contribuições fluviais, como reflexo hidroclimático da aridez e semiaridez. Os ecossistemas presentes, quando suscetíveis à hipersalinização apresentam elevada fragilidade, podendo prover para a constituição de paisagens desérticas. Os diferentes modos de uso e ocupação podem acentuar o problema ambiental, ao ponto de restringir a capacidade de resiliência das áreas úmidas estuarinas, que prestam importantes serviços ecossistêmicos.

Na costa setentrional do Rio Grande do Norte, existem extensas planícies de inundação estuarina hipersalinas. Historicamente estas áreas foram ocupadas para instalação de empreendimentos salineiros, que funcionam como importantes ecossistemas artificiais úmidos, e que permitem a conectividade global de espécies. É um processo semelhante ao que aconteceu sobre outras planícies hipersalinas do mundo, em que a qualificação e mensuração dos serviços ambientais são objetos de estudos nas últimas décadas.

Em tempos de mudanças climáticas globais, é recorrente a preocupação com os efeitos prejudiciais à segurança humana, sobretudo daqueles que residem nas áreas litorâneas. Portanto, exalta-se a importância da realização de pesquisas que possam identificar a resiliência e capacidade de suporte ambiental, como estratégia precedente a implantação de medidas sustentáveis ao uso dos ambientes costeiros, a fim de proteger integralmente os ecossistemas naturais e artificiais presentes.

### 13. CONCLUSÕES GERAIS SOBRE A INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NAS PAISAGENS ESTUARINAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

---

A hipótese testada nesta pesquisa foi comprovada com base no delineamento da influência da salinidade na constituição da dinâmica de paisagens fragmentadas em manguezais, apicuns/salgados e até desertos hipersalinos, ao longo dos estuários do litoral semiárido brasileiro. Os estuários locais são caracterizados pelo domínio marinho nos processos hidrodinâmicos e morfodinâmicos, tornando-os vulneráveis ao aumento da salinidade, diante da forte demanda evapotranspirativa do semiárido.

Entretanto, as particularidades de relevo, drenagens e balanço hidroclimático deficiente, propiciam a gênese distinta das paisagens estuarinas categorizadas pelos atributos físico-químicos dos solos. As condições hipersalinas são acentuadas em estuários da costa setentrional do Rio Grande do Norte, em detrimento aos estuários do litoral Noroeste do Ceará.

As planícies hipersalinas holocênicas decorrem de três condições: 1) estágio momentâneo, presente internamente nas áreas de manguezais, que podem ser colonizadas pelos mangues em caso de condições pedogenéticas favoráveis (sobretudo quando da hipersalinidade não elevada), ratificando aos casos de conexão entre apicuns/salgados e manguezais; 2) recobrimento de um antigo ambiente de manguezal por sedimentos arenosos, proveniente dos ambientes costeiros e marinhos adjacentes, apresentando elevada salinidade na superfície ou mesmo na subsuperfície; 3) ambientes desconectados dos manguezais, estando presentes em áreas mais internas aos estuários, ou por vezes próximo das desembocaduras, onde as condições hipersalinas não permitem a fixação de mangue, podendo apresentar paisagens desérticas.

No Brasil as planícies hipersalinas são chamadas de apicuns/salgados. No entanto, este é um termo generalizado para ambientes que sucedem ou não aos manguezais. Na costa setentrional do Rio Grande do Norte, as elevadas concentrações de sais nas planícies de inundação testemunham a desconetividade espacial dos apicuns/salgados aos manguezais, no que concerne à categorização de outro sistema ambiental, que popularmente é chamado de “deserto salino”, de

paisagem e contexto evolutivo semelhante ao encontrado nas planícies de inundação hipersalinizadas de regiões áridas.

Os registros médios das amostragens espaciais e pontuais de sais, sobretudo de Sódio e Magnésio nas planícies estuarinas dos rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú estão entre os mais elevados já registrados no mundo. Esta conformação ratifica o interesse secular de expansão das atividades salineiras nestas áreas, que além do aspecto econômico, funcionam como importantes ecossistemas artificiais úmidos. As salinas podem ser enquadradas pela sustentabilidade aos ambientes litorâneos fragilizados pela hipersalinidade, pois permitem a conectividade global de espécies e prestam diversos serviços ambientais.

O Sódio é o nutriente mais abundante nos estuários semiáridos brasileiros. Este é o principal nutriente responsável por restringir o desenvolvimento dos manguezais, para a formação de áreas de apicuns/salgados ou até mesmo atingindo a formação de extensões completamente desprovidas de vegetação. Por outro lado, este elemento é importante para limitar a expansão de vegetais glicófitos para as zonas estuarinas, sendo possivelmente tolerado pelos manguezais em até  $40 \text{ cmol/dm}^3$ , como visto no estuário do Rio Acaraú.

Nas planícies de inframaré e intermaré, as contínuas inundações permitem maior lavagem dos sais, controlando o aumento da concentração. Quando das inundações periódicas nas supramaré, a concentração de sais tende elevar ao ponto de limitar a expansão transversal e longitudinal do mangue nos estuários, ou até mesmo de vegetais herbáceos halófitos, gerando extensas planícies desprovidas de cobertura vegetal. Nos ambientes de baixa energia, a deposição de finos favorece a concentração dos sais.

Os sais derivados dos elevados lençóis freáticos emergem a superfície e ao longo dos horizontes dos solos, decorrente da insuficiência e irregularidade das chuvas, associado das altas taxas de evapotranspiração potencial. Por consequência, contribuem para as condições de deposição evaporítica nas planícies estuarinas e sistemas lacustres, como visto nas áreas estuarinas dos Rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú. Embora da relativa disponibilidade elevada de sais, entre estuários de planícies e sistemas estuarinos-lagunares a condição morfológica é determinante para processos de oxidação, liviamento e solubilidade dos nutrientes.

Em cenários de aumento do nível médio do mar, proveniente do aquecimento global, tende implicar na expansão de sal para os vales estuarinos. Nos estuários áridos e semiáridos, o baixo influxo é incipiente ao processo de diluição dos sais nas planícies inundáveis, provocando prováveis condições de expansão de áreas hipersalinizadas estuários acima.

Este é um contraponto a alguns prognósticos que generalizam os manguezais na ocupação de terrenos de apicuns em toda zona tropical. A fragmentação dos manguezais está, sobretudo associada à temperatura e salinidade, o aumento destas variáveis restringem ao desenvolvimento destes ecossistemas. Nesse sentido, a expansão de manguezais sobre apicuns e ambientes correlacionáveis, é compreendida para as áreas costeiras de transição entre regiões temperadas e subtropicais. Nos litorais semiáridos esta condição torna-se restrita as desembocaduras dos canais, diante dos processos de lavagens diária de sais nos compartimentos de inter e inframaré.

Diante das mudanças climáticas globais, é recorrente a preocupação dos efeitos à segurança humana. O avanço científico sobre a categorização dos ambientes, identificação das fragilidades e reconhecimento aos usos sustentáveis, vão elucidar na identificação da resiliência e capacidade de suporte dos ambientes. Esta é uma estratégia fundamental para a preservação de áreas úmidas costeiras, dado a importância destes ambientes ao apoio à vida, cumprindo funções ecológicas fundamentais, constituindo-se em recursos de grande importância econômica, científica e cultural.

Portanto, ratifica-se o uso de atributos pedológicos, associados ao contexto geológico, geomorfológico, hidroclimático, de cobertura vegetal e usos antrópicos em planícies de inundação. Estas informações quando modeladas estatisticamente e sob sistemas de informações georreferenciadas, permitem ao avanço da classificação destes ambientes, contribuindo para adoção de estratégias de melhor uso e ações de preservação/conservação dos sistemas ambientais associados.

#### 14. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SÁBER, A. N. **O domínio morfoclimático semiárido das caatingas brasileiras**. São Paulo: USP-Instituto de Geografia. nº 20, 39p. 1974.

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AL-FARRAJ, A. An evolutionary model for sabkha development on the north coast of the UAE. **Journal of Arid Environments**, v. 63, p. 740–755, 2005.

ALBER, M. A. conceptual model of estuarine freshwater inflow management. **Estuaries**, v. 25(68), p. 1246- 1261, 2002.

ALBUQUERQUE, A. G. B. M.; FERREIRA, T. O.; CABRAL, R. L.; NÓBREGA, G. N.; ROMERO, R.E.; MEIRELES, A.J.A.; OTERO, X.L. Hypersaline tidal flats (Apicum ecosystems): The weak link in the tropical wetlands chain. **Environmental Reviews**, 2014a.

\_\_\_\_\_, A. G. B. M.; FERREIRA, T. O.; NÓBREGA, G. N.; ROMERO, R. E.; SOUZA JUNIOR, V. S.; MEIRELES, A. J. A.; OTERO, X. L. Soil genesis on hyper Saline tidal flats (apicum ecosystem) in a tropical semiarid estuary (Ceará, Brazil). **Soil Research**, 2014b.

\_\_\_\_\_, A. G. B. M. **Pedogênese e evolução de solos de apicum em clima tropical semiárido**. 2015. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição das Plantas) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Solos e Nutrição das Plantas. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

ALMEIDA, F. F. M.; HASUY, Y.; BRITO NEVES, B. B.; FUCK, R.. Províncias Estruturais Brasileiras. **Proceedings of Simposio de Geologia do Nordeste**, 1977.

AHLHORN, F. **Integrated Coastal Zone Management**. Status, Challenges and Prospects. Wiesbaden, Springer Vieweg, 2018.

ALVARENGA, A. S.; MORAES, M. F. **Utilização de imagens LANDSAT – 8 para caracterização da cobertura vegetal**. 2014. Disponível em <<http://mundogeo.com/blog/2014/06/10/processamento-digital-de-imagens-landsat-8-para-obtencao-dos-indices-de-vegetacao-ndvi-e-savi-visando-a-caracterizacao-da-cobertura-vegetal-no-municipio-de-nova-lima-mg/>>. Acesso em 26 de março de 2017.

ALVAREZ-BORREGO, S.; BALLESTEROS-GRIJALVIA, G.; CHEE-BARRAGAN, A. Estudio de algunas variables físico químicas superficiales en Bahía San Quintín, en verano, otoño e invierno. **Ciencias Marinas**, v.2, p.1–9, 1975.

ALVAREZ-BORREGO, S.; ACOSTA-RUÍZ, M. J. J.; LARA-LARA, R. Hidrología comparativa de las bocas de dos antiestuarios de Baja California. **Ciencias Marinas**, v.4 , p.1-11, 1977.

ALVAREZ-BORREGO, J.; ALVAREZ-BORREGO, S. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. **CalCOFI Reports**, 23, 188-197, 1982.

ÁLVAREZ – ROGEL, J.; ORTIZ SILLA, R.; ARIZA, F. A. Edaphic characterization and soil ionic composition influencing plant zonation in a semiarid Mediterranean salt marsh. **Geoderma**, p. 81-98, 2001.

ÁLVAREZ – ROGEL, J.; CARRASCO, L.; MARÍNA, C. M.; MARTÍNEZ – SÁNCHEZ, J. J. Soils of a dune coastal salt marsh system in relation to groundwater level, microtopography and vegetation under a semiarid Mediterranean climate in SE Spain. **CATENA**, v. 69, n. 2, 2007.

ALVAREZ, M. P.; CAROL, E.; BOUZA, P. J. Precipitation/dissolution of marine evaporites as determinants in groundwater chemistry in a salt marsh (Península Valdés, Argentina). **Marine Chemistry**, p 35–42, 2016.

ALVES, A. B. **Estuário do rio Acaraú: impactos ambientais e implicações na qualidade dos recursos hídricos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2008.

AL-HAWIJA, B. N.; PARTZSCH, M.; HENSEN, I. Effects of temperature, salinity and cold stratification on seed germination in halophytes. **Nord. J. Bot.**, v. 30, p. 627–634, 2012.

AL-RAMADAHN, B. M. Residual fluxes of water in an estuarine lagoon. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v.26, p. 319-330, 1988.

AMARO, V. E.; MARCELINO, A. M. T.; VITAL, H.; RAMOS E SILVA, C. A.; CORTÊZ, A. A. Diagnóstico e Vulnerabilidade Ambiental dos Estuários do Litoral Norte e seus Entornos. In: Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA. **Projeto Zoneamento Ecológico-Econômico dos Estuários do Estado do Rio Grande do Norte e seus Entornos**, Natal/RN: SUGERCO/IDEMA, 2002. (Relatório Final).

AMARO, V. E.; COSTA, B. C. P. Identificação fitofisionômica através de imagens orbitais híbridas do LANDSAT5-TM e do RADARSAT-1 em manguezais do litoral setentrional do Rio Grande do Norte. **Revista de Geologia**, v.25, p. 115-127, 2012.

ANDRADE, M. C. O território do sal: a exploração do sal marinho e a produção do espaço geográfico no Rio Grande do Norte. Mossoró. **Coleção Mossoroense**, v. 848, 1995.

ANDRADE, R.; DEL'ARCO SANCHES, I.; VICTORIA, D. C.; FURTADO, A. L. Análise de metodologias para correção atmosférica e estimativa do albedo da superfície usando imagens Landsat 5, TM. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3., 2010, Cáceres. **Anais** [...]. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária; São José dos Campos: Inpe, 2010, p. 133-141.

ANGELIM, L. A. A. (Org.). **Geologia e recursos minerais do estado do Rio Grande do Norte**: escala 1:500.000. Recife: CPRM; FAPERN, 2006.

AQUINO, R. E; CAMPOS, M. C. C; MARQUES JUNIOR, J; OLIVEIRA I. A; TEXEIRA, D. B; CUNHA, J. M. Use of Scaled Semivariograms in the Planning Sample of Soil Physical Properties in Southern Amazonas, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p.31-39, 2015.

ARAÚJO, J. C. de; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques**, v.51, 2006.

AREF, M. A. M; ATTIA, O. E. A.; WALI, A. M. A. Facies and depositional environment of the Holocene evaporites in the Ras Shukeir area, Gulf of Suez, Egypt. **Sedimentary Geology**, p. 123-145, 1997.

AREF, M. A. M.; BASYONI, M. H.; BACHMANN, G. H. Microbial and physical sedimentary structures in modern evaporitic coastal environments of Saudi Arabia and Egypt. **Facies**, v. 60, p. 371 – 388, 2014.

ARMITAGE, A. R.; HIGHFIELD, W. BRODY, S. D.; LOUCHOUAM, P. The Contribution of Mangrove Expansion to Salt Marsh Loss on the Texas Gulf Coast. **Plos One**, 2015.

ARULANANTHAN, K.; WIYERATNE, M. S.; RYDBERG, L.; CEDERLOEF, U. Water exchange in a hypersaline tropical estuary, the Puttalam Lagoon, Sri Lanka. **Ambio**, v.24, p. 438-443, 1995.

ATTIA, O. Sedimentological characteristics and geochemical evolution of Nabq sabkha, Gulf of Aqaba, Sinai, Egypt. **Arab J Geosci**, 2013.

BAAS-BECKING, L. G. M. Historical notes on salt and salt-manufacture. **Scientific Monthly**, v. 32, p. 434-446, 1931.

BANG, J. H.; BAEB, J. H.; LEEA, M. J. Plant distribution along an elevational gradient in a macrotidal salt marsh on the west coast of Korea. **Aquatic Botany**, v. 147, p. 52-60, 2018.

BARBIER, E. B.; et al. Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. **Science**, 2008.

BARENDREGT, A.; SWARTH, C. W. Tidal freshwater wetlands: Variations and changes. **Estuaries and Coasts**, v 36, p. 445–456, 2013.

BASEGGIO, G. The Composition of Sea Water and Its Concentrates. *In*: Fourth Symposium on Salt, 1973, Houston, Texas, EUA. **Anais [...]**. Houston, 1973.

BAULD, J. Occurrence of benthic microbial mats in saline lakes. **Hydrobiologia**, v. 81, 1981.

BAYLY, I. A. E. The general biological classification of aquatic environments with special reference to those of Australia. En: WEATHERLEY, A. H. (ed.) **Australia island water and their fauna**: eleven studies. Nat. Univ. Press. Camberra, 1967.

BEGG, G. **The Estuaries of Natal**. Natal Town and Regional Planning Report. v. 41, 1978.

BENNETT, S. J.; BARRETT-LENNARD, E. G.; COLMER, T. D. Salinity and waterlogging as constraints to saltland pasture production: a review. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 129, p. 349–360, 2009.

BERKOWITZ, J. F.; VANZOMEREN, C. M.; PIERCY, C. D.; WHITE, J. R. Evaluation of coastal wetland soil properties in a degrading marsh. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 311–317, 2018.

BERLATO, M. A.; MOLION, L. C. B. **Evaporação e evapotranspiração**. Porto Alegre: IPAGRO/Secretaria de Agricultura, 1981. (Boletim Técnico 7).

BERTANI, R. T.; COSTA, I. G.; MATOS, R. M. D. Evolução tectono-sedimentar estilo estrutural e habitat do petróleo da Bacia Potiguar. *In*: RAJA GABAGLIA G. P.; MILANI E. J (Ed.). **Origem e evolução de bacias sedimentares**. Rio de Janeiro, PETROBRAS, p. 291-301, 1990.

BEZERRA FILHO, F. A. A. **Sistemas estuarinos de Torrões e Porto dos Barcos, Itarema (Ceará, Brasil): um olhar a partir da percepção ambiental**. 2017. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2017.

BEZERRA, F. H. R.; BARRETO, A. M. F.; SUGUIU, K. Holocene sea-level history on the Rio Grande do Norte State coast, Brazil. **Marine Geology**, 2003.

BIGARELLA, J. J. **Contribuição ao estudo da planície litorânea do Estado do Paraná. Boletim Geográfico**. (Transcrição de Arquivos de Biologia e Tecnologia. Instituto de Biologia e Pesquisas Tecnológicas. Curitiba, 1946). v.1. n. 55, p. 747-779, 1947.

BIGARELLA, J. J.; SUGUIO, K.; BECKER, R. D. **Ambiente fluvial**: ambientes de sedimentação, sua interpretação e importância. Associação de Defesa e Educação Ambiental. Curitiba: Editora da UFPR, 1979.

BIGARELLA, J. J. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, p. 65-110. 2001.

BIRKELAND, P. W. **Soil and Geomorphology**. New York: Oxford University, 1984.

BOCKHEIM, J. G.; GENNADIYEV, A. N.; HAMMER, R. D.; TANDARICH, J. P. Historical development of key concepts in pedology. **Geoderma**, v.124, p.23–36, 2005.

BOESCH, D. F. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient overenrichment of coastal ecosystems. **Estuaries**, v. 25, p. 886–900, 2002.

BORNMAN, T. G.; ADAMS, J. B.; BATE, G. C. Response of a hypersaline saltmarsh to a large flood and rainfall event along the west coast of southern Africa. **Estuar. Coast. Shelf Sci**, v. 87, p. 378–386, 2010.

BOUCHARD, V.; LEFEUVRE, J. C. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. **Aquat. Bot.**, v. 67, p. 23–42, 2000.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)> Acesso em 19 junho de 2017.

BREAUX, N.; LEBRETON, B.; PALMER, T. A.; GUILLOU, G.; BESERES POLLACK, J. Ecosystem resilience following salinity change in a hypersaline estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 25, 2019.

BREITHAUPT, J.L.; SMOAK, J.M.; SANDERS, C.J. Spatial Variability of Organic Carbon, CaCO<sub>3</sub> and Nutrient Burial Rates Spanning a Mangrove Productivity Gradient in the Coastal Everglades. **Ecosystems**, v. 22, p. 844–858, 2019.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. A. **Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework**. Victoria: Blackwell Publishing, 2005.

BURLING, M. C.; IVEY, G. N.; PATTIARATCHI, C. B. Convectively driven exchange in a shallow coastal embayment. **Continental Shelf Research**, 19, 1599-1616, 1999.

BURNS, S. F.; TONKIN, P. J. Soil-geomorphic models on the spatial distribution and development of alpine soils. *In*: THORN, C. E. ed. **Space and Time in Geomorphology**. London: Allen Unwin, 1982.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAMARA G; SOUZA R. C. M.; FREITAS U. M.; GARRIDO J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, p. 395-403, 1996.

CAMACHO-IBAR, V. F.; CARRIQUIRY, J. D.; SMITH, S. V. Non-conservative P and N fluxes and net ecosystem production in San Quintin Bay, Mexico. **Estuaries**, v. 26, p. 1220-1237, 2003.

CAMERON, W. M.; PRITCHARD, D. W. ESTUARIES. *In*: HILL, M. N. (Eds.). **The Sea – Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas**. New York: Interscience, 1963.

CARDOSO-MOHEDANO, J. G. et al. Sub-tropical coastal lagoon salinization associated to shrimp ponds effluents. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 203, p. 72 – 79, 2018.

CARVALHO JÚNIOR, V; FELIPE, J. L. A. **Introdução à história do sal**. Natal: Terra e Sal, n. 2, 1982.

CASCUDO, L. C. **História do Rio Grande do Norte**. Rio de Janeiro: Ministério da Educação e Cultura, 1955.

CASTRO, A. F.; SOUTO, M. V. S.; AMARO, V. E.; VITAL, H. Desenvolvimento e aplicação de um banco de dados geográficos na elaboração de mapas da morfodinâmica costeira e sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo em áreas costeiras localizadas no Estado do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, 2003.

CAVALCANTE, J. C.; VASCONCELOS, A. M.; GOMES, F. E. M. **Mapa geológico do Estado do Ceará**: escala 1:500.000. Fortaleza: MME/CPRM/Governo do Estado do Ceará/ Secretaria de Recursos Hídricos, 2003.

CHADWICK, D. B.; LARGIER, J. L.; CHENG, R. T. 1996. The role of thermal stratification in tidal exchange at the mouth of San Diego Bay. In: Buoyancy Effects on Coastal and Estuarine Dynamics. D. G. Aubrey and C.T. Friederichs (eds). **Coastal and Estuarine Studies**, v. 53, p. 155-174, 1996.

CHARLTON, R. **Fundamentals of Fluvial Geomorphology**. London: Routledge, 2007.

CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; VASCONCELOS, A. C. F.; LEÃO, A. B. Avaliação da salinidade dos Neossolos dos perímetros irrigados de São Gonçalo e Engenheiro Arcoverde, PB. **Agropecuária Técnica**, v.26, n.1, p.15-21, 2005.

CHAVEZ-DE-NISHIKAWA, A. G.; ALVAREZ-BORREGO, S. Hidrologia de Bahia San Quintin en invierno y primavera. **Ciencias Marinas**, p.31-62, 1974.

CHENCHOUNI, H. Edaphic factors controlling the distribution of inland halophytes in an ephemeral salt lake “Sabkha ecosystem” at North African semi-arid lands. **Science of the Total Environment**, p. 660–671, 2017.

CHMURA, G. L.; ANISFELD, S. C.; CAHOON, D. R.; LYNCH, J. C. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. **Global Biogeochem. Cy.**, v. 17, p. 182–195, 2003.

CHRISTIE, N. D. Primary production in Langebaan Lagoon. In: **Estuarine Ecology Day**. Rotterdam: Balkema, p. 101–115, 1981.

COLARES, M. C. S; PINHEIRO, L. S; MENEZES, M. O. B; MORAIS, J. O. Caracterização sedimentar do canal do estuário do Rio Coreaú, Estado do Ceará, Brasil. **Arq. Ciên. Mar**, p. 5 – 12. 2016.

COLEMAN, M. J. Carbon Sequestration in Benthic Mats of Solar Ponds. *In: 9th International Symposium on Salt. Anais [...]*. Beijing: Gold Wall Press, 2009, p. 765-775.

CONACHER, A.J.; DALRYMPLE, J.B. The nine unit landsurface model: an approach to pedogeomorphic research. **Geoderma**, London, n. 18. p. 1-154, 1977.

COPELAND, B. J. Environmental characteristics of hypersaline lagoons. **Texas University Contributions to Marine Science**, 1967.

COSTA, D. F. S.; MEDEIROS, D. H. M.; DE MEDEIROS ROCHA, R. Breve revisão sobre a evolução histórica da atividade salinera no Estado do Rio Grande do Norte (Brasil). **Rev. Sociedade & Natureza**, v. 25, p. 21 – 34, 2013.

\_\_\_\_\_, D. F. S.; GUEDES, D. R. C.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; BARBOSA, J. E. L.; SOARES, A. M. V. M.; LILLEBO, A. I. Influência de macroaspectos ambientais na produção de sal marinho no litoral semiárido do Brasil. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 31, 2014.

\_\_\_\_\_, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; BARBOSA, J. E. L.; SOARES, A. M. V. M. ; LILLEBO, A. I. Análise dos serviços ambientais prestados pelas salinas solares. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 41, p. 206-220, 2014a.

\_\_\_\_\_, D. F. S.; BARBOSA, J. E. L.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; SOARES, A. M. V. M.; LILLEBO, A. I. Multifactorial analysis of the geochemical characterization in a brazilian hypersaline floodplain. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v.18, 2014b.

\_\_\_\_\_, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Rev. Mercator**, v. 13, p. 119-126, 2014c.

\_\_\_\_\_, D. F. S.; MEDEIROS, D. H. M.; COSTA, R. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. O sal de ontem e as salinas de hoje - análise da produção de sal marinho no Rio Grande do Norte. *In: ALBANO, G.P.; ALVES, L.S.F.; ALVES, A.M. (Org.). Capítulos de Geografia do Rio Grande Norte*. Imprensa Oficial do Rio Grande do Norte e CCHLA-UFRN, Natal/RN, v. 2, p. 55-91, 2015.

\_\_\_\_\_, D. F. S. Serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais do Rio Grande do Norte (nordeste do Brasil). *In: XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 2017, Campinas. Anais [...]*. Campinas: SBGFA, 2017.

COSTA, F. H. S.; PETTA, R. A.; LIMA, R. F. S.; MEDEIROS, C. N. Determinação da vulnerabilidade ambiental na Bacia Potiguar, região de Macau (RN), utilizando Sistemas de Informações Geográficas, **Revista Brasileira de Cartografia**, 2006.

COSTANZA, R. D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN CORREIA, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, 2014.

COURT, W. M.; PAUL, A.; LOKIER, S. W.; The preservation potential of environmentally diagnostic sedimentary structures from a coastal sabkha. **Marine Geology**, p. 1 – 18, 2017.

CURTIS, R.; EVANS, G.; KINSMAN, D. J. J.; SHEARMAN, D. J. Association of dolomite and anhydrite in the recent sediments of the Persian Gulf. **Nature**, v. 197, p. 679-680, 1963.

CRUZ, W. B; MELO, F. A. F. **Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil**. Recife: SUDENE, 1968.

DALE, P.; KNIGHT, J.; BREITFUSS, M.; RADKE, L; ROGERS, K. 2007. **Saltmarsh and saltflat areas**. Oz Coast – Information about Australia’s estuaries and coasts. Disponível em: <[http://www.ozcoasts.org.au/indicators/changes\\_saltmarsh\\_area.jsp](http://www.ozcoasts.org.au/indicators/changes_saltmarsh_area.jsp)> Acesso em: 10 out. 2016.

DANIELA, I.; DE GRANDPRE, M.; FARÍAS, L. Greenhouse gas emissions from the Tubul–Raqui estuary (central Chile 36°S). **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v.134, p. 31–44, 2013.

DAVIS, J. S. Structure, function, and management of the biological system for seasonal solar saltworks, **Global Nest Journal**, v. 2, n. 3, p. 217-226, 2000.

\_\_\_\_\_, J.; GIORDANO, M. Biological and physical events involved in the origin, effects, and control of organic matter in solar saltworks. **Int. Journal of Salt Lake Res.**, v. 4, 1996.

\_\_\_\_\_, J. S. Solar Saltworks: salt manufacture from an environmentally friendly industry. In: 2<sup>nd</sup> International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks, 2009, Merida, Mexico. **Anais** [...]. Mérida: 2009.

DAY, J. H. **The nature, origin, and classification estuaries**. In: Day, J.H. (Ed.), *Estuarine Ecology: With Particular Reference to Southern Africa*. Rotterdam: Balkema, p. 1-6, 1981.

DE GROOT, R. S.; WILSON, A. M.; BOUMANS, R. M. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

DE GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 260-272, 2010.

DE MEDEIROS ROCHA, R.; COSTA D.F.S.; LUCENA FILHO, M.A. Tropical solar salt works - influence and challenges in the coexistence with traditional populations in the brazilian northeast região. In: 9th Inter. Symposium on Salt, 2009, Beijing, China. **Anais** [...]. Beijing: Gold Wall Press, v. A, p. 877-881, 2009.

\_\_\_\_\_, R. **Fatores determinantes na estratégia de cultivo de *Asteromonas gracilis* Artari (Chlorophyceae, Dunaliellales)**. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Rede Nordeste de Biotecnologia, Universidade Tiradentes, Aracajú, 2011.

\_\_\_\_\_, R.; COSTA, D. F.; MEDEIROS D. H. M. Brazilian solar saltworks – ancient uses and future possibilities. **Aquatic Biosystems**, v. 8, p. 1 – 8, 2012.

DENDOOVEN, L.; ALCÁNTARA – HERNÁNDEZ, R. J.; VALENZUELA-ENCINAS, C.; LUNA-GUIDO, M.; PEREZ-GUEVARA, F.; MARSCH, R. Dynamics of carbon and nitrogen in an extreme alkaline saline soil: A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 6, p. 865-877, 2010.

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F.; SOUZA, E. R.; FERREIRA, J. F. S.; NETO, O. N. S.; QUEIROZ, Í. S. R. **Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade**. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C.F. Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza: INCTSal, 2016. Cap. 11, p. 151-162.

DINIZ, M. T. M. **Condicionantes socioeconômicas e naturais para a produção de sal marinho no Brasil: as particularidades da principal região produtora**. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2013.

DINIZ, M. T. M.; PEREIRA, V. H. C. Climatologia do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil: sistemas atmosféricos atuantes e mapeamentos de tipos de clima. **Bol. Goiano. Geografia**, v. 35, p. 488 – 506, 2015.

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P. Porque o nordeste produz sal marinho? Estudo analógico do potencial do clima. **Caderno de Geografia**, v. 26, 2016.

DIONNE, J. C. Towards a more adequate definition of the St. Lawrence estuary. **Zeitschr. f. Geomorph.**, v. 7, n. 1, p. 36-44, 1963.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

DONATO, D. C.; KAUFFMAN, B.; MURDIYARSO, D.; KURNIANTO, S.; STIDHAM, M.; KANNINEM, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, p.293-297, 2011.

DUKE, N. C.; BALL, M. C.; ELLISON, J. C. Factors influencing in mangroves biodiversity and distributional gradients. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 7, 1998, p. 27-47.

DYER, K. R. **Estuaries - A Physical** Introduction. Chichester: John Wiley & Sons, 2. ed., 1997.

ELIAS, V. O.; DE BARROS, A. M. A.; DE BARROS, A. B.; SIMONEIT, B. R. T.; CARDOSO, J. N. Sesquiterpenoids in sediments of a hypersaline lagoon: a possible algal origin. **Organic Geochemistry**, p. 721 – 730, 1997.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro. Centro Nacional de Pesquisa de Solo/EMBRAPA, 1997.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999.

Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

ENGELS, J. G.; RINK, F.; JENSEN, K. Stress tolerance and biotic interactions determine plant zonation patterns in estuarine marshes during seedling emergence and early establishment. **J. Ecol.**, v. 99, p. 277–287, 2011.

ESTEBAN, G. F.; FINLAY, B. J. Cryptic freshwater ciliates in a hypersaline lagoon. **Protist**, v. 154, p. 411–418, 2003.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTRELLES, E.; BIONDI, E.; GALIÈ, M.; MAINARDI, F.; HURTADO, A.; SORIANO, P. Aridity level, rainfall pattern and soil features as key factors in germination strategies in salt-affected plant communities. **J. Arid Environ.**, v. 117, p. 1–9, 2015.

EVANS, G. Coastal and nearshore sedimentation: a comparison of clastic and carbonate deposition. **Geological Society of London**, v. 81, p. 493–506, 1970.

FAO. Food and Agriculture Organization of ONU. World Reference Base for Soil Resources. **World Soil Resources Report**. Rome: FAO, 2006.

FAIRBRIDGE, R. W. 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: Olausson E and Cato I (Eds), **Chemistry and biogeochemistry of estuaries**. New York: J Wiley & Sons, p. 1-35.

FERNANDES, E. H. L.; DYER, K. R.; MOLLER, O. O. Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon. **Journal of Coastal Research**, v. 21, ed. 4, p.759-769, 2005.

FERREIRA, D. M.; MELO, J. V.; COSTA NETO, L. X. FERREIRA, D. M.; MELO, J. V.; COSTA NETO, L. X. Influência da carcinicultura sobre a salinização do solo em áreas do município de Guamaré/RN. **Holos**, 2008.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; SOUZA JUNIOR, V. S.; VITAL-TORRADO, P.; FIRME, L. P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system

in Southeast Brazil (São Paulo). **Journal of Soil and Sediments**, v. 10, n. 6, p. 995-1006, 2010.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; MENDONÇA, E. S. The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: a case study in Northeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 2019.

FLETCHER, C. H.; VAN PELT, J. E.; BRUSH, G. S.; SHERMAN, J. Tidal wetland record of Holocene sea-level movements and climate history. **Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.**, v 102, p. 177–213, 2013.

FONSECA, S. M. E.; DRUMMOND, J. A. Reflorestamento de manguezais e o valor do resgate para o sequestro de carbono atmosférico. **História, ciências, saúde – Manguinhos**, v. 10, p.1071-1081, 2003.

FONSECA, V. P. **Estudos morfotectônicos na área do baixo curso do rio Açu (Açu-Macau), RN**. 1996. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996.

FROTA, F. F.; PAIVA, B. P.; SCHETTINI, C. A. Intra-tidal variation of stratification in a semi-arid estuary under the impact of flow regulation. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 1, 2013.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, 2010.

GRASSO, M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Economic valuation of mangrove ecosystems. In: MAY, P.H. (org.) **Natural resource valuation and policy in Brazil: methods and cases**. Nova York: Columbia Univ. Press, 1999.

GRIGIO, A. M.; AMARO, V. E.; DIODATO, M. A.; CASTRO, A. F. Determination of indices of multiple and Multiple Weighted Geodiversity of landscape of the Piranhas-Assu river, Rio Grande do Norte – Brazil. **Journal of Coastal Research**, p. 1668 – 1671, 2011.

GASPARINETTI, P.; JERICÓ-DAMINELLO; SEEHUSEN, S. E.; VILELA, T. **Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense**. Disponível em: <[https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/PORT\\_DP\\_Os\\_valores\\_dos\\_servicos\\_ecossistemicos\\_dos\\_manguezais\\_brasileiros\\_Abr\\_2018.pdf](https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/PORT_DP_Os_valores_dos_servicos_ecossistemicos_dos_manguezais_brasileiros_Abr_2018.pdf)>. Acesso em 02 jan. 2020.

GOMES, F. H.; KER, J. K.; FERREIRA, T. O.; MOREAU, A. M. S. S.; MOREAU, M. S. Characterization and pedogenesis of mangrove soils from Ilhéus-BA, Brazil. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 47, n. 4, p. 599-608, 2016.

GONZALEZ-ALCARAZ, M. N.; EGEA, C.; JIMENEZ-CARCELES, F. J.; PARRAGA, I.; MARIA-CERVANTES, A.; DELGADO, M. J.; ALVAREZ-ROGEL, J. Storage of

organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil–plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. **Geoderma**, v. 185, p. 61–72, 2012.

GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N.; JIMÉNEZ-CÁRCELES B. F. J.; ÁLVAREZ C. Y.; ÁLVAREZ-ROGEL, J. Gradients of soil salinity and moisture, and plant distribution, in a Mediterranean semiarid saline watershed: a model of soil–plant relationships for contributing to the management. **CATENA**, 2014.

GORDON, C. Hypersaline lagoons as conservation habitats: Macro-invertebrates at Muni Lagoon, Ghana. **Biodiversity and Conservation**, v. 9, p. 465-478, 2000.

GOSS-CUSTARD, J.; YATES, M. Towards predicting the effect of salt-marsh reclamation on feeding bird numbers on the Wash. **J. Appl. Ecol.**, p. 330–340, 1992.

GUL, B.; HAMEED, A.; WEBER, D. J.; KHAN, M. A. Assessing seed germination responses of great basin halophytes to various exogenous chemical treatments under saline conditions. In: KHAN, M. A.; BOËR, B.; ÖZTURK, M.; CLÜSENER-GODT, M.; GUL, B.; BRECKLE, S. W. (Eds.), **Sabkha Ecosystems Volume V: The Americas**. Springer International Publishing, 2016, p. 85–104.

GUTTIEREZ DE VELASCO, G.; WINANT, C. D- and density-driven circulation in a well-mixed inverse estuary. **Journal of Physical Oceanography**, v. 34, p.1103-1116, 2004.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. Apicuns: aspectos gerais, evolução recente e mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.10, p.13 - 20, 2009.

HADLICH, G. M.; CELINO, J. J.; UCHA, J. M. Diferenciação físico-química entre apicuns, manguezais e encostas na Baía de Todos os Santos, nordeste do Brasil. **Geociências**, v.29, p.633 - 641, 2010.

HADLICH, G. M.; GARCIA, K. S.; ANDRADE, C. L. N.; UCHA, J. M. Estrutura da vegetação na transição apicum-manguezal e indicações de alterações ambientais. **Caderno de Geociências**, v. 12, n. 1-2, p. 69-76, 2015.

HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M.B. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 575–594, 2011.

HANSEN, D. V.; RATTRAY, M. New dimensions on estuarine classification. **Limnology and Oceanography**, p.319-326, 1966.

HARDLE, W.; SIMAR, L. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. 2ª Ed. Berlin: Springer, 2007.

HARLEMAN, D. R. F.; ABRAHAM, G. **One-Dimensional Analysis of Salinity Intrusion in the Rotterdam Waterway**. Delft: Hydraulics Laboratory, 1996.

HAZIN, F. H. V (Org.). **Meteorologia e Sensoriamento Remoto, Oceanografia Física, Oceanografia Química e Oceanografia Geológica**. Programa Revizee – Score Nordeste. Fortaleza: Editora Martins & Cordeiro, 2009.

HEARN, C. J. Application of the Stommel model to shallow Mediterranean estuaries and their characterization. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, p. 10391-10404, 1998.

HERBERT, R. J. H.; et al. Artificial coastal lagoons at solar salt-working sites: A network of habitats for specialised, protected and alien biodiversity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1 – 16, 2018.

HERNANDEZ-AYON, J. M.; GALINDO-BECT, M. S.; FLORES-BAEZ, B. P.; ALVAREZBORREGO, S. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 37, p. 593-602, 1993.

HOPPE-SPEER, S. C. L.; ADAMS, J. B.; RAJKARAN, A.; BAILEY, D. The response of red mangrove *Rhizophora mucronata* Lam. to salinity and inundation in South Africa. **Aquatic Botany**, v. 95, p. 71–76, 2011.

HOSSAIN, M. D.; NURUDDIN, A. A. Soil and Mangrove: A Review. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, p. 198-207, 2016.

HOSSEINI, S. T.; CHEGINI, V.; SADRINASAB, M.; SIADATMOUSAVI, S. M. Temperature, salinity and water-age variations in a tidal creek network, Bushehr Port, Iran. **Journal of Coastal Conservation**, 2018.

HUANG, L. B.; BAI, J. H.; WANG, Q. G.; HUANG, C.; LIU, P. P.; XIAO, R. Simulation of changes in some soil properties as affected by water level fluctuation in an inland salt marsh. **Procedia Environmental Sciences**, 2012.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p. 295-309, 1988.

HUGGETT, R.J. Soil landscape system: a model of soil genesis. **Geoderma**, n.13, v.1,1-22, 1975.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vocabulário de Recursos Naturais e Meio Ambiente**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2004.

\_\_\_\_\_. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2007, 316 p.

\_\_\_\_\_. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa do semiárido brasileiro**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão / IBGE, 2007.

\_\_\_\_\_. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2009, 182 p.

\_\_\_\_\_. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Clima do Brasil 1:500.000**. Disponível em: [http://dados.gov.br/dataset/cren\\_climadobrasil\\_5000](http://dados.gov.br/dataset/cren_climadobrasil_5000). Acesso em: 10 de jan. de 2020.

IDEMA. Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Zoneamento Ecológico-Econômico dos Estuários do Estado do Rio Grande do Norte: estuário Galinhos-Guamaré/RN (Relatório final)**. Natal, 2002.

IDEMA. Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Perfil do Rio Grande do Norte**. Natal, 2012.

INMET. Instituto Brasileiro de Meteorologia. **Normais climatológicas do Brasil 1961-1990**, Brasília, 2009.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Ceará em Mapas**. Fortaleza, 2007.

IPPEN, A. T.; HARLEMAN, D. R. F. One-dimensional analysis of salinity intrusion in estuaries. **Technical bulletin**, 5, Committee on Tidal Hydraulics, Corps of Engineers, U.S. Army, 1961.

JENNERJAHN, T.C.; GILMAN, E.; KRAUSS, K.W.; LACERDA, L.D.; NORDHAUS, I.; WOLANSKI, E. Mangrove ecosystems under climate change. In.: RIVERA-MONROY, V.; LEE, S. Y.; KRISTENSEN, E.; TWILLEY, R. R. (Eds.). **Mangrove Ecosystems: a Global Biogeographic Perspective – Structure, Function and Services**. New York Springer Publishing Company, 2017, p. 211-244

JAVOR, B. J. Industrial microbiology of solar salt production. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v. 28, p. 42–47, 2002.

JOLLIFFE, I. T. Discarding variables in a principal component analysis. I. Artificial data. **Appl. Stat., London**, v.21, n.2, p.160-173, 1972.

JOSHI, H.; GHOSE, M. Forest structure and species distribution along soil salinity and pH gradient in mangrove swamps of the Sundarbans. **Tropical Ecology**, v. 44, n. 2, p. 197-206, 2003.

JUAREZ, B.; VALLE-LEVINSON, A.; CHUNYAN, L. B. Estuarine salt-plug induced by freshwater pulses from the inner shelf. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 232, 2020.

KAMPF, N.; CURI, N. Formação e evolução do solo (Pedogênese). In: KER, J.C. et al., **Pedologia: Fundamentos**. Viçosa: SBCS, 2012.

KAUFFMAN, J. B. et al. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecol. Evol.**, V 8, p. 5530–5540, 2018.

KATINSKY, J. R. Sistemas construtivos coloniais. Notas sobre Mineração no Brasil Colonial. In: VARGAS, M. (Org.). **História da Técnica e da Tecnologia**. São Paulo: UNESP, p. 99-101, 1995.

KELTING, F. M. S. O clima e a paisagem da bacia hidrográfica do litoral – estado do Ceará. **Boletim Goiano de Geografia**, v.29, n. 2, p. 83-99, jul./dez, 2009.

KENDALL, A. C. Evaporites. Em: Walker, R.G. (ed.), **Facies models**. Second Edition. Geoscience Canada Reprint Series 1, Cap. 17, p. 259-296, 1984.

KENDALL, A. C.; HARWOOD G. M. Marine evaporites: arid shorelines and basins, H.G. Reading, Editor, **Sedimentary Environments: Processes, Facies and Stratigraphy**. Oxford: Blackwell, p. 281–324, 1996.

KNIGHTON, D. **Fluvial forms & processes: a new perspective**. London: Arnold, 1998.

KITHEKA, J. U.; OBIERO, M.; NTHENGE, P. River discharge, sediment transport and Exchange in the Tana Estuary, Kenya. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 63, p. 455-468, 2005.

KJERFVE, B. Coastal Lagoons Processes. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal Lagoons Processes, Berlin: Elsevier Oceanography Series**, 1994.

\_\_\_\_\_, B. Estuarine Geomorphology and Physical Oceanography. In: DAY, Jr.; HALL, C. H. A. S.; KEMP, W. M.; YÁNEZ-ARANCIBA, A. (eds.). **Estuarine Ecology**. New York, Wiley, p. 47-78, 1987.

\_\_\_\_\_, B.; SCHETTINI, C. A. F.; KNOPPERS, B.; LESSA, G.; FERREIRA, H. O. Hydrology and Salt Balance in a Large, Hypersaline Coastal Lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 42, p. 701-725, 1996.

\_\_\_\_\_, B. Estuarine Geomorphology and Physical Oceanography. In: DAY Jr.; HALL, C.H.A.S.; KEMP, W. M.; YÁNEZ-ARANCIBA, A. (eds.). **Estuarine Ecology**. New York: Wiley, p. 47-78, 1987.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R. (Eds): **Handbuch der Klimatologie**. Berlin: Gebrüder Bornträger, 1936, Banda 1, Parte C.

KOROVESSIS, N. A.; LEKKAS, T. D. Solar saltworks production process evolution - wetland function. In: Proceedings of the 1st International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks (CEISSA 06), 2006, Santorini Island, Greece. **Anais [...]**. Santorini: CEISSA 06, 2006.

KOROVESSIS, N.; LEKKAS, T.D. Solar saltworks' wetland function. **Global NEST Journal**, v. 11, n. 1, p. 49-57, 2009.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental Nordeste oriental do Brasil. **Geochemica Brasiliensis**, v. 20, p.120-132, 2006.

\_\_\_\_\_, L. D. Inputs of nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 10, p. 13–27, 2016.

\_\_\_\_\_, L. D.; BORGES, R.; FERREIRA, A. C. Neotropical mangroves: Conservation and sustainable use in a scenario of global climate change. **Aquatic conservation-marine and freshwater ecosystems**, v. 29, p. 1347-1364, 2019.

LANGSTON, A. K.; KAPLAN, D. A; PUTZ, F. E. A casualty of climate change? Loss of freshwater forest islands on Florida's Gulf Coast. **Glob Change Biol.**, 2017.

LARGIER, J. L., SMITH, S. V., HOLLIBAUGH, J. T. Seasonally hypersaline estuaries in mediterranean-climate regions. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 45, p. 789-797, 1997.

LARGIER, J. L. Low-inflow estuaries: hypersaline, inverse and thermal scenarios. In: **Contemporary Issues in Estuarine Physics**. A. Valle-Levinson (editor). Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

LAVIN, M. F.; GODINEZ, V. M.; ALVAREZ, L. G. Inverse-estuarine features of the upper Gulf of California. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 47, p. 769-795, 1998.

LEBIGRE, J. M. **Les marais à mangroves de Nouvelle Calédonie**: un exemple de milieu 'naturel' lagonaire. Nouvelle Calédonie: Centre de Documentation Pédagogique, 2003.

LEBIGRE, J. M. **Les marais à mangrove et lês tannes**. Disponível em: <[http://www.futura-sciences.com/fr/print/comprendre/dossiers/doc/t/geographie/d/lesmarais-a-mangrove-et-les-tannes\\_683/c3/221/p1/](http://www.futura-sciences.com/fr/print/comprendre/dossiers/doc/t/geographie/d/lesmarais-a-mangrove-et-les-tannes_683/c3/221/p1/)>. 2007. Acesso em: 18 set. 2017.

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDUOH-GUEBAS, F.; MCKEE, K.; BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C.; MENDELSSOHN, I.; MUKHERJEE, N.; RECORD, S. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p.726-743, 2014.

LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas – SP: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 3 ed., 1996.

LEOPOLD, A.; MARCHAND, C.; DEBORDE, J.; ALLENBACH, M. Temporal variability of CO<sub>2</sub> fluxes at the sediment-air interface in mangroves (New Caledonia). **Science of the Total Environment**, p. 617-626, 2015.

LI, S.; CUI, B.; BAI, J.; XIE, T.; YAN, J.; WANG, Q.; ZHANG, S. Effects of soil abiotic factors on the plant morphology in an intertidal salt marsh, Yellow River Delta, China. **Physics and Chemistry of the Earth**, 2018.

LIMA, K. C.; PEREZ FILHO, A.; CUNHA, C. M. L. Características morfológicas e morfométricas dos canais de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Bom Sucesso – Semiárido da Bahia/Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 4, 2013.

LÓPEZ, E.; AGUILERA, P. A.; SCHMITZ, M. F.; CASTRO, H.; PINEDA, F. D. Selection of ecological indicators for the conservation, management and monitoring of Mediterranean coastal salinas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 241-256, 2010.

LOSADA, I. J.; TOIMIL, A.; MUÑOZ, A.; GARCIA-FLETCHER, A. P.; DIAZ´SIMAL, P. A planning strategy for the adaptation of coastal áreas to climate change: The Spanish case. **Ocean and Coastal Management**, v. 182, 2019.

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; CUEVA, E.; CINTRON, G.; NIEVES, E. N. L.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecophysiology of a mangrove forest in Jobos Bay, Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, v.43, n.2, p. 200-219, 2007.

LUKATELICH, R. J.; MCCOMB, A. J. Nutrient levels and the development of diatom and bluegreen blooms in a shallow Australian estuary. **Journal of Plankton Research**, v. 8, p. 597-618, 1986.

MACNAE, W. Mangrove swamps in South Africa. **J. Ecol.**, v. 51, p.1–25, 1963.

MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; LARCHER, L.; PELOZO, A.; SERENESKI, C.; REISSMANN, C. B.; PADIAL, A. A. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 159-170, 2016.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D. (orgs.). **Estudo das áreas de manguezais do nordeste do Brasil - Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Universidade Federal do Ceará. Instituto de Ciências do Mar. Fortaleza, 2005.

MAIA, R. P.; BEZERRA, F. H. R. Geomorfologia e neotectônica da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró – NE/Brasil. **Rev. Mercator**, v. 11, p. 209-228, 2012.

\_\_\_\_\_, R. P.; BEZERRA, F.H.R. Tectônica pós-miocênica e controle estrutural de drenagem no Rio Apodi-Mossoró, Nordeste do Brasil. **Bol. Geografia de Maringá**, v. 31, p. 57-68, 2013.

\_\_\_\_\_, R. P.; BEZERRA, F.H.R. Inversão Neotectônica do Relevo na Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.15, n.1, p.61-74, 2014.

MÁÑEZ, K. S.; KRAUSE, G.; RING, I.; GLASER, M. The Gordian knot of mangrove conservation: disentangling the role of scale, services and benefits. **Global Environmental Change**, v. 28, p.120-128, 2014.

MARCHAND, C., LALLIER-VERGÈS, E.; ALLENBACH, M. Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). **J. Soils Sediment**, v. 11, p. 529–541. 2011.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVEZ, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista Climanalise**, 2016.

MARIUS, C. **Mangroves du Senegal et de la Gambie: ecologie – pédologie – géochimie, mise en valeur et aménagement**. Paris: ORSTOM, 1985.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M.; DIAS, F. J. S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 197, p. 66-70, 2003.

MARTIN, L.; DOMINGUEZ, J. M. L. Geological history of coastal lagoons. In: KJERVE, B. **Coastal Lagoon Processes**. London: Elsevier Oceanography Series, p. 41-66, 1994.

MASCARENHAS, J. C. (et. al.) (orgs.). **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: Diagnóstico do município de Areia Branca/RN e Macau/RN**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

MASERO, J. A. Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 1157–1173, 2003.

MASSOUD, F. I. A note on the need for accented definitions and method of characterization of salts affected soils. *In*: Reunion da la subcomicion de suelos salinos, 1971, Sevilla, Espana. **Anais [...]**. Sevilla, 1971.

MAZZINI, P. L. F.; SCHETTINI, C. A. F. Avaliação de metodologias de interpolação espacial aplicadas a dados hidrográficos costeiros quase-sinóticos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, p. 53-64, 2009.

MCLUSKY, M.; ELLIOTT, J. **The Estuarine Ecosystem - ecology, threats and management**. UK: Oxford University Press, 2004.

MEDEIROS, D. H. M.; CAVALCANTE; A. A.; PINHEIRO, L. S.; COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. Potencialidades naturais de ambientes hipersalinos para desenvolvimento socioeconômico: litoral setentrional do Rio Grande do Norte, Brasil. In: VIII Simpósio Latinoamericano de Geografia Física e IV Simpósio Iberoamericano de Geografia Física, 2014, Santiago. **Anais [...]**. Santiago: Facultad de Arquitectura y Urbanismo – Universidad de Chile, 2014, p. 195-203.

\_\_\_\_\_, D. H. M.; COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. Influência de fatores ambientais no processo de extração de sal marinho em salinas solares do Brasil.

**Caderno Prudentino de Geografia**, v.1, n. 37, 2015.

\_\_\_\_\_, D. H. M. **Ambientes hipersalinos no litoral semiárido brasileiro: zona estuarina do Rio Apodi – Mossoró (RN)**. 2016. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2016.

\_\_\_\_\_, D. H. M.; CAVALCANTE, A. A.; PINHEIRO, L. S. Respostas dos padrões de sedimentação e hipersalinidade na cobertura vegetal de planície estuarina sob influência da semiaridez. **Geosul**, v. 33, n. 66, p. 70-84, 2018a.

\_\_\_\_\_, D. H. M.; CAVALCANTE, A. A.; PINHEIRO, L. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. Variação longitudinal da salinidade do estuário hipersalino do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte, Brasil). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 03, p. 850 – 863, 2018b.

\_\_\_\_\_, D. H. M.; PINHEIRO, L. S.; MEDEIROS, J. P. O.; DE MEDEIROS ROCHA, R.. Condicionantes geomorfológicas e hidroclimáticas para hipersalinização em sistemas lacustres costeiros do semiárido brasileiro. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 3, 2018c.

\_\_\_\_\_, D. H. M.; PINHEIRO, L. S. Efeitos da insuficiência pluviométrica na cobertura vegetal da planície estuarina do complexo Piranhas/Assú (Nordeste do Brasil). **Revista de Geociências do Nordeste**, v.4 p. 75-88, 2018d.

MEES, F.; SINGER, A. Surface crusts on soils/sediments of the southern Aral Sea basin, Uzbekistan. **Geoderma**, v. 136, p. 152-159, 2006.

MEIRELES, A. J. A.; CAETANO, A. G. N.; THIERS, P. Integração dos indicadores geoambientais de flutuação do nível relativo do mar e de mudanças climáticas no litoral cearense. **Mercator**, v. 8, p. 109-134, 2005.

MEIRELES, A. J. A.; CASSOLA, R. S.; TUPINAMBÁ, S. V.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Mercator**, v. 6, n. 12, 2007.

MENDES, A. M. S.; FONTES, R. L. F.; OLIVEIRA, M. Variabilidade espacial da textura de dois solos do Campo Salino, no Estado do Rio Grande do Norte. **Rev. Ciên. Agron., Fortaleza**, v. 39, n. 1, p. 19-27, 2008.

MENG, W.; FEAGIN, R. A.; HU, B.; HE, M.; LI, H. The spatial distribution of blue carbon in the coastal wetlands of China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 13-20, 2019.

MILLAN-NUNEZ, R.; ALVAREZ-BORREGO, S.; NELSON, D. M. Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.15, p. 317-335, 1982.

MILNE, G. Some suggested units of classification and mapping particularly for East African soils. **Soil Res.**, v. 4, p. 183-198, 1934.

MIRANDA, L. B.; MESQUITA, A. R.; FRANÇA, C. A. S. Estudos da circulação e dos processos de mistura no extremo sul do mar de Cananéia: condições de dezembro 1991. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 43, p. 153-164, 1995.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2012.

MODASSIR, Y.; ANSARI, A. Plankton community of the hypersaline salterns of Goa, India. **Biological Forum - An International Journal**, v. 3, n. 1, p. 78-81, 2011.

MOORE, N. H.; SLIM, D. J. The physical hydrology of a lagoon system on the Pacific coast of Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 413-426, 1984.

MORAIS, J. O.; IRION, G. F.; PINHEIRO, L. S.; MEDEIROS, C. Aspectos sedimentológicos comparativos entre o sistema estuarino do Malcozinhado e Lagoa da Encantada-Ceará. **Essentia Revista de Cultura Ciência e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 101-113, 2002.

\_\_\_\_\_, J. O.; PINHEIRO, L. S. **Rochas e Minerais Industriais do Mar e em Zonas Costeiras**. In: VIDAL, F. W. H.; BRANCO, F. A. C.; SOUZA, J. F.; MATOS, I. C.; ROBERTO, F. A. C. (Org.). Rochas e Minerais Industriais do Estado do Ceará. Realce, Fortaleza/CE, v. 1, p. 148-161, 2005

\_\_\_\_\_, J. O.; PINHEIRO, L. S. The effect of semi-aridity and damming on sedimentary dynamics in estuaries - Northeastern region of Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 1540-1544, 2011.

\_\_\_\_\_, J. O.; PINHEIRO, L. S.; PESSOA, P. R. S.; SÁ FREIRA, G. S.; CARVALHO, A. M.; GUERRA, R. G. P.; BARROS, E. L.; MOURA, F. J. M. Ceará. In: MUEHE, D. (org.). **Panorama da erosão costeira no Brasil**. Brasília/DF: MMA, 2018.

MORAIS NETO, J. M.; PESSOA NETO, O. C.; LANA, C. C.; ZALÁN, P. V. Bacias sedimentares brasileiras: Bacia do Ceará. **Phoenix**, v. 57, p. 1-6, 2003.

MOREIRA, E. G. S.; DEMATTÊ, J. L. I.; MARCONI, A. **Caracterização e gênese de Solonetz solidizado do sertão central e do médio Jaguaribe – Estado do Ceará**. An. ESALQ, Piracicaba, v. 46, n. 2, p. 319-341, 1989.

MUDGE, S. M.; ICELY, J. D.; NEWTON, A. Residence times in a hypersaline lagoon: Using salinity as a tracer. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 77, 2008.

MUNNS, R.; TERMAAT, A. Whole-plant responses to salinity. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, p. 143–160, 1986.

MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, Cell and Environment**, v. 25, 2002.

NAHAS, E. L., PATTIARATCHI, C. B., IVEY, G. N. Processes controlling the position of frontal systems in Shark Bay, Western Australia. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 65, p. 463-474, 2005.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 1 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1979. 422p.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1989, 422 p.

NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; SIQUEIRA-NETO, M.; QUEIROZ, H. M.; ARTUR, A. G.; MENDONÇA, E. S.; OTERO, X. L. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 685–693, 2016.

NOWACKI, D.J.; GANJU, N.K.: Storm impacts on hydrodynamics and suspended-sediment fluxes in a microtidal back-barrier estuary, **Mar. Geol.**, 2018.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 1. ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OLIVEIRA, S. P. B.; BATISTA, J. J. **Influência do Índice de Aridez e da Litologia nos Processos de Salinização das Águas do Aqüífero Fissural na Região Fissural na Região Semi-árida do Nordeste**. ABRH-Vitória, 2008.

OREN, A. **Halophilic microorganisms and their environments**. Springer-Verlag, 2003.

OREN, A. Saltern evaporation ponds as model systems for the study of primary production processes under hypersaline conditions. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 56, p. 193-204, 2009.

ORTIZ-MILAN, S. M. Project of recovery the biological conditions of the production system in saltworks of Industria Salinera de Yucatan S.A. de C.V. (ISYSA) damaged by the Hurricane Isidore in september of 2002. **Global NEST Journal**, v. 11, n. 1, p. 91-95, 2009.

OUSTANI, M.; HALILAT, M.T.; CHENCHOUNI, H. Effect of poultry manure on the yield and nutrients uptake of potato under saline conditions of arid regions. **Emirates J. Food Agr.**, v. 27, p. 106–120, 2015.

PAGES, J.; DEBENAY, J. P. Evolution saisonnière de la salinité de la Cassamance: Description et essai de modélisation. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, p. 203-217, 1987.

PAGES, J.; LEMOALLE, J.; FRITZ, B. Distribution of carbon in a tropical hypersaline estuary, the Cassamance (Senegal, West Africa). **Estuaries**, p. 456-468, 1995.

PALACIOS PEÑARANDA, M. L.; CANTERA KINTZ, J. K.; SALAMANCA, E. J. P. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 2019.

PASCOALINI, S. S.; LOPES, D. M.; FALGUETO, A. R.; TOGNELLA, M. M. P. Abordagem ecofisiológica dos manguezais: uma revisão. **Biotemas**, p. 1-11, 2014.

PAUL, A.; LOKIER, S. W. Holocene marine hardground formation in the Arabian Gulf: Shoreline stabilisation, sea level and early diagenesis in the coastal sabkha of Abu Dhabi. **Sedimentary Geology**, v. 352, p. 1–13, 2017.

PENNINGS, S. C.; CALLAWAY, R. M. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. **Ecology**, v. 73, p. 681–690, 1992.

PERILLO, G. M. E. Estuario de Bahía Blanca: definición y posible origen. **Bol. Cent. Naval**, v. 107. p. 333-344, 1989.

PERILLO, G. M. E. Definition and geomorphologic classifications of estuaries. In: PERILLO, G. M. E. (ed.) **Geomorphology and sedimentology of estuaries**. Elsevier, Amsterdam, p. 17-49, 1995.

PERILLO, G. M. E.; IRIBARNE, O. O. Processes of tidal channel development in salt and freshwater marshes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 28, p. 1473 – 1482, 2003.

PESSOA, P. R. S. **Análise Integrada da Evolução da Paisagem no Estuário do Rio Acaraú**. Fortaleza, 2015. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2015.

PIERNIK, A. **Ecological Pattern of Inland Salt Marsh Vegetation in Central Europe**. Torun: Nicolaus Copernicus University Press, 2012.

PINHEIRO, L. S. **Riscos e Impactos Ambientais no Estuário do Rio Malcozinhado, Cascavel-CE**. 2003. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

\_\_\_\_\_, L. S.; MEDEIROS, C.; MORAIS, J. O. 2006. Erosive processes monitoring linked to the estuarine evolution systems nearby Águas Belas, Cascavel-CE, Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), p. 1403 - 1406. Itajaí, SC, Brazil, 2006.

\_\_\_\_\_, L. S.; MORAIS, J. O. Interferências de barramentos no regime hidrológico do Estuário do Rio Catú-Ceará-Nordeste do Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 2, p. 237-250, 2010.

\_\_\_\_\_, L. S.; MORAIS, J. O.; MAIA, L. P. The Beaches of Ceará. In: SHORT, A. D.; KLEIN, A. H. F. (Org.). **Brazilian Beach Systems**. 1ed.: Springer International Publishing Switzerland, v. 1, p. 175-199, 2016.

\_\_\_\_\_, L. S.; MEDEIROS, D. H. M.; MORAIS, J. O. Dinâmica de manguezais associados a estuários-lagunares da Costa Oeste do Estado do Ceará. In: IX Encontro da Rede BrasPor, 2019, Sagres, Portugal. **Anais [...]**. Sagres: Rede BrasPor, 2019.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2010.

PORTILHO, A. P.; CASTRO, M. C.; ALVES, G. S.; AGUIAR, N. F.; SILVA, M. S. Balanço hídrico para Pinheral, Rio de Janeiro. **Revista Agroambiental**, v. 3, n. 2, p. 21-28, 2011.

POSTMA, H. Water circulation and suspended matter in Baja California lagoons. **Netherlands Journal of Sea Research 2**, p. 566–604, 1965.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 497-500, 2010.

PRADA-GAMERO, R. M.; VIDAL-TORRADO, P.; FERREIRA, T. O. Mineralogy and physical chemistry of mangrove soils from Iriri River at the Bertioga channel (Santos, São Paulo State, Brazil). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 233-243, 2004.

PRASAD, K. V. S. R.; SRIDEVI, T.; SADHURAM, Y. Influence of Dam-Controlled River Discharge and Tides on Salinity Intrusion in the Godavari Estuary, East Coast of India. **J. Waterway, Port, Coastal, Ocean Eng.**, 2018.

PRITCHARD, D. W. An inexpensive and rapid technique for obtaining current profiles in estuarine waters. **J. Mar. Res.**, v. 10, p. 180-189, 1951.

PRITCHARD, D. W. Estuarine hydrography. **Advances in Geophysics**, v. 1, p. 243 – 280, 1952.

PRITCHARD, D. W. Estuarine circulation patterns. **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**, n. 717, p. 1 – 11, 1955.

PRITCHARD, D. W. The dynamics structure of a coastal plain estuary. **J. Mar. Res.**, v. 15, p. 33-42, 1956.

PRITCHARD, D. W. Salt balance and exchange rate for Chincoteague Bay. **Chesapeake Sci.**, p. 48–57, 1960.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary, physical view point. In: G. H. Lauf (editor): **Estuaries**. American Association for the Advancement of Science, Washington D.C., publ. n. 83, 1967.

QUEIROZ, P. H. B.; PINHEIRO, L. S.; CAVALCANTE, A. A.; TRINDADE, J. M. R. Caracterização multitemporal de Barras e Ilhas Fluviais no Baixo Curso do Rio Jaguaribe, Ceará-Brasil. **Rev. Bras. Geomorfol.**, v.19, n.1, p. 167-186, 2018.

QUISTHOUDT, K.; ADAMS, J. B.; RAJKARAN, A.; DAHDUOH-GEUBAS, F.; KOEDAM, N.; RANDIN, C. F. Disentangling the effects of global climate and regional

land-use on the current and future distribution of mangroves in South Africa. **Biodivers. Conserv.**, v. 22, p. 1369–1390, 2013.

RADAMBRASIL. 1981. **Levantamento de Recursos Naturais - Geologia/Geomorfologia/Pedologia/Vegetação/Usos Potenciais da Terra**. Rio de Janeiro. Ministério das Minas e Energia. v. 23 – Folhas SB. 24/25 – Jaguaribe /Natal, 740p.

RAHAMAN, A. A.; AMBIKADEVI, M.; SOSAMMA-ESSO. Biological management of Indian solar saltworks. **7th Symp on Salt**, v. 1, p. 633–643, 2009.

RAMOS E SILVA, C. A. R. (Org.). **Caracterização física, físico-química e química dos estuários Apodi, Conchas, Cavalos, Açú, Guamaré, Galinhos, Ceará-Mirim, Potengi, Papeba e Guaraíra**. Natal/RN: Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte/IDEMA, 2004. (Relatório final).

RIBEIRO, J. P. N.; MATSUMOTO, R. S.; TAKAO, L. K.; LIMA, M. I. S. Plant zonation in a tropical irregular estuary: can large occurrence zones be explained by a tradeoff model? **Braz. J. Biol.**, v. 75, n. 3, p. 511-516, 2015.

RIBEIRO, M. R.; JACOMINE, P. K. T.; LIMA, J. F. W. F. **Caracterização e classificação de solos de referência do Estado de Pernambuco**. Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1999.

RIBEIRO, M. R.; RIBEIRO FILHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. In: GUEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. (Orgs.). **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos aplicados**. 2 ed. Fortaleza: INCTSal, 2016.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2011.

RIDD, P. V.; SAM, R. Profiling groundwater salt concentrations in mangrove swamps and tropical salt flats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 43, p. 627–635, 1996.

RIDD, P. V.; SAM, R., HOLLINS, S.; BRUNSKILL, G. Water, salt and nutrient fluxes of tropical tidal salt flats. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 1, p. 229–238, 1997.

RIDD, P. V.; STIEGLITZ, T. Dry season salinity changes in arid estuaries fringed by mangroves and saltflats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 1039–1049, 2002.

RITTER, C.; MONTAGNA, P. A. Seasonal hypoxia and models of benthic response in a Texas Bay. **Estuaries**, v. 22, p. 7-20, 1999.

RODRIGUES, S. W. P. **Detecção de Mudanças e Sedimentação no Estuário do Rio Coreauí**. Tese de doutorado no Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica – UFPA, 2014.

ROGERS, K.; BOON, P. I.; BRANIGAN, S.; DUKE, N. C.; FIELD, C. D.; FITSIMONS, J. A.; KIRKMAN, H.; MACKENZIE, J. R.; SAINTILAN, N. The state of legislation and policy protecting Australia's mangrove and salt marsh and their ecosystem services. **Marine Policy**, p. 139–155, 2016.

ROLIM, G. S.; SENTELHAS, P. C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL para os cálculos de balanços hídricos: normal, seqüencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 6, p.133-137, 1998.

ROSADO, V.; ROSADO, A. Os holandeses nas salinas do rio Mossoró. **Coleção Mossoroense**, v. 333, 1987.

SAINTILAN, N.; ROGERS, K. Woody plant encroachment of grasslands: a comparison of terrestrial and wetland settings. **New Phytol.**, p. 1–9, 2014.

SALAMENA, G. G.; MARTINS, F.; RIDD, P. T. The density-driven circulation of the coastal hypersaline system of the Great Barrier Reef, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, p. 277–285, 2016.

SALGADO, C. M.; Pedogeomorfologia: uma nova disciplina para a análise ambiental. **Revista Tamoios**, 2005.

SAM, R.; RIDD, P. V. Spatial variations of groundwater salinity in a mangrove-saltflat system, Cocoa Creeks, Australia. **Mang. and Salt Marshes**, v. 2, p. 121–132. 1998.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise morfométrica como subsídio ao zoneamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Bação e Ribeirão Carioca na região do Alto do Rio das Velhas – MG. **Revista Escola de Minas**, v. 61, p. 77-85, 2008.

SANTOS, D. M. C.; ESTRADA, G. C. D.; FERNANDEZ, V.; ESTEVAM, M. R. M.; SOUZA, B. T.; SOARES, M. L. G. First assessment of carbono stock in the belowground biomass of Brazilian mangroves. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 89, p. 1579–1589, 2017.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2013.

SAVENIJE, H. H. G. Influence of rain and evaporation on salt intrusion in estuaries. **J. Hydraul. Eng.**, v. 114, n. 12, p. 1509-1524, 1988.

\_\_\_\_\_, H. H. G.; PAGÈS, J. Hypersalinity: a dramatic change in the hydrology of Sahelian estuaries. **Journal of Hydrology**, v. 135, p. 157-174, 1992.

\_\_\_\_\_, H. H. G. **Salinity and tides in alluvial estuaries**. Amsterdam: Elsevier, 2005.

SANTOS, P. P. **Evolução econômica do Rio Grande do Norte (Século XVI a XXI)**. 3 ed. Natal: Departamento Estadual de Imprensa, 2010.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal** – estrutura, função e flora. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986.

\_\_\_\_\_, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

\_\_\_\_\_, Y. **Manguezais Brasileiros**. São Paulo, 43 p, 1991.

\_\_\_\_\_, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 561-570, 2000.

\_\_\_\_\_, Y. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum** - principais vetores de pressão e as perspectivas para sua conservação e usos sustentáveis. Brasília/DF: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, 2005.

\_\_\_\_\_, Y.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VALE, C. C.; BERNINI, E.; ROVAI, A. S.; PINHEIRO, M. A. A.; SCHMIDT, A. J.; ALMEIDA, R.; COELHO JÚNIOR, C.; MENGHINI, R. P.; MARTINEZ, D. I.; ABUCHALA, G. M. O.; CUNHA-LIGNON, M. CHARLIER-SARUBO, S.; SHIRAZAWA-FREITAS, J.; CINTRÓN-MOLERO, G. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. **Brazilian Journal of Oceanography**, p. 37-52, 2016.

SCHARLER, U. M.; BAIRD, D. The influence of catchment management on salinity, nutrient stoichiometry and phytoplankton biomass of Eastern Cape estuaries, South Africa. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 735-748, 2003.

SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science**, v. 10, p. 52-64, 2017.

SCHMIDT, A. J. **Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA-DECAPODA-BRACHYURA), e dos efeitos de uma mortalidade em massa desta espécie em manguezais do Sul da Bahia**. 2006. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

SCHMIDT, A. J.; BEMVENUTI, C. E.; DIELE, K. Sobre a definição da zona de apicum e a sua importância ecológica para populações de caranguejo-uca, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, v. 19, n. 1, p. 9-25, 2013.

SCHOFF, S. L. **Flushing of ancient sea water from Pre-Cambrian rocks in the upper Paraíba basin, State of Paraíba**. SUDENE, Recife, 27p. 1967.

SEEHUSEN, S. E.; CUNHA, A. A.; OLIVEIRA JR., A. F. Iniciativas de PSA de proteção da biodiversidade na Mata Atlântica. In: GUEDES F. B; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica** - lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA. 2011, p.183-224.

SILVA, A. A. **Classificação orientada a objeto para mapeamento da cobertura vegetal da zona urbana de Mossoró/RN**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, Universidade Estadual do Rio Grande do Norte, Mossoró, 2015.

SILVA, A. M. A.; BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, P. R.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; LUCENA-FILHO, M.A.; COSTA, D. F. S. Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 2, p. 226-238, 2009.

SILVA, D. R. V.; AMARO, V. E. Integração entre dados ópticos e radar (SRTM) para a caracterização geoambiental da costa setentrional do Rio Grande do Norte. **Rev. Geogr. Acadêmica**, v. 2, p. 111-123, 2008.

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

SILVA, M. A. M.; SANTOS, C. L. Halitas das salinas de Cabo Frio: reconhecendo das morfologias como subsídio para o entendimento de halitas pretéritas. **Boletim Geociências da Petrobras**, v.11, p. 74-83, 1997.

SILVA, M. A. M.; SCHREIBER, B. C.; DOS SANTOS, C. L. Evaporitos como recursos minerais. **Rev. Bras. Geof.**, v.18, n.3, p. 338-350, 2000.

SILVEIRA I. M. **Estudo Evolutivo das Condições Ambientais da Região Costeira do Município de Guamaré – RN**. Natal, 2001. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2001.

SMITH, S. V.; ATKINSON, M. J. Mass balance of carbon and phosphorus in Shark Bay, Western Australia. **Limnology and Oceanography**, v. 28, p. 625-639, 1983.

SMITH, N. P. The Laguna Madre of Texas: hydrography of a hypersaline lagoon. In *Hydrodynamics of Estuaries, Volume II, Estuarine Case Studies* (Kjerfve, B., ed.). **CRC Press**, Boca Raton, p. 21–40, 1988.

SOARES. C. H. C. **Análise hidrodinâmica e morfodinâmica do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, Nordeste do Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica) - Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

SOARES, R. H. R. M.; ASSUNÇÃO, C. A.; FERNANDES, F. O.; MARINHO-SORIANO, E. Identification and analysis of ecosystem services associated with biodiversity of saltworks. **Ocean and Coastal Management**, p. 278–284, 2018.

SOUTO, M. V. **Análise da evolução costeira do litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, região sob influência da indústria petrolífera**. Natal, 2009.

Tese (Doutorado em Geodinâmica e Geofísica). Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

SOUZA FILHO, P. W. M.; EL-ROBRINI, M. Morfologia, processos de sedimentação e litofácies dos ambientes morfo-sedimentares da planície costeira Bragantina, nordeste do Pará, Brasil. **Geonomos**, v. 4 (2), p. 1-16, 1996.

SUÁREZ-ABELENDA, M.; FERREIRA, T.O.; CAMPS-ARBESTAIN, M. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. **Geoderma**, v. 213, p. 551–559, 2014.

SUCUPIRA, P. A. P. **Indicadores de degradação ambiental dos recursos hídricos superficiais no médio e baixo vale do Rio Acaraú – CE**. Fortaleza, 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Estadual do Ceará, 2006.

SUDENE. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Resolução N º 107/2017**. Disponível em: <<http://sudene.gov.br/images/2017/arquivos/Resolucao-107-2017.pdf>> Acesso em: 28 jan. 2020.

SUN, C.; FAGHERAZZI, S.; LIU, Y. Classification mapping of salt marsh vegetation by flexible monthly NDVI time-series using Landsat imagery. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 61–80, 2018.

UCHA, J. M.; SANTANA, P. S.; GOMES, A. S. R.; BARRETO, E. N.; VILASBOAS, G. S.; RIBEIRO, L. P. Apicum: gênese nos campos arenosos e degradação dos manguezais em dois municípios baianos. **Rev. Edu, Tec e Cult**, v. 3, p. 26-27, 2004.

TABOT, T.; ADAMS, J. B. Ecophysiology of saltmarsh plants and predicted responses to climate change in South Africa. **Ocean Coast. Manag.**, v. 80, p. 89–99, 2013.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA G. K.; WENCESLAU, A. F.; TEIXEIRA, G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. **Publications in Climatology**. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955.

TOMÉ JUNIOR, J. B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Ed. Agropecuária, 1997.

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

TRICART, J. As relações entre a morfogênese e a pedogênese. **Not. Geomorf.**, v. 8, p. 5-18, 1968.

TRINDADE, S. L. T.; ALBUQUERQUE, G. J. **Subsídios para o Estudo da história do Rio Grande do Norte**. 2 ed. –Natal (RN): Sebo Vermelho, 2005.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed, Porto Alegre: Editora UFRGS/ABRH, 2007.

UCHA, J. M.; HADLICH, G. M.; CELINO, J. J. Apicum: transição entre solos de encosta e manguezais. **Rev. Edu, Tec e Cult.**, p 58-63, 2008.

UNEP. UN Environment Programme **The importance of mangroves to people: a call to action**. VAN BOCHOVE, J.; SULLIVAN, E.; NAKAMURA, T. (eds.). Cambridge: UNEP-WCMC, 2014.

USDA - United States Department of Agriculture. **Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys**. Washington, 1999.

VALENTIM, S. S. **Importância do balanço hídrico na circulação de um estuário do semiárido: o estuário o rio Coreaú (NW/Ceará/Brasil)**. Fortaleza, 2016. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais). Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará, 2016.

VALLE-LEVINSON, A.; DELGADO, J. A.; ATKINSON, L. P. Reversing water exchange patterns at the entrance to a semiarid coastal lagoon. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 825-838, 2001.

\_\_\_\_\_, A.; BOSLEY, K. T. Reversing circulation patterns in a tropical estuary. **J. Geophys. Res.**, 2003.

\_\_\_\_\_, A.; GUTIERREZ DE VELASCO, G.; TRASVIÑA, A.; SOUZA A. J.; DURAZO, R.; MEHTA, A. J. Residual exchange flow in subtropical estuaries, **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 54–67, 2009.

\_\_\_\_\_, A. Definition and classification of estuaries. In **Contemporary Issues in Estuarine Physics**, ed. A Valle-Levinson, Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. p. 1–11, 2010.

\_\_\_\_\_, A.; SCHETTINI, C.A. Fortnightly switching of residual flow drivers in a tropical semiarid estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 169, p. 46 – 55, 2016.

VANNUCCI, M. **Os Manguezais e nós: uma Síntese de Percepções**. Tradução de Denise Navas Pereira. São Paulo: Edusp, 1999.

VELDKORNET, D. A.; ADAMS, J. B.; POTTS, A. J. Where do you draw the line? Determining the transition thresholds between estuarine salt marshes and terrestrial vegetation. **South African Journal of Botany**, v. 101, p. 153–159, 2015.

VIGANÓ, H. A.; BORGES, E. F.; FRANCA-ROCHA, W. S. S. Análise do desempenho dos Índices de Vegetação NDVI e SAVI a partir de imagem Aster. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, **Anais** [...]. Curitiba: INPE, 2011.

VIEIRA, M. N. R.; AMAT, F. The invertebrate benthic community of two solar salt ponds in Aveiro, Portugal. **International Journal of Salt Lake Research**, v. 5, p. 281-286, 1997.

VITAL, H; LIMA, Z. M. C.; SILVEIRA, I. M.; AMARO, V. E.; SOUTO, M. V. S. Barrier System from the Northern Rio Grande do Norte State Coast, Ne Brazil: A Tectonic Control? *In* **3º. Congresso Latino Americano de Sedimentologia**. Belém-Brazil, 2003, p. 113-115.

\_\_\_\_\_, H.; SILVEIRA, I. M.; AMARO, V. E.; MELO, F. T. L.; SOUZA, F. E. S.; CHAVES, M.; LIMA, Z. M. C.; FRAZAO, E. P.; TABOSA, W. F.; ARAÚJO, A. B.; SOUTO, M. V. S. Rio Grande do Norte. *In*. D. Muehe (Org), **Erosão e progradação no litoral brasileiro**, Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2006, p.155-172a.

\_\_\_\_\_, H.; AMARO, V. E.; SILVEIRA, I. M. Coastal erosion on the Rio Grande do Norte State (Northeastern Brazil): causes and factors versus effects and associated processes. **Journal of Coastal Research**, Special Issue, v. 39, p. 1307-1310, 2006b.

\_\_\_\_\_, H.; STATTEGGER, K.; AMARO, V.E.; SCHWARZER, K.; FRAZ~AO, E. P.; TABOSA, W. F.; SILVEIRA, I. M. A Modern High-Energy Siliciclastic-Carbonate Platform: Continental Shelf Adjacent to Northern Rio Grande Do Norte State, Northeastern Brazil. *In*: HAMPSON, G.; STEEL, R.; BURGUESS, P.; DALRYMPLE, R. (Ed.). **Recent advances in models of siliciclastic shallow-marine Stratigraphy**. SEPM Special Issue, v. 90, 177-190, 2008.

VITA, S.; LUNA, F. J.; TEIXEIRA, S. Descrições de técnicas da química na produção de bens de acordo com os relatos dos naturalistas viajantes no Brasil colonial e imperial. **Quim. Nova**, Vol. 30, No. 5, 1381- 1386, 2007.

WALTER, R. K.; RAINVILLE, E. J.; O'LEARY, J. K. Hydrodynamics in a shallow seasonally low-inflow estuary following eelgrass collapse. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 213, p. 160–175, 2018.

WALSH, G.E. Mangrove forests: a review. *In*: REINOLD, R.J.; QUEEN, W.H. (eds.). **Ecology of Halophytes**. New York: Academic Press, 1974.

WALTERS, B. B.; RÖNNBÄCK, P.; KOVACS, J. M.; CRONA, B.; HUSSAIN, S. A.; BADOLA, R.; PRIMAVERA, J. H.; BARBIER, E.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. **Aquatic Botany**, n. 89, p. 220–236, 2008.

WARREN, J. K. **Evaporites, their Evolution and Economics.**, Oxford: Blackwell Science, 1999.

WASSON, K.; WOOLFOLK, A.; FRESQUEZ, C. Ecotones as indicators of changing environmental conditions: rapid migration of salt marsh–upland boundaries. **Estuar. Coasts**, v. 36, p. 654–664, 2013.

WINANT, C. D., GUITTERIEZ DE VELASCO, G. Tidal dynamics and residual circulation in a well-mixed inverse estuary. **Journal of Physical Oceanography**, v. 33, p. 1365-1379, 2003.

WRB – IUSS Working Group. **World reference base for soil resources**. World Soil Resources Reports, n 103. Roma: FAO, 2006.

WOLANSKI, E.; HUAN, N. N.; DAO, L. T.; NHAN, N. H ; THUY, N. N. Fine-sediment dynamics in the Mekong River Estuary, Vietnam. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 43, p. 565-582, 1996.

XIMENES NETO, A. R.; MORAIS, J. O.; PAULA, L. F. S.; PINHEIRO, L. S. Transgressive deposits and morphological patterns in the equatorial Atlantic shallow shelf (Northeast Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, v. 24, p. 212-224, 2018.

ZHANG, T.; ZENG, S. L.; GAO, Y; OUYANG, Z. T.; LI, B.; FANG, C. M.; ZHAO, B. Assessing impact of land uses on land salinization in the Yellow River Delta, China using an integrated and spatial statistical model. **Land Use Policy**, v. 28, p. 857-866, 2011.

ZHANG, H. X.; ZHOU, D. W.; TIAN, Y.; HUANG, Y. X.; SUN, Z. W. Comparison of seed germination and early seedling growth responses to salinity and temperature of the halophyte *Chloris virgata* and the glycophyte *Digitaria sanguinalis*. **Grass Forage Sci.** v. 68, p. 596–604, 2013.

ZHILING, J.; GUANGYU, Y. The promotion of salt quality through optimizing brine concentration a new technique “bidirectional brine concentration”. **Global Nest Journal**, v. 11, p. 58-63, 2009.

ZEDLER, J. B. Freshwater impacts in normally hypersaline marshes. **Estuaries**, p. 346-355, 1983.

ZEDLER, J. B., KERCHER, S. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 30, p. 39–74, 2005.