



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
FACULDADE UnB PLANALTINA - FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PPGCA

MODELO ECOSSISTÊMICO PARA TERRENOS INUNDÁVEIS DO LITORAL
NORTE DO ESTADO DA BAHIA BASEADO NA BIOGEOQUÍMICA
ELEMENTAR E ISOTÓPICA

HENRIQUE DE CARVALHO DALTON

ORIENTADORA: Dra.GABRIELA BIELEFELD NARDOTO

BRASÍLIA / DF
JANEIRO 2021



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
FACULDADE UnB PLANALTINA - FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PPGCA

HENRIQUE DE CARVALHO DALTON

Dissertação de Mestrado

**MODELO ECOSISTÊMICO PARA TERRENOS INUNDÁVEIS DO LITORAL
NORTE DO ESTADO DA BAHIA BASEADO NA BIOGEOQUÍMICA ELEMENTAR E
ISOTÓPICA**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Linha de Pesquisa: Modelagem ambiental

Banca Examinadora:

Prof^a Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto - IB/UnB (Presidente / Orientadora)

Prof. Dr. Luiz Felipe Salemi - PPGCA/UnB (Membro Titular)

Prof. Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva - Ciências Biológicas/UESC (Membro Titular)

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior - IB/UnB (Membro Suplente)

BRASÍLIA, DF
JANEIRO/2021

FICHA CATALOGRÁFICA

DD152m Dalton, Henrique de Carvalho
MODELO ECOSISTÊMICO PARA TERRENOS INUNDÁVEIS DO LITORAL
NORTE DO ESTADO DA BAHIA BASEADO NA BIOGEOQUÍMICA ELEMENTAR
E ISOTÓPICA / Henrique de Carvalho Dalton; orientador
Gabriela Bielefeld Nardoto . -- Brasília, 2021.
IV + 162 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)
- Universidade de Brasília, 2021.

1. terras úmidas. 2. nutrientes. 3. isótopos. 4.
sedimentos. 5. estuário. I. Nardoto , Gabriela Bielefeld ,
orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Início com um imensurável obrigado a Deus e a toda minha família pelo apoio e incentivo em minhas decisões e empreitadas ao longo da vida.

À Rita, minha esposa e companheira, por gerenciar tão habilmente minhas queixas, sobre dificuldades com a saúde, com as atividades correlatas às disciplinas do Mestrado e com a escrita desta dissertação, transformando-as em incentivo e oportunidade de melhora pessoal e profissional. Além de incansável mãe e modelo de servidora pública, trata-se de engenheira de competência inquestionável e fé inabalável, sempre hábil em manifestar opiniões e sugestões sobre os variados temas que me foram apresentados neste mestrado. Meu muito obrigado à Marina, minha filha e também aluna da UnB, por apoiar e me fazer lembrar que o estudo nos engrandece como seres humanos de diferentes formas.

À minha mãe e, muito especialmente, ao meu pai por sempre me apoiarem mesmo diante de escolhas inusitadas e onerosas como minha resolução, em meados da década de 80, de cursar uma até então desconhecida graduação da área de exatas chamada Oceanologia, junto ao longínquo e frio vento Minuano em Rio Grande.

À minha orientadora Gabriela Bielefeld Nardoto por todo o suporte nesta caminhada científica e pessoal. Professora e pesquisadora do mais alto padrão, sempre interessada em auxiliar seus pupilos nas mais diversas etapas de suas carreiras acadêmicas. Sua capacidade de individualizar discussões sobre temas científicos distintos e sua alegria ao perceber nossa evolução como orientandos é algo muito precioso na comunidade acadêmica. Meu muito sincero obrigado por acreditar em minha, já um tanto enferrujada, capacidade científica e pela generosidade com todos que a rodeiam na divulgação de seus conhecimentos e experiências.

À Universidade de Brasília - UnB por me propiciar esta oportunidade de enriquecimento intelectual-científico de forma gratuita, e ainda assim, com excelência em qualidade. Como nativo de Brasília, cresci junto com a UnB e pude ver esta Instituição se tornar um prodígio no ensino e extensão. Mesmo não tendo sido berço de minha graduação, sempre ocupou lugar especial em minha vida.

Agradeço aos colegas de turma da Pós Graduação em Ciências Ambientais da FUP/UnB, aos amigos do *Environmental Isotope Studies* – EIS e do Laboratório de Relações Solo-Vegetação pelo apoio nesta caminhada.

Ao professor – e então coordenador da Pós Graduação em Geologia Marinha, Costeira e Sedimentar – José Maria Landim Dominguez que, através do Laboratório de Estudos Costeiros (LEC) do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia - UFBA, viabilizou a execução das coletas e boa parte das análises deste trabalho. Meu muito obrigado pelo grande

apoio e valiosas contribuições e ensinamentos para minha formação como profissional e cientista apaixonado pela oceanografia e geologia.

Aos professores de meus bacharelados em Oceanologia na Universidade do Rio Grande - FURG não apenas por me fornecerem ferramentas científicas para minha carreira profissional, mas, também, por cuidarem de seus alunos, quase sempre longe de casa, com o carinho de verdadeiros pais temporários e incentivadores de suas paixões pelo mar. Um abraço especial aos professores Lauro Julio Calliari, Luis Felipe Hax Niencheski e Milton Lafourcade Asmus que se destacaram em minha formação, tornando-se amigos e modelos como profissionais e pesquisadores.

*"I am made from the dust of the stars
And the oceans flow in my veins"*

*"All of us get lost in the darkness
Dreamers learn to steer by the stars"*

*"Like some captain, whose ship runs aground
I can wait until the tide comes around"*

*"Rain is burning on the forest floor
and the red tide kisses the shore
This is not a false alarm
This is not a test"*

Neil Ellwood Peart

RESUMO

As zonas costeiras ao redor do globo são ricas em recursos minerais, incluindo petróleo, recursos naturais renováveis (alimentos e madeira) e recursos recreacionais e paisagísticos. Manguezais e pântanos costeiros potencializam a segurança alimentar em zonas tropicais e são responsáveis por combater mudanças climáticas por meio do sequestro de carbono no solo. Neste contexto, o Litoral Norte do Estado da Bahia destaca-se por possuir diversidade de ecossistemas inundáveis costeiros sob clima tropical e por compor área de relevante importância ecossistêmica sobre pressões antrópicas e exploração turística crescente. A elaboração de um modelo ecossistêmico dos terrenos inundáveis costeiros do Município de Conde - BA, por meio de estudos isotópicos, sedimentológicos e de nutrientes, visou auxiliar no direcionamento de novas pesquisas e no auxílio da gestão ambiental na região. A sedimentologia foi empregada na avaliação da cinética ambiental (tipos, sentidos e intensidades dos agentes transportadores) responsáveis pelos diversos padrões granulométricos encontrados. Os nutrientes dissolvidos e os isótopos ambientais compuseram elementos usados como traçadores em mecanismos naturais, fluxos hidrológicos, processos sedimentares, determinação de contaminação e suas possíveis fontes junto aos estuários, manguezais e pântanos estudados. Os nutrientes indicaram que os estuários estudados encontravam-se em razoável condição de preservação, mostrando, contudo, situação tendendo ao descontrole por poluição antrópica de nitrogenados (Rio Itariri) e fosfatos (Rio Itapicuru). O uso de isótopos do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) destacou-se na determinação de seus padrões de ocorrência (estados químicos e compartimentos) e dos processos ecossistêmicos envolvidos, enquanto os isótopos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) foram úteis na verificação de variações temporais nos padrões de cobertura vegetal e na origem da Matéria Orgânica (M.O.) acumulada. A análise integrada da razão entre carbono e nitrogênio (C:N) e de seus isótopos na M.O., e do teor de carbonatos, presentes em sedimentos de testemunhos dos manguezais, determinou a origem fotossintética e o grau de acumulação de carbono, indicando, ainda, variações temporais da influência marinha sobre estes ecossistemas. A abordagem multidisciplinar apresentada buscou contribuir com o acréscimo de conhecimentos científicos sobre o Litoral Norte do Estado da Bahia bem como gerar informações para o desenvolvimento de políticas e ações de gestão da Zona Costeira Brasileira.

Palavras-chave: terras úmidas, nutrientes, isótopos, sedimentos, estuário

ABSTRACT

Coastal zones around the globe are rich in mineral resources, including oil, renewable natural resources (food and wood) and recreational and landscape resources. Coastal mangroves and swamps enhance food security in tropical areas and are responsible for combating climate change through the sequestration of carbon in the soil. In this context, the North Coast of the State of Bahia stands out for having a diversity of coastal wetlands ecosystems under a tropical climate and for composing an area of relevant ecosystemic importance under anthropic pressures and increasing tourist exploitation. The elaboration of an ecosystemic model of coastal wetlands in the Municipality of Conde - BA, through isotopic, sedimentological and nutrient studies, aimed to assist in directing new research and assisting environmental management in the region. Sedimentology was used to evaluate the environmental kinetics (types, directions and intensities of the transporting agents) responsible for the different granulometric patterns found. The dissolved nutrients and environmental isotopes composed elements used as tracers in natural mechanisms, hydrological flows, sedimentary processes, determination of contamination and its possible sources in the studied estuaries, mangroves and swamps. The nutrients indicated that the studied estuaries were in a reasonable preservation condition, showing, however, a situation that tends to be out of control due to anthropic pollution of nitrogenates (Itariri River) and phosphates (Itapicuru River). The use of nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) stood out in determining their patterns of occurrence (chemical states and compartments) and the ecosystem processes involved, while the carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) were useful in verifying temporal variations in the vegetation cover patterns and at the origin of the accumulated Organic Matter (OM). The integrated analysis of the ratio of carbon to nitrogen (C:N) and its isotopes in OM, and of the carbonate content, present in sediments from mangrove cores, determined the photosynthetic origin and the degree of carbon accumulation, also indicating, temporal variations of the marine influence on these ecosystems. The multidisciplinary approach presented sought to contribute to the increase of scientific knowledge about the North Coast of the State of Bahia, as well as to generate information for the development of policies and management actions in the Brazilian Coastal Zone.

Keywords: wetlands, nutrients, isotopes, sediments, estuary

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO - - - - -	1
2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA - - - - -	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - - - - -	5
3.1- ISÓTOPOS - - - - -	6
3.2- DEFINIÇÃO DE TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	9
3.3- OCORRÊNCIA DE TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	9
3.4- IMPORTÂNCIA DOS TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	9
3.5- CARACTERÍSTICAS DOS TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	15
3.6- TIPOS DE TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	16
3.7- FATORES ABIÓTICOS - - - - -	26
3.8- FATORES BIÓTICOS - - - - -	38
3.9- LITORAL BRASILEIRO E COSTA CENTRAL / NORDESTE - - - - -	41
3.10- LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA - - - - -	42
4. METODOLOGIA - - - - -	45
4.1- ÁREA DE ESTUDO - - - - -	45
4.2- LEVANTAMENTO DE DADOS - - - - -	48
4.3- MAPEAMENTO - - - - -	48
4.4- AMOSTRAGENS - - - - -	48
4.5- ANÁLISES - - - - -	52
4.6- INTEGRAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS - - - - -	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO - - - - -	55
5.1- MAPA DE OCORRÊNCIA DE TERRENOS INUNDÁVEIS COSTEIROS - - - - -	55
5.2- PARÂMETROS OCEANOGRÁFICOS FÍSICO-QUÍMICOS - - - - -	57
5.3- ISÓTOPOS AMBIENTAIS - - - - -	62
5.4- CONSIDERAÇÕES ECOSSISTÊMICAS - - - - -	116
5.5- CLASSIFICAÇÃO DOS TERRENOS INUNDÁVEIS - - - - -	127
6. CONCLUSÕES - - - - -	132
7. REFERÊNCIAS - - - - -	134
ANEXOS - - - - -	153

1- INTRODUÇÃO

Apenas nas últimas décadas, os diferentes ecossistemas correspondentes a terrenos inundáveis têm sido alvo de estudos mais interpretativos que permitem compreender suas origens e interações com os ambientes adjacentes, visando à conservação, à restauração e mesmo à criação de novas áreas, enquanto a progressiva destruição data de várias décadas e tem origem em diversas atividades antrópicas. Ainda segundo Ewel (2010), a despeito de uma conhecida associação entre terras úmidas costeiras, as inter-relações entre seus diferentes tipos, em especial de seus processos hidrológicos, ainda são pobremente compreendidas.

Algumas das várias importâncias ecológicas destes ecossistemas incluem: exportação de matéria orgânica para sistemas aquáticos próximos; fornecimento de áreas para reprodução descanso e alimentação para inúmeras espécies da fauna terrestre e aquática; controle hidrológico de enchentes; e filtração dos fluxos hídricos associados, tanto por estabilizar sedimentos suspensos, quanto por diminuir as concentrações de poluentes (Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2019).

Neste contexto, o Litoral Norte do Estado da Bahia destaca-se como região importante para novos estudos, tanto por possuir diversidade de ecossistemas inundáveis costeiros sob clima tropical, quanto por compor área de relevante importância ecossistêmica sobre pressões antrópicas de exploração turística crescente.

A elaboração de um modelo ecossistêmico dos terrenos inundáveis costeiros do Município de Conde, por meio de estudos isotópicos, sedimentológicos e de nutrientes, pode auxiliar sobremaneira no direcionamento de novas pesquisas e no auxílio da gestão ambiental na região.

O estudo sedimentológico visa inferir, principalmente, variações na cinética ambiental (tipos, sentidos e intensidades dos agentes transportadores) responsáveis pelos diversos padrões granulométricos encontrados, enquanto os nutrientes e os isótopos ambientais compõem elementos que podem ser usados como traçadores em mecanismos naturais, fluxos hidrológicos, processos sedimentares, determinação de contaminação e suas possíveis fontes (Zucchi e Souza, 2012).

Dadas as dificuldades logísticas em caracterizar a dinâmica do nitrogênio em ecossistemas, devido à necessidade de repetições nas amostragens compondo séries históricas, o uso de estudos isotópicos do N ($\delta^{15}\text{N}$) destaca-se na determinação dos padrões de ocorrência (estados químicos e compartimentos) e dos processos ecossistêmicos envolvidos (Amundson et al., 2003).

A assinatura isotópica do nitrogênio reflete o fracionamento do isótopo pesado ^{15}N durante as reações de transformação deste elemento no solo por intermédio de micro-organismos (tais como nitrificação, desnitrificação e volatilização). A fração mais leve reage mais rapidamente e os compostos gerados apresentam enriquecimento em ^{14}N , enquanto que os sedimentos passam a apresentar uma maior concentração relativa de ^{15}N (Högberg, 1997). Em situações de pouca limitação de nitrogênio e, portanto, com concentrações mais elevadas das formas mineralizadas deste nutriente, as taxas de transformação no solo/sedimento e de perdas para atmosfera resultam no enriquecimento de ^{15}N nos diversos compartimentos do sistema (Nardoto et al., 2008).

O estudo de isótopos de carbono ao longo de perfis verticais do solo de terrenos inundáveis do Litoral Norte da Bahia pode apontar tanto variações temporais nos padrões de cobertura vegetal (Martinelli et al., 2009) quanto na origem da Matéria Orgânica (M.O.) acumulada, indicando maior ou menor grau de contaminação de origem antrópica. Sanders et al. (2014) descrevem valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ nos sedimentos de manguezais expostos a contaminação industrial e urbana quando comparados a ecossistemas semelhantes mais preservados.

A análise integrada da razão entre carbono e nitrogênio (C:N) e de seus isótopos na M.O. presente em manguezais pode indicar sua origem fotossintética e o grau de acumulação de carbono em meio aos sedimentos.

2- OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA

As zonas costeiras ao redor do globo são ricas em recursos minerais, incluindo petróleo, recursos naturais renováveis (alimentos e madeira) e recursos recreacionais e paisagísticos (Lindall et al., 1979, Atwood, 1981).

Segundo Global Environment Facility (2017), os ecossistemas marinhos e costeiros, incluindo manguezais, pradarias de gramíneas e marismas potencializam a segurança alimentar em zonas tropicais costeiras e são essenciais como habitat para espécies comercialmente exploradas. Além disso, os manguezais distribuídos ao redor do globo são responsáveis por combater mudanças climáticas, sequestrando até 22,8 milhões de toneladas de carbono por ano.

Numa publicação sobre Zona Costeira do Brasil, Carvalho e Rizzo (1994) descrevem-na como sendo uma área atrativa para múltiplos assentamentos e atividades diversificadas, onde relações mútuas entre componentes bióticos e abióticos estabelecem ecossistemas distintos, em geral, fisicamente inconsistentes e ecologicamente imaturos.

Estes atributos são respostas a ambientes de formação geológica recente e grande variabilidade natural e torna-os frágeis e vulneráveis, tendendo ao desequilíbrio, tanto por um crescente uso dos recursos, quanto pelos impactos previstos por mudanças climáticas e de aumento de nível do mar.

Os terrenos inundáveis costeiros são sítios sujeitos a intensa atividade humana, com consequente assentamento de centros populacionais crescentes e, portanto, recebem grande aporte de impactos antropogênicos, com máxima intensidade nas perturbações físicas (Lindall et al., 1979, Atwood, 1981). Modernamente, estão sujeitos à intensa pressão antrópica, que inclui impactos e destruição por poluição, assoreamento, aterros, usos diretos como área de produção agrícola e alterações hidrológicas variadas, envolvendo a construção de canais de drenagem, represamentos e dragagens para manutenção de canais de navegação.

Considerando-se relativa escassez de conhecimento sobre o funcionamento e a importância dos terrenos inundáveis tropicais da Zona Costeira do Brasil o levantamento de quaisquer parâmetros associados a estes ecossistemas pode somar informações que permitam estudos com resultados comparativos ou mesmo interpretativos. Neste sentido, o presente trabalho visa contribuir com a melhoria do grau de conhecimento dos terrenos inundáveis presentes ao longo da Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia, através da avaliação de parâmetros geológicos e oceanográficos destes ecossistemas existentes no município de Conde. Isto porque os levantamentos realizados neste município incluem os diferentes tipos de terrenos inundáveis e os processos condicionantes de suas distribuições que são representativos para toda esta faixa do litoral baiano. Estudos que busquem avaliar a capacidade de produção de matéria

orgânica em águas estuarinas e costeiras são sempre importantes etapas para uma compreensão dos processos tróficos e para a determinação de usos sustentáveis dos recursos naturais renováveis.

Este estudo teve por objetivos gerais: (1) entender o funcionamento isotópico dos ambientes estudados e (2) a elaboração de um modelo ecossistêmico dos terrenos inundáveis costeiros do Norte do Estado da Bahia, estudando fatores ambientais que condicionam a distribuição e os tipos de ecossistemas presentes.

Os objetivos específicos incluíram:

- 1- Análise qualitativa de processos energéticos envolvendo trocas de matéria orgânica e nutrientes nos corpos d'água adjacentes;
- 2- Verificação da existência de diferenças ecossistêmicas em distintas escalas espaciais;
- 3- Caracterização dos principais padrões sedimentares segundo parâmetros granulométricos e identificação dos fatores ambientais condicionantes de suas distribuições; e
- 4- Classificação segundo padrões hidrológicos vigentes.

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Pesquisas sobre ecossistemas costeiros têm sido intensificadas tanto pela pressão antrópica advinda da ocupação e exploração crescente nestes ambientes quanto pela temática relacionada aos riscos de elevação do nível relativo do mar. Paralelamente, como outro efeito das mudanças globais, o aumento na ocorrência de fenômenos climáticos extremos, o gradual aquecimento e as alterações pluviométricas médias aumentam o foco da ciência sobre regiões tropicais e equatoriais do planeta. Neste cenário os manguezais destacam-se como ambientes inundáveis relevantes na proteção de linha de costa e forte exposição a distúrbios físicos.

De forma ainda mais acentuada, o uso das ferramentas propiciadas pela ciência isotópica em estudos ambientais tem crescido tanto pela consolidação e divulgação das técnicas quanto pelo gradual aumento na acessibilidade de equipamentos envolvidos.

Uma evolução temporal das publicações dos últimos 40 anos, na área de ciências ambientais, envolvendo terras úmidas costeiras, sedimentos estuarinos e isótopos estáveis, pode ser visualizada na Figura 1.

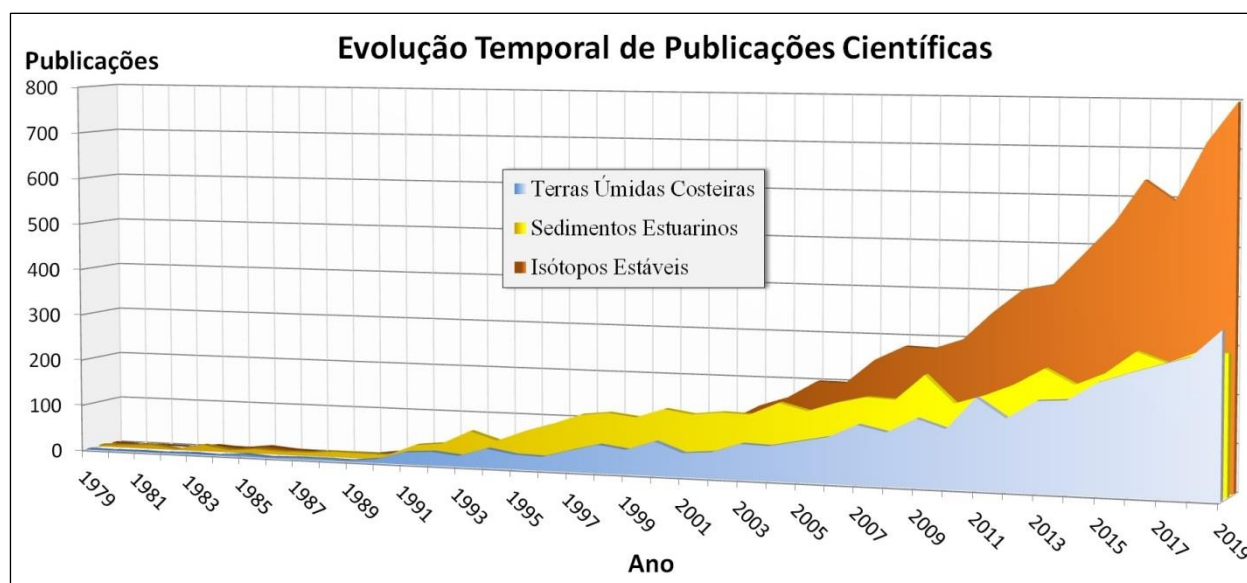


Figura 1. Gráfico com serie temporal do número de publicações anuais considerando três temas centrais afetos a este estudo (Fonte: *Web of Science* -2020)

Por meio de análise quantitativa da situação bibliográfica atual, considerando nove temas/tópicos de pesquisas relacionadas ao estudo em tela, foi elaborado um gráfico ilustrando as inter-relações entre os assuntos, indicando, ainda, suas frequências relativas (Figura 2). A base de dados foi criada a partir do portal “Web of Science” usando como critério de busca os 500 artigos mais citados e os 500 artigos com maior relevância (ocorrência das “palavras chave”) para cada tema, em outubro de 2020.

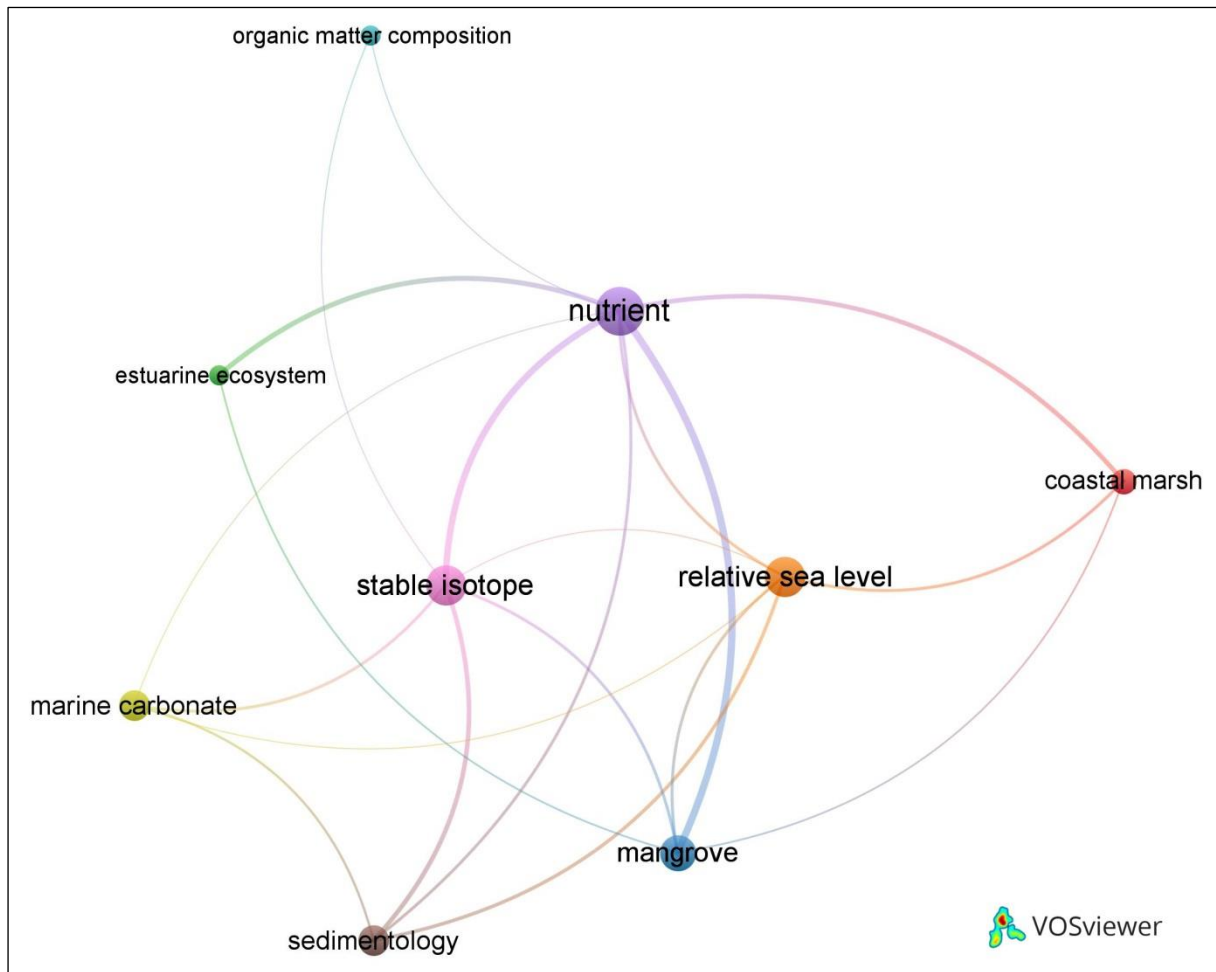


Figura 2. Mapa de rede das ligações entre nove temas selecionados. O tamanho dos nós, simbolizado por círculos, é determinado pela representatividade do tema, enquanto as linhas, representando as inter-relações, possuem maiores espessuras nas situações com maior ocorrência em comum nas publicações. Os tópicos com maior número de inter-relações e maior frequência na base bibliográfica possuem registros mais próximos ao centro do gráfico.

3.1- ISÓTOPOS

Isótopos são elementos químicos iguais com diferente número de nêutrons e, portanto, massas atômicas distintas, separados em dois grandes grupos: os radioisótopos e os isótopos estáveis. Os primeiros apresentam núcleos instáveis e emitem energia por radiação, transformando-se em elementos mais estáveis por meio de processo denominado decaimento, enquanto os isótopos estáveis não emitem radiação mantendo suas proporções mais constantes ao longo do tempo (Martinelli et al., 2009 e Fry, 2006).

Os mais usados em estudos ambientais não sofrem decaimento radioativo (são estáveis), incluindo basicamente H, C, N, O e S.

Segundo Martinelli et al. (2009), os isótopos estáveis mais abundantes, por possuírem massa atômica menor, são usualmente os mais leves (tal como ^{14}N e ^{12}C) enquanto seus correspondentes mais pesados são menos abundantes (^{15}N e ^{13}C , respectivamente).

O isótopo mais pesado é menos reativo, formando ligações mais fortes, e tende a ficar acumulado no reservatório ecossistêmico (substrato) sobre o qual a atuação de algum processo físico-químico (fracionamento isotópico) gera outro produto com maior concentração de isótopos leves (Figura 3).

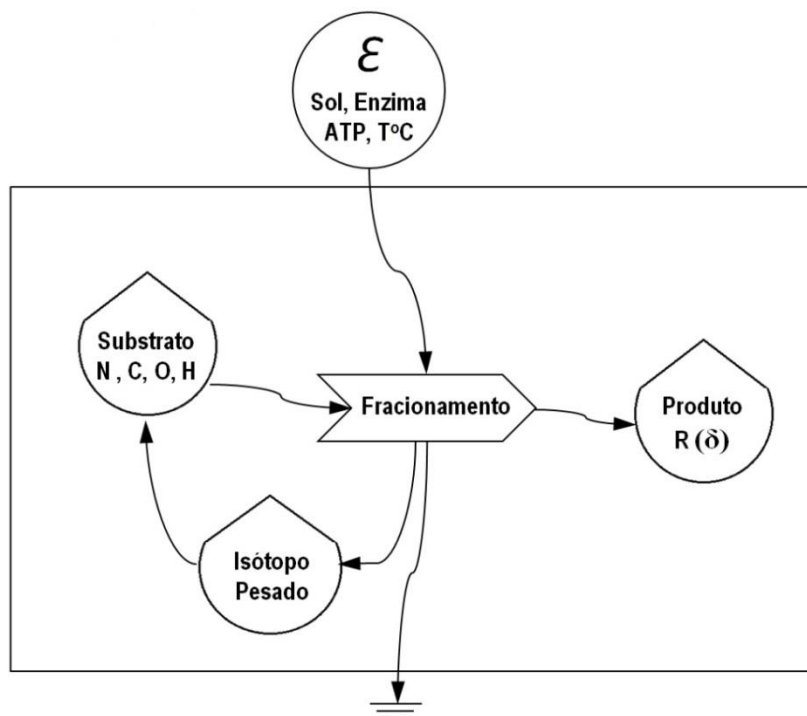


Figura 3. Modelo ilustrativo de fracionamento isotópico.

Este princípio de fracionamento é baseado na premissa de que a composição isotópica de cada elemento varia de forma previsível à medida que ele se move através de diversos compartimentos do ecossistema (Martinelli et al., 2009).

Estas variações entre a proporção de diferentes isótopos de um elemento são avaliadas por meio de Razão Isotópica (R) que consiste na relação / divisão entre o isótopo mais raro sobre o mais abundante, o pesado sobre o mais leve, respectivamente.

Para efeito de avaliação de amostras os valores de R são considerados frente a padrões internacionais, conforme ilustrado na Tabela 1, resultando num diferencial denominado delta (δ).

Tabela 1. Valores de abundâncias e padrões internacionais dos isótopos de carbono e nitrogênio. (adaptado de Martinelli et al. 2009).

Elemento	Isótopos	Abundância (%)	Razão (R)	Padrão Internacional
Nitrogênio	^{14}N	98,89	$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	N_2 atmosférico
	^{15}N	1,11		
Carbono	^{12}C	99,34	$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	Formação PeeDee Belemnite - Rocha sedimentar Norte-americana
	^{13}C	0,36		

Os isótopos estáveis mais importantes em estudos ambientais de avaliação da fonte de M.O. são o carbono e o nitrogênio (Martinelli et al., 2009).

Isótopos de carbono na M.O. registram efeitos do ambiente na fotossíntese e costumam ocorrer em valores negativos enquanto os isótopos do nitrogênio registram informações sobre dieta, nível trófico e fixação de nitrogênio (bactéria-planta).

A utilização dos isótopos estáveis na caracterização da matéria orgânica em sedimentos tem sido amplamente aplicada (Meyers, 1994; Zucchi e Souza, 2012; Tognella et al., 2016; Sampaio, 2019; Spanó et al., 2014; Santos, 2011 e Reis et al., 2017a). Os isótopos de nitrogênio também são usados para elucidar potenciais biogeoquímicos pós-deposicionais.

Os principais processos biogeoquímicos em ambientes estuarinos geradores de fracionamento dos isótopos abordados neste trabalho (nitrogênio e carbono) podem ser visualizados na Figura 4.

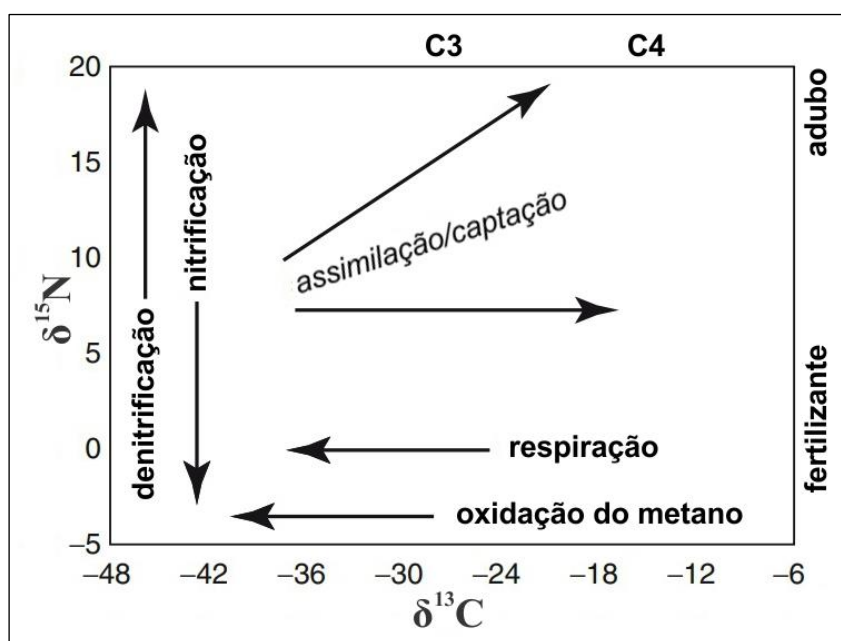


Figura 4. Modelo conceitual ilustrando os principais processos biogeoquímicos que controlam o $\delta^{13}\text{C}$ do Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC) e do $\delta^{15}\text{N}$ do nitrato e conseqüentemente em plantas aquáticas e M.O suspensa, bem como valores aproximados destes isótopos para suas principais fontes (adaptado de Kendall et al., 2010).

As concentrações de carbono e nitrogênio e, portanto, a Razão C/N são úteis na indicação de origem de M.O em zonas costeiras (Guo et al. 2004) e também auxiliam na estimativa de suas taxas de decomposição.

3.2- DEFINIÇÃO DE TERRENOS INUNDÁVEIS

Inicialmente é preciso estabelecer alguns conceitos para estes tipos de ecossistemas, denominados “wetlands”, cujas biotas evoluíram num processo de especialização na ocupação de ambientes de baixa viabilidade biológica, tornando-os altamente produtivos.

O uso da denominação Terrenos Inundáveis em substituição ao termo Terras Úmidas, usualmente empregado como tradução de “wetlands”, justifica-se pelo fato destas áreas corresponderem não apenas a zonas com elevado teor de água nos solos/sedimentos (saturadas) mas, também, por serem episodicamente cobertas por lâminas d’água de pequenas profundidades. Trata-se de uma questão estritamente pessoal e, portanto, não se pretende propor modificações definitivas, mas apenas aventar a hipótese de uma denominação mais adequada à realidade ambiental destes ecossistemas, que no presente trabalho estão citados como terrenos inundáveis.

Keller (1996) descreve tais ambientes como sendo feições que possuem como característica comum o fato dessas áreas serem inundadas ou apresentarem solos saturados por água, ficando cobertas por finas lâminas d’água (alguns centímetros) durante, no mínimo, alguns dias do ano.

3.3- OCORRÊNCIA DE TERRENOS INUNDÁVEIS

Segundo Dalton (1999), são indicadores de grandes áreas com ecossistemas inundáveis: (a) climas úmidos e super-úmidos; (b) faixas costeiras abrigadas (deltas, complexos lagunares, baías e enseadas); (c) baixos cursos fluviais predominantemente meandrantés, indicando solos coesivos (argilosos) e menores declividades topográficas; e (d) regiões com grande drenagem continental (nutrientes e sedimentos).

Entre algumas conhecidas feições com grandes superfícies correspondentes a terrenos inundáveis estão o Delta do Níger e a planície deltaica do Rio Mississipi. Este último, segundo Williams e Stewart (1996), contém cerca de 40% das terras úmidas costeiras norte-americanas. Exemplos brasileiros incluem: as reentrâncias do litoral do Maranhão; as margens do vasto complexo estuarino do Rio Amazonas; a planície costeira sul-brasileira, incluindo áreas adjacentes a Lagoa (Laguna) dos Patos – R.S.; e o Pantanal Mato-grossense, citado por Crisman et al. (1996) como o maior ambiente inundável do planeta.

3.4- IMPORTÂNCIA DOS TERRENOS INUNDÁVEIS

A importância dos terrenos inundáveis engloba inúmeros aspectos biológicos, físicos, químicos e geológicos, sendo grande parte ainda pouco conhecida, especialmente quando se tenta utilizá-la para valorar economicamente tais áreas. Keller (1996) e Global Environment Facility (2017) afirmam que terrenos inundáveis costeiros proveem proteção para as áreas mais

interiores contra a atividade erosional costeira de tempestades e ondas fortes, minimizando ainda inundações associadas a chuvas intensas e elevações do nível do mar por tempestades / “storm surges” (Figura 5). Keller (1996) cita os pântanos salgados como terrenos inundáveis costeiros que proveem proteção para as áreas mais interiores contra a atividade erosional costeira associada a tempestades e ondas fortes.

Em situações esporádicas, as ondas de tempestade atingem os terrenos inundáveis sendo suportadas pelas comunidades vegetais típicas, que sofrem algum grau de destruição temporária, mas mantêm o solo/sedimento protegido da erosão intensa.

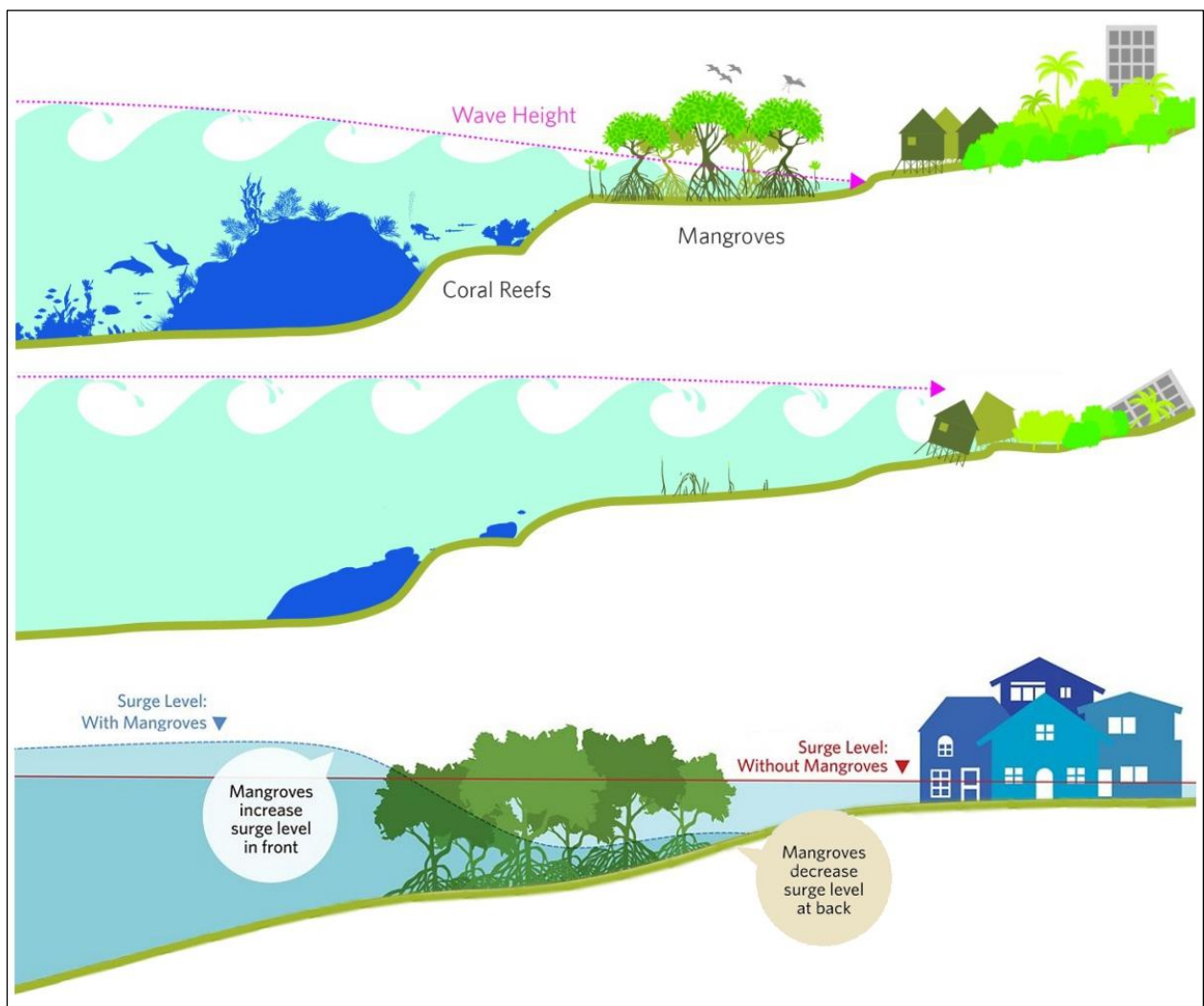


Figura 5. As complexas estruturas de recifes de coral e de manguezais atuam na redução da altura de ondas protegendo as comunidades costeiras (topo). Em situações de perda ou degradação destes ecossistemas esta capacidade é enormemente reduzida aumentando o risco de erosão e inundação (centro). De forma análoga, os manguezais podem reduzir o nível da água durante marés de tempestade minimizando inundações na faixa costeira emersa adjacente (a partir de Spalding et al. 2016 e The Nature Conservancy, 2020).

De forma geral, pode-se afirmar que o estabelecimento destes ambientes ocorre em margens de corpos d'água rasos e abrigados e, portanto, naturalmente protegidos de ação

constante de ondas, correspondendo a áreas relativamente planas inundadas regularmente e/ou episodicamente (planícies de alagamento ou maré). A batimetria rasa e a declividade suave auxiliam na manutenção de uma baixa energia cinética, permitindo a sedimentação e a acumulação de partículas finas. Entretanto, em situações esporádicas de curta duração, ondas de tempestade podem atingir os terrenos inundáveis, sendo suportadas pelas comunidades vegetais típicas, que sofrem algum grau de destruição temporária, mas mantêm o solo/sedimento protegido da erosão intensa.

Durante o inverno, no Litoral Norte do Estado da Bahia, a constante presença de ondas de vento de baixa energia oriundas do quadrante nordeste é esporadicamente suplantada por ondas de sudeste de grande potência, formadas em tempestades nas altas latitudes do Atlântico Sul (Figura 6).



Figura 6. Episódio de ondas de vento com alto poder erosivo em Camaçari - BA, resultante de alturas e períodos superiores a 2 metros e 10 segundos, respectivamente (fotografia: Henrique C. Dalton).

Os terrenos inundáveis exercem, também, ação filtradora de sedimentos e contaminantes em águas costeiras. Suas plantas podem efetivamente prender sedimentos e reter toxinas (Keller, 1996), além de mitigar efeitos da poluição (Dominguez et al., 1996).

Os manguezais podem representar um papel fundamental no desenvolvimento de recifes costeiros e na manutenção no delicado equilíbrio desses ambientes (Figura 7). Ogden e Gladfelter (1983) citam como exemplo dessa interação o fato dos manguezais protegerem os recifes de poluentes, sedimentos e excesso de nutrientes, enquanto estes formam uma barreira física à ação destrutiva das ondas.

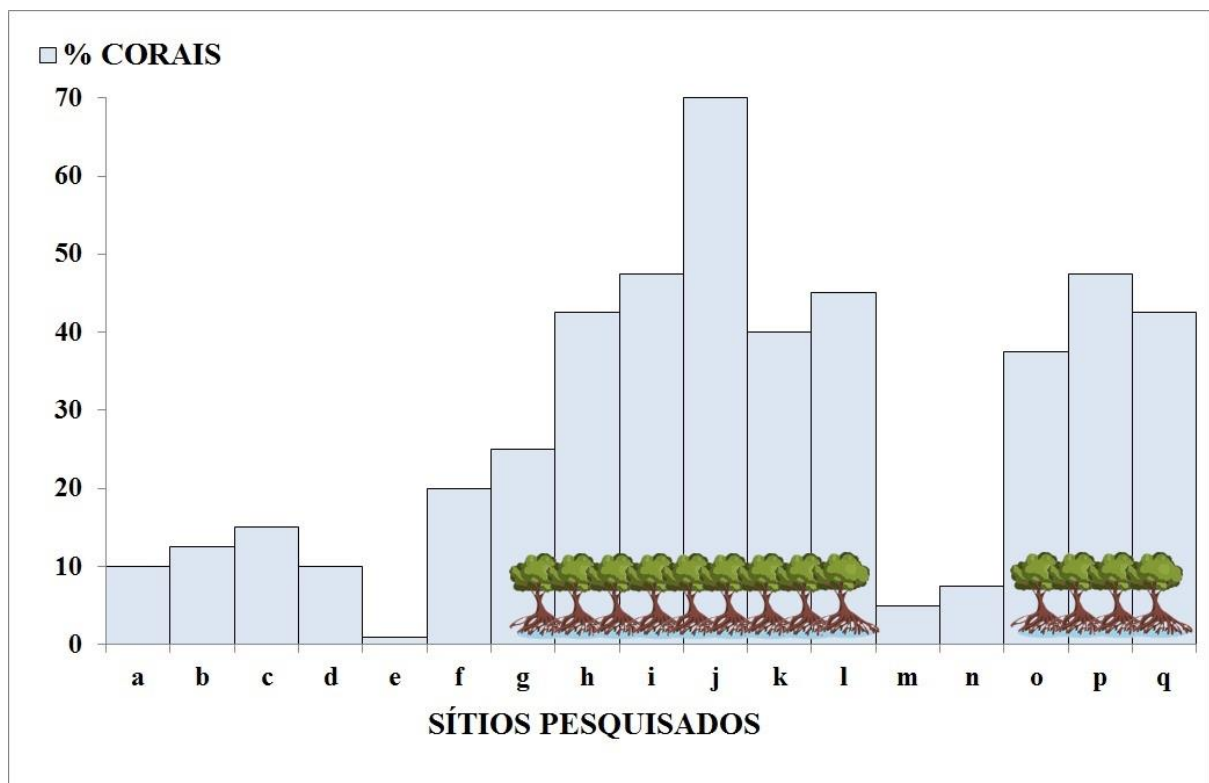


Figura 7. Relação entre o percentual da cobertura de corais em recifes de Ishigaki, no Japão, e a presença de cinturões costeiros vegetados. Os símbolos de árvores indicam a presença de vegetação costeira significativa, refletindo uma forte correlação com maiores coberturas por corais, enquanto recifes localizados defronte a áreas pouco vegetadas são nitidamente impactados por maior sedimentação (adaptado de Kuhlmann, 1988).

Os terrenos inundáveis costeiros filtram nitratos, fosfatos e outros poluentes da água, melhorando a qualidade da água de origem continental que segue para o ambiente estuarino e marinho. Os manguezais capturam grandes quantidades de emissões de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa da atmosfera, armazenando em seus solos por milênios (The Nature Conservancy, 2020).

Outro aspecto importante envolve o fato do estabelecimento florístico típico propiciar condições de assentamento, descanso, abrigo, alimentação, reprodução e crescimento tanto para

a fauna local (endêmica) quanto para a migradora. O complexo sistema de raízes dos mangues aumenta sobremaneira a diversidade bentônica destas regiões costeiras. Odum et al. (1982), Gilmore et al. (1983), Asmus et al. (1989), Williams e Stewart (1996), Smith (1996) e Dalton e Belém (inédito) reconhecem os terrenos alagáveis estuarinos e lagunares como criadouros sensíveis para inúmeras espécies inclusive algumas diretamente exploradas, conforme descrito por Lewis et al. (1985) e The Nature Conservancy (2020) para peixes de elevado valor comercial (Figura 8).

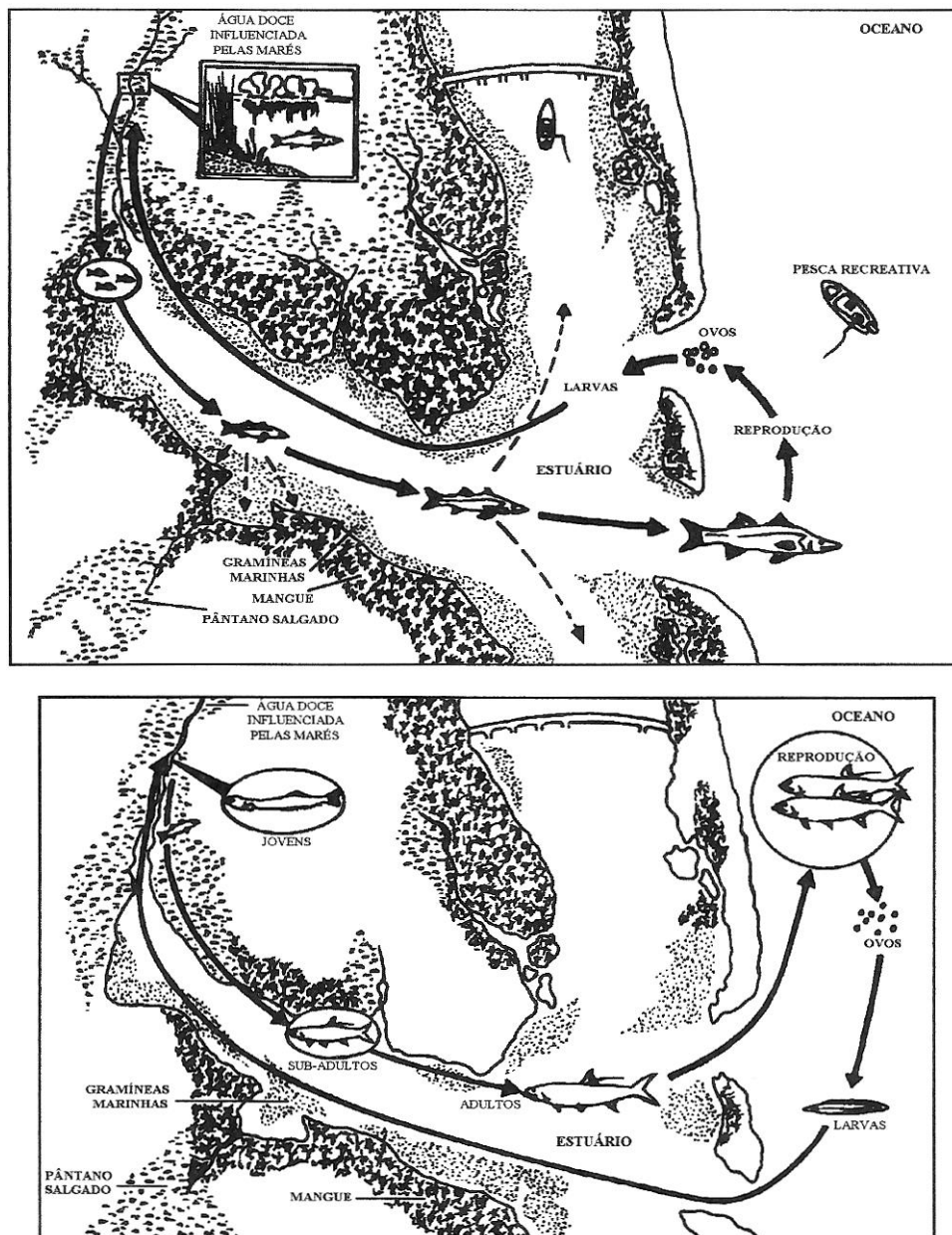


Figura 8. Ciclos de vida do Robalo (topo) e do Tarpão (embaixo) na Flórida, ilustrando a importância dos ambientes inundáveis (modificado de Lewis et.al.,1985).

A pesca artesanal em manguezais chega a produzir anualmente até uma tonelada de pescado por hectare e no Brasil apenas a captura de moluscos e caranguejos gerou recursos estimados em quase 10.000 dólares por hectare a cada ano (Spalding et al. 2016).

Por meio de estudos diversos sobre *Wetlands*, (Dalton e Belém, inédito; Asmus et al., 1989; Dalton, no prelo; Environmental Protection Agency- EPA, 2020 e Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2019), pode-se enumerar dez funções ecologicamente importantes para o marismas, que são validas em maior ou menor grau de importância para outros tipos de terrenos inundáveis, em especial aos manguezais: (1) as espécies vegetais possuem altas taxas de produtividade primária total; (2) propiciam abrigo e suporte para um grande numero de espécies aquáticas; (3) a caducidade dos caules e folhas produz grande quantidade de detritos; (4) poucos organismos pastam diretamente sobre folhas vivas das macrófitas, mas os detritos gerados suportam uma complexa cadeia alimentar; (5) seus brotos, folhas e caules retardam correntes e desta forma acentuam a estabilização dos sedimentos e a acumulação de materiais orgânicos e inorgânicos; (6) as raízes fixam o substrato através da redução dos processos erosivos e preservam a microflora e microfauna dos sedimentos; (7) as próprias plantas e seus detritos influenciam a ciclagem dos nutrientes entre sedimentos e coluna d'água adjacente, mantendo-os em níveis mais elevados e constantes; (8) as raízes e folhas provêm complexidade horizontal e vertical que, associada às variadas fontes de alimento, conduzem à abundância e diversidade faunística, geralmente excedendo a das áreas adjacentes não vegetadas; (9) os processos biológicos e geoquímicos envolvidos nestes ecossistemas os tornam excelentes filtros de materiais orgânicos e minerais, incluindo resíduos antropogênicos oriundos de atividades urbanas e agrícolas , tais como dejetos cloacais microbiologicamente contaminados, pesticidas organoclorados e metais pesados. Tais poluentes quando absorvidos podem ser degradados ou convertidos para formas menos tóxicas em alguns processos bioquímicos envolvidos ao longo das cadeias tróficas, ou ainda apreendidos no sedimento em processos de halmerólise, tal como a quelação de metais por argilo-minerais ou pela matéria orgânica particulada; e (10) os marismas ocorrem sempre associados a zonas de aporte de água continental, cujos cursos d'água estão sujeitos a alterações, por vezes muito acentuadas, na vazão, em função do regime de pluviosidade em suas bacias de drenagem. Os marismas suavizam estas alterações pelo fato das plantas associadas provocarem redução na velocidade do fluxo, por corresponderem a zonas de espalhamento horizontal com baixas declividades e por envolverem trocas hídricas entre o interstício sedimentar e a coluna d'água, agindo como verdadeiros reservatórios interligados ao estuário propriamente dito.

Não obstante o grande valor ambiental, os terrenos inundáveis continuam sendo destruídos por aterros, drenagens e descargas de efluentes urbanos e industriais.

3.5- CARACTERÍSTICAS DOS TERRENOS INUNDÁVEIS

Tal como os demais ecossistemas presentes em zonas costeiras, os terrenos inundáveis são complexos e pouco estáveis, sendo facilmente alterados por atividades naturais e antrópicas. Dentre os variados fatores naturais (bióticos e abióticos) importantes no estabelecimento e na evolução dos sistemas inundáveis, vale ressaltar: hidrologia, características físico-químicas do substrato, sedimentação, concentração de nutrientes, declividade, variações do nível relativo do mar, competição vegetal e herbivoria.

Dentre os vários tipos de terrenos inundáveis costeiros, aqueles ditos mixohalinos são, normalmente, os mais importantes sob o ponto de vista energético. Isto por dois motivos principais: (1) são ecossistemas mantidos sob certo estado de imaturidade pelas mudanças ambientais acentuadas e permitem uma constante situação de crescimento ótimo para muitas populações da fauna e da flora; e (2) possuem elevada produtividade por receberem subsídios tanto de origem continental quanto de origem marinha, aumentando a capacidade suporte dos estuários adjacentes. Goulding (1996) afirma que entre 1/3 e 2/3 do total anual de 3 milhões de toneladas de pescado (incluindo peixes e moluscos) capturado nos Estados Unidos da América provêm diretamente dos estuários.

Nos terrenos inundáveis costeiros a entrada de nutrientes mineralizados, lixiviados nas bacias de drenagem continentais adjacentes, faz com que a vegetação desenvolva-se rápido e envie matéria orgânica (M.O.) para os estuários. Em situações distintas podem consumir matéria orgânica de origem terrígena e exportar nutrientes para os estuários. Assim sendo, suas plantas agem como reguladoras, mantendo o balanço de M.O. e nutrientes nas águas em torno deles (Odum et al., 1988 e Asmus et al. 1989).

A matéria orgânica é uma importante fonte de informações sobre os processos de transporte e consolidação dos sedimentos. Neste contexto, isótopos de carbono e nitrogênio são comumente empregados como indicadores de origem da M.O. de zonas costeiras, podendo indicar em diferentes graus, suas fontes como terrígenas ou marinha.

Os isótopos que acompanham os ciclos naturais do meio ambiente (ciclo hidrológico, do carbono e outros) são denominados frequentemente de "isótopos ambientais". A maioria dos estudos com estes isótopos concentram-se na utilização do hidrogênio, carbono, nitrogênio, oxigênio e enxofre. Segundo Fritz e Fontes (1980) estes são os elementos mais importantes nos sistemas biológicos por comporem a maioria das reações de caráter hidrogeoquímico.

A análise da razão entre carbono e nitrogênio (C/N) em sedimentos de ambientes costeiros é um ótimo indicador da origem do componente orgânico. Saito et al. (1989) indicam que valores acima de 20 são relacionados a origem puramente continental e entre 5 e 7 como de origem marinha. Valores próximos a 10 representam uma composição mista de matéria orgânica continental e marinha (Stein, 1991). Solos obtidos por testemunhagem em manguezais costumam indicar carbono originado predominantemente de plantas superiores, do tipo C3 (Sampaio et al., 2010).

A relativa regularidade de distúrbios físicos agudos (origem externa) mantém estes sistemas num estágio intermediário de desenvolvimento ecológico. Isto reflete porque conceitos tradicionais de sucessão têm aplicação limitada em sistemas alagáveis. Os terrenos inundáveis costeiros podem manter um estado relativamente fértil pelos subsídios energéticos das marés, que aceleram a ciclagem dos nutrientes e aumentam a cinética do meio.

Odum (1971) expôs o conceito de estabilidade pulsante em referencia aos ambientes inundáveis, uma vez que estes exibem tanto aspectos típicos de sistemas maduros (cadeias tróficas complexas) quanto aspectos de sistemas imaturos (ciclos minerais abertos e ciclos de vida curtos).

3.6- TIPOS DE TERRENOS INUNDÁVEIS

Embora a diferenciação dos tipos de terrenos inundáveis envolva, ainda que indiretamente, os fatores ambientais que condicionam suas distribuições, neste estudo, os dois temas serão abordados separadamente. Isto porque as classificações mais usuais baseiam-se essencialmente nos padrões de cobertura vegetal apresentadas por estes ecossistemas (resultantes da interação dos fatores ambientais).

Os principais tipos de terrenos inundáveis conhecidos incluem: marismas (“salt-marshes”), manguezais (“mangroves”), banhados ou pântanos de água doce (“freshwater marshes”), florestas inundáveis ou brejos arbustivos (“swamps”) e planícies lamosas (“mud-flats”). Todos possuem como características comuns a ocupação de áreas alagáveis que vão de planícies de maré a planícies de inundação de natureza puramente continentais, e a presença de substrato dominado por sedimentos finos (silte e argila) e ricos em matéria orgânica (comumente designado por solo).

Embora normalmente classificados como salgados ou de água doce, os pântanos podem ocorrer como ecossistemas intermediários, devido à variação da salinidade em ambientes mixohalinos. De forma geral, os terrenos inundáveis pantanosos correspondem a superfícies vegetadas por plantas tipicamente emergentes de pequeno porte onde o nível da água está acima ou logo abaixo do solo, mantendo suas raízes cobertas ou saturadas com água e as hastes e folhas emersas. A natureza de um pântano (composição florística, diversidade e produtividade) é severamente influenciada por suas relações com os ecossistemas circunvizinhos (Smith, 1996).

3.6.1 - MARISMAS

Os marismas ou pântanos salgados são áreas alagáveis cobertas por gramíneas que ocupam as margens próximas a desembocaduras fluviais, assim como áreas de baías ou sacos anexos aos canais de estuários, onde as salinidades variam entre 8,1 e 29,4‰, com média em torno de 18‰. Os solos possuem um menor conteúdo de matéria orgânica que os solos de pântanos menos salinos (Chabreck, 1972), com a média de 17,5%.

A presença de menores conteúdos de compostos orgânicos nos pântanos salgados deve ser considerada com cautela, pois representa apenas um dado instantâneo resultante do balanço entre taxas de produção e exportação. Dessa forma, ao contrário do que possam aparentar numa primeira ponderação, os marismas são frequentemente mais produtivos que pântanos de água doce, mas mantêm menores concentrações de M.O. no solo tanto pela lavagem das marés e descargas fluviais/aluviais quanto pela mais rápida atividade microbiana na decomposição.

Os pântanos salgados desenvolvem-se basicamente restritos a planícies de maré das zonas costeiras mas, em raras situações, podem ocorrer nas margens de lagos salinos tipicamente continentais (Smith, 1996).

As frequentes inundações determinam a formação de duas zonações principais na vegetação, denominadas pântano baixo e pântano alto. O pântano baixo localiza-se na cintura correspondente à faixa entre o nível médio das marés baixas e o nível médio das preamares, sendo normalmente dominada pela forma alta de *Spartina alterniflora* (Figura 9), embora McCormick e Somes (1982) tenham descrito formas baixas em um marisma de Maryland. Kennard et al. (1983) descrevem a forma alta de *S. alterniflora* como um indicador mareal cosmopolita, uma vez que o limite superior da cintura de ocorrência deste espécie delimita a média das marés altas em pântanos salgados.



Figura 9. Forma alta de *Spartina alterniflora* num marisma do estuário da Lagoa dos Patos, sendo possível a visualização de pontas com sementes na extremidade superior das plantas maduras - coloração clara (fotografia: Henrique C. Dalton).

Em porções baixas e mais expostas à ação de ondas é frequente a existência de *Scirpus maritimus*, podendo ocorrer, ainda, populações vegetais do gênero *Juncus* (Figura 10).



Figura 10. Porção baixa de um pântano salgado, composta por populações de *Scirpus marítimas* e *Juncus* (fotografia: Henrique C. Dalton).

O pântano alto corresponde à faixa entre a média das marés altas e o nível médio das marés muito elevadas onde situações episódicas de regularidade variável, originadas por processos meteorológicos, astronômicos e oceanográficos atuando de forma conjunta ou isolada, causam elevação anormal do nível d'água junto à zona costeira (tais como: ondas de diversas origens, tempestades, marés de sizígia, ventos intensos, gradientes barométricos, fortes chuvas e aumento na drenagem continental).

Nesta faixa mais elevada dos marismas as formas cada vez mais baixas de *S. alterniflora* passam a dar lugar à *Spartina densiflora* (Figura 11).



Figura 11. Ilhota de solo rico em matéria orgânica, coberta por *Spartina densiflora* com algumas hastas de sementes ainda não transportadas pelo processo de dispersão eólica (fotografia: Henrique C. Dalton).

3.6.2 – MANGUEZAIS

Os manguezais correspondem a um ambiente ecologicamente semelhante aos marismas, anteriormente descritos, diferenciando-se destes últimos pela notável presença de flora com porte arbustivo/arbóreo.

De forma simples e abrangente, Suguio (1992) define manguezal como sendo um ambiente caracterizado pela associação de plantas arbustivas e gramíneas halófitas que se desenvolvem em planícies de maré abrigadas, margeando estuários e lagunas de regiões úmidas e quentes.

Goulding (1996) explica manguezal como uma área de solos salinos, frouxos e periodicamente inundados de zonas tropicais, que ocupam ambientes equivalentes aos pântanos salgados das mais altas latitudes.

No Brasil os mangues estendem-se desde Santa Catarina (um pouco ao sul de Florianópolis) até o Amapá e são dominados por dois gêneros vegetais: *Rhizophora* (Figura 12), geralmente ocorrendo nas zonas predominantemente marinhas (altas salinidades), e *Avicennia*, que ocorre em locais menos afetados pelas marés (menores salinidades).



Figura 12. Vegetação de manguezais exposta às maiores salinidades estuarinas, tipicamente dominada por *Rhizophora mangle*, no Litoral Norte do Estado da Bahia (fotografia: Henrique C. Dalton).

Selvam et al. (2002) relata que bordas dos manguezais alagadas regularmente em todos os ciclos mareais são ocupadas por *Rhizophora*, enquanto áreas mais interiores, inundadas

somente nas marés de sizígia e nas marés altas de dois dias antes e depois da sizígia, são zonas de ocorrência de *Avicennia*.

Nos estuários visitados ao longo do Litoral Norte do Estado da Bahia, além da vegetação composta por *Avicennia* (Figura 13) mostrar um porte mais arbóreo que aquela composta por *Rhizophora*, parece existir um aumento intra-específico de altura com diminuição da salinidade.



Figura 13. Porção de terreno inundável dominado por *Avicennia* no estuário do Rio Itapicuru (Conde – BA), em margem exposta a baixas salinidades (fotografia: Henrique C. Dalton).

É comum a ocorrência de vegetação com porte gramináceo em pequenas manchas dispersas num mosaico em meio à flora arbustiva típica (Figura 14). A distribuição destas manchas de vegetação semelhante a dos marismas é dinâmica e parece estar condicionada a variações mínimas das características físico-químicas do meio ambiente, tais como: cota ou grau de submersão, insolação, nutrientes e pH do solo. Observações de campo ao longo do Litoral

Norte do Estado da Bahia parecem indicar aumento na ocorrência destas gramíneas à medida que diminui a distância dos estuários com a região metropolitana de Salvador. Tal fato pode estar associado aos índices de poluição antrópica conforme observado por Sampaio et al. (no prelo) em manguezais do Sudeste brasileiro onde maiores taxas de colonização por macrófitas aquáticas correlacionam-se com o incremento na concentração de Nitrato no sedimento.



Figura 14. Vegetação de manguezal, tipicamente dominada por espécies arbustivas, contendo ilhota de plantas com porte gramináceo em uma cota mais emersa da margem (fotografia: Henrique C. Dalton).

Dois outros gêneros frequentemente encontrados nos manguezais brasileiros são *Laguncularia* e *Conocarpus*. Nas Américas existem cerca de dez espécies vegetais típicas, e na região Indo-Pacífica existe maior diversidade.

3.6.3 – PANTANOS DE ÁGUA DOCE

Os pântanos de água doce ou banhados, também denominados de ambientes paludais, são ambientes inundáveis que ocorrem nas margens rasas de lagos e rios lentos, desenvolvendo-se à medida que meandros, planícies de transbordamento e enseadas vão sendo preenchidos por sedimentos.

Os pântanos de água doce representam situações restritas em zonas costeiras e normalmente correspondem a terrenos alagáveis em processo de emersão. Suguio (1980) explica que depósitos sedimentares de turfa (tipicamente pantanosa) podem ocorrer sobrejacentes a depósitos carbonáticos friáveis e terrosos do tipo marga (paleo-ambiente lacustre) ou sobrejacente a areias com estratificação cruzada (canais flúvio-deltáicos) indicando processos de assoreamento e emersão. Em continuidade ao processo de emersão, Smith (1996) explica que, quando o acúmulo de sedimentos e depósitos orgânicos eleva as cotas de um pântano acima dos níveis de alagamento, as plantas aquáticas vão sendo substituídas por arbustos chegando, eventualmente, a um ecossistema terrestre de gramíneas continentais ou mata arbórea.

A cobertura vegetal típica (Figura 15) não inclui plantas lenhosas, mas, principalmente, macrófitas vasculares emergentes (como gramíneas e *Juncus*).



Figura 15. Pântano de água doce localizado na Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia (fotografia: Henrique C. Dalton).

Nos canais e nas zonas mais baixas e sujeitas a alagamentos prolongados (mínimo de alguns meses) podem ocorrer espécies vegetais flutuantes e/ou que apresentem estruturas flutuantes (Figura 16).

Embora possam apresentar maior diversidade florística, devido à ausência de “stress” fisiológico causado pelo cloreto de sódio, que atua como forte fator de restrição à colonização de inúmeras espécies vegetais, os pântanos de água doce são normalmente menos importantes que os marismas quando comparados sob a perspectiva de exportação de energia para ambientes aquáticos adjacentes, especialmente matéria orgânica. Isto porque não recebem os subsídios fornecidos pelas marés aos marismas, tais como: sais, ovos, larvas, energia cinética e gases dissolvidos.



Figura 16. Vegetação com folhagem flutuante, no canal (zona muito alagada) de um pântano de água doce (fotografia: Henrique C. Dalton).

3.6.4 – FLORESTAS INUNDÁVEIS

As florestas inundáveis, ou brejos arbustivos, são ecossistemas inundáveis associados a corpos de água doce cujos alagamentos costumam ocorrer em função do aumento nos fluxos de drenagem continental e/ou pluviosidade local acentuada. Tais alagamentos, portanto, possuem menores frequências e maiores durações (geralmente sazonais). A vegetação é principalmente arbórea/arbustiva e inclui locais como: os igarapés, os igapós e demais áreas inundadas nas cheias fluviais da bacia Amazônica, parte do Pantanal Mato-grossense e as margens do baixo curso de inúmeros rios sob condições tropicais (Figura 17).



Figura 17. Vegetação do tipo brejo arbustivo no baixo curso de um rio sujeito a condições de clima tropical úmido (autoria foto: J.M. Landim Dominguez).

3.6.5 – PLANÍCIES LAMOSAS

As planícies lamosas também ocorrem em locais de pouca energia cinética (de ondas e correntes) e baixas declividades, não estando necessariamente associadas a influência de massas d'água tipicamente continentais (drenagem fluvial/aluvial e lençol freático).

Bemvenuti (comunicação pessoal) explica que, ao contrario dos manguezais e marismas, estas planícies de maré são ecossistemas consumidores de nutrientes e matéria orgânica devido às baixas taxas de produção primária líquida (NPP) e por não receberem nutrientes diretamente de fontes continentais. Os sedimentos são finos (argilosos) e superficialmente ricos em diatomáceas bentônicas, responsáveis por quase toda a população primária local.

Os principais agentes ambientais controladores do tipo de ecossistema que se instala numa determinada superfície alagável e da forma como ele evolui podem ser avaliados em dois grupos: abióticos e bióticos.

3.7 - FATORES ABIÓTICOS

Os fatores abióticos (físico-químicos) são definidos por processos externos ao sistema e geralmente responsáveis pela caracterização de grandes nichos ecossistêmicos, disponibilizados para colonização vegetal pela formação de novos sítios ou pela destruição de áreas previamente ocupadas (através de fortes distúrbios naturais ou antrópicos).

Estes fatores atuam sobre os terrenos inundáveis costeiros em diferentes escalas de tempo e, como tal, devem ser considerados tanto em estudos evolutivos quanto descritivos destes ecossistemas. Os principais parâmetros examinados em análises mais interpretativas incluem: hidrologia, variação do nível relativo do mar, salinidade, tectônica de placas, declividade, sedimentação, substrato, nutrientes e clima.

3.7.1 - HIDROLOGIA

A hidrologia é provavelmente o principal fator a ser considerado nos estudos que correlacionem aspectos abióticos à formação, persistência, tamanho e função de “wetlands” (United States Geological Survey - USGS, 2020). Seus principais parâmetros incluem a duração, as profundidades, o grau de regularidade, a frequência e a origem dos alagamentos, estando diretamente relacionados a diversos outros aspectos oceanográficos, meteorológicos, geológicos e mesmo biológicos, tais como: marés, ondas, salinidade, concentração de nutrientes, pluviosidade, ventos, permeabilidade e porosidade dos sedimentos e evapotranspiração (somatório das taxas de evaporação e transpiração).

Mitsch e Gosselink (1986) afirmaram que os parâmetros hidrológicos são os mais importantes para o estabelecimento e manutenção de tipos de específicos de terrenos alagáveis e de processos associados.

Pântanos mareais podem apresentar diferentes padrões de alagamento/drenagem em função da topografia. Naqueles onde o alagamento é uniforme e desenvolve-se como fluxos lentos numa lâmina d'água recobrimdo toda a superfície inundável existem poucas espécies vegetais emergentes, com uma ou duas dominantes ocorrendo em amplas cinturas. Já os pântanos mareais alagados e drenados por sistemas de canais provêm maior variedade de nichos ecológicos, seja pelas variações no grau de submersão, seja pelas diferentes fácies deposicionais desenvolvidas e, portanto, apresentam maiores diversidades. Nos manguezais mais desenvolvidos, tal como nos pântanos mareais, ocorrem sistemas de canais para subida e descida das marés (Figura 18).



Figura 18. Fotografia de canais mareais em dois tipos de ambientes inundáveis polihalinos, desenvolvidos sob diferentes condições climáticas: um marisma da Planície Costeira Sul – Brasileira (topo) e um manguezal do Litoral Nordeste do Brasil (fotografias: Henrique C. Dalton).

De maneira semelhante, embora com fluxos geralmente unidirecionais, os canais de banhados são importantes no aumento da variabilidade ambiental e da dinâmica destes ambientes através da importação e da exportação de M.O., detritos, estruturas reprodutivas vegetais e fauna (Figura 19).



Figura 19. Canais num pântano de água doce (banhado) não mareal, onde pode ser observado o sentido único do fluxo através da inclinação dominante apresentada pela vegetação que margeia estas feições (fotografia: Henrique C. Dalton).

3.7.2 - VARIAÇÃO DO NÍVEL RELATIVO DO MAR

A variação do nível relativo do mar precisa ser considerada em estudos sobre a evolução dos terrenos inundáveis costeiros (escalas geológicas de tempo), uma vez que tais variações determinam as características morfológicas e faciológicas das costas associadas.

De forma geral, pode-se afirmar que costas em rápida submersão afogam e erodem os terrenos inundáveis, pressionando-os continente adentro e, via de regra, provocando uma expansão dos mesmos, enquanto em costas experimentando franca regressão do nível relativo do mar eles tendem a assorear e secar, sendo forçados a uma migração horizontal em direção ao oceano. Entretanto, uma forma correta de analisar a influencia de variações do nível relativo do mar precisa considerar a geomorfologia costeira e os demais processos geológicos atuantes.

Alguns processos sedimentológicos associados às terras úmidas sujeitas a variação de nível do mar podem ser observadas no Estado de Louisiana (EUA), adjacente ao Golfo do México, que inclui a planície deltaica do Rio Mississippi e são descritos a seguir, com base no trabalho de Williams e Stewart (1996). A região Centro-Sul da Louisiana compreende 40% das terras úmidas costeiras dos Estados Unidos da América e soma 80% das perdas nacionais destes ecossistemas (taxas superiores a 75 km²/ano). Embora pareça óbvia uma ligação entre a elevação do nível relativo do mar experimentado pela Costa Atlântica daquele país e um desaparecimento natural das “wetlands”, estes autores explicam que a causa principal destas perdas está

relacionada à intervenção humana e projetos de engenharia, particularmente trabalhos associados à manutenção da navegabilidade e a construção de barragens para controle de enchentes. Tais obras impedem a chegada de água doce e sedimentos fluviais nas terras úmidas que contrabalançavam os processos naturais de subsidência e elevação do nível do mar (taxas acima de 1cm/ano), causando o afogamento da vegetação dos pântanos e, por vezes, convertendo-os em corpos d'água abertos. Outras alterações antrópicas na hidrodinâmica daquela região têm origem na construção de canais para o desenvolvimento de atividades ligadas à exploração e ao uso de petróleo e gás natural, aumentando as intrusões salinas que destroem muitos hectares de terras úmidas dulce-aquícolas (10 a 15% das perdas da Louisiana). O problema da devastação das terras úmidas naquela região é ainda mais sério se considerarmos que apenas no Estado da Louisiana cerca de 14.000 embarcações camaroneiras pescam regularmente no mar aberto e junto ao Delta do Mississippi (Goulding, 1996).

Segundo Dominguez et al. (1992), uma subida do nível médio do mar favorece a criação de sistemas laguna/ilha barreira e a construção de deltas intralagunares. Na fase inicial de alagamento atrás de um cordão litorâneo, as terrenos inundáveis tendem a se desenvolver, estendendo-se ao longo de canais e depressões topográficas. À medida que a elevação do nível médio do mar passa a compor um corpo lagunar com espelho d'água extenso os ecossistemas inundáveis começam a ficar sujeitos à erosão e ao afogamento, passando a ocorrer de maneira esparsa e restritos à margem interna da ilha barreira e à margem continental abrigada. Caso a situação de nível do mar alto permaneça estável as terras úmidas tendem a aumentar suas superfícies pelo progressivo assoreamento da laguna, onde a concentração de sedimentos finos favorece o estabelecimento de vegetação característica. Esses autores comentam, ainda, que o processo inverso é verdadeiro em situações de abaixamento do nível do mar, quando as condições sedimentológicas não apenas são desfavoráveis à formação de lagunas e baías mas tendem a torná-las terrenos em franca emersão. Um abaixamento lento pode facilitar a formação de solos e as áreas hidrologicamente propícias (incluindo antigos deltas intralagunares) ao assentamento e colonização florística que compõe os ecossistemas inundáveis. Durante a regressão os ambientes inundáveis das margens lagunares reagrupam-se e evoluem numa tendência de tornarem-se, paulatinamente, menos salinos. Se o abaixamento persiste os terrenos inundáveis transformam-se em ambientes totalmente dulce-aquícolas hidrologicamente alimentados por alagamentos fluviais e pelo lençol freático interiorizado pela paleo-ilha barreira. Os manguezais e marismas praticamente inexistem nesta situação, ficando espacialmente restritos a desembocaduras fluviais relativamente protegidas da energia cinética de ondas (situação atual do Litoral Norte da Bahia).

3.7.3 - SALINIDADE

A salinidade num determinado ambiente inundável costeiro é função da hidrologia e do balanço entre a evapotranspiração e a precipitação.

Normalmente indicada em partes por mil, a salinidade também pode ser expressa por meio do total de sólidos dissolvidos (TDS) na água e consiste de sais inorgânicos e materiais dissolvidos. Grassholff et al. (1983) explicam que, em condições naturais, os sais são componentes químicos compreendendo ânions, como os carbonatos, cloretos, sulfatos e nitratos, e cátions, como potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca) e sódio (Na).

Quando considerada isoladamente a salinidade não é determinante na presença ou ausência de espécies típicas dos terrenos inundáveis, influenciando apenas no tipo de comunidade que consegue se estabelecer num dado período de tempo. Isto é facilmente confirmado pela existência de ecossistemas inundáveis desde ambientes tipicamente de água doce até aqueles fortemente influenciados pela salinidade marinha.

Cowardin et al. (1979) propuseram uma terminologia para os ecossistemas inundáveis estuarinos (Figura 20), baseada em parâmetros hidrológicos e, conseqüentemente, nas médias anuais de salinidade classificando-os em três tipos principais: (1) polihalinos, com salinidades variando entre 18 e 30‰; (2) mesohalinos, com salinidades de 5 a 18‰; e (3) oligohalinos, onde os valores de salinidade permanecem geralmente entre 0,5 e 5‰.

Em regiões áridas e/ou com estações secas intensas (pouca precipitação e elevada insolação), o vento exerce um fator de potencialização na concentração de sais, podendo auxiliar na formação de depósitos sob a forma de pequenas escamas, na superfície do solo, em meio à vegetação halófitas de cotas mais elevadas nos marismas. Dominguez (comunicação pessoal) explica que cotas elevadas (inundadas apenas por marés de sizígia) junto a manguezais podem aparecer sem qualquer vegetação devido à hipersalinização do solo, onde podem ser visualizados pequenos cristais de sal.

A presença de salinidades elevadas levou a vegetação halófitas de manguezais e marismas a adaptações que permitissem a manutenção do equilíbrio osmótico junto ao meio hipertônico. Segundo Street e Opik (1974), apesar da grande disponibilidade de água no meio, as plantas sujeitas à presença de sal podem apresentar características estruturais xeromórficas devido a um estado de seca fisiológica. Tais plantas, denominadas xerófitas, possuem boa capacidade de suportar a falta d'água externa por mecanismos variados: desenvolvimento de sistemas radiculares extensos e/ou profundos; presença de tecidos suculentos; cutículas espessas; presença de pêlos densos e perda sazonal de folhas pronunciada.

Além destas adaptações utilizadas para minimizar a perda de água fisiológica, as plantas halófitas podem buscar adaptação osmótica perdendo íons através de glândulas de sal. O produto secretado por estas glândulas é uma solução salina concentrada onde predominam íons de sódio e cloro ocorrendo, ainda, magnésio, potássio, cálcio, nitrato e, por vezes, fosfato (Street e Öpik, 1974). Segundo esses autores, exemplares do gênero *Spartina* regados com solução semelhante à água do mar secretam uma solução com concentração aproximada de 0,5 Molares.

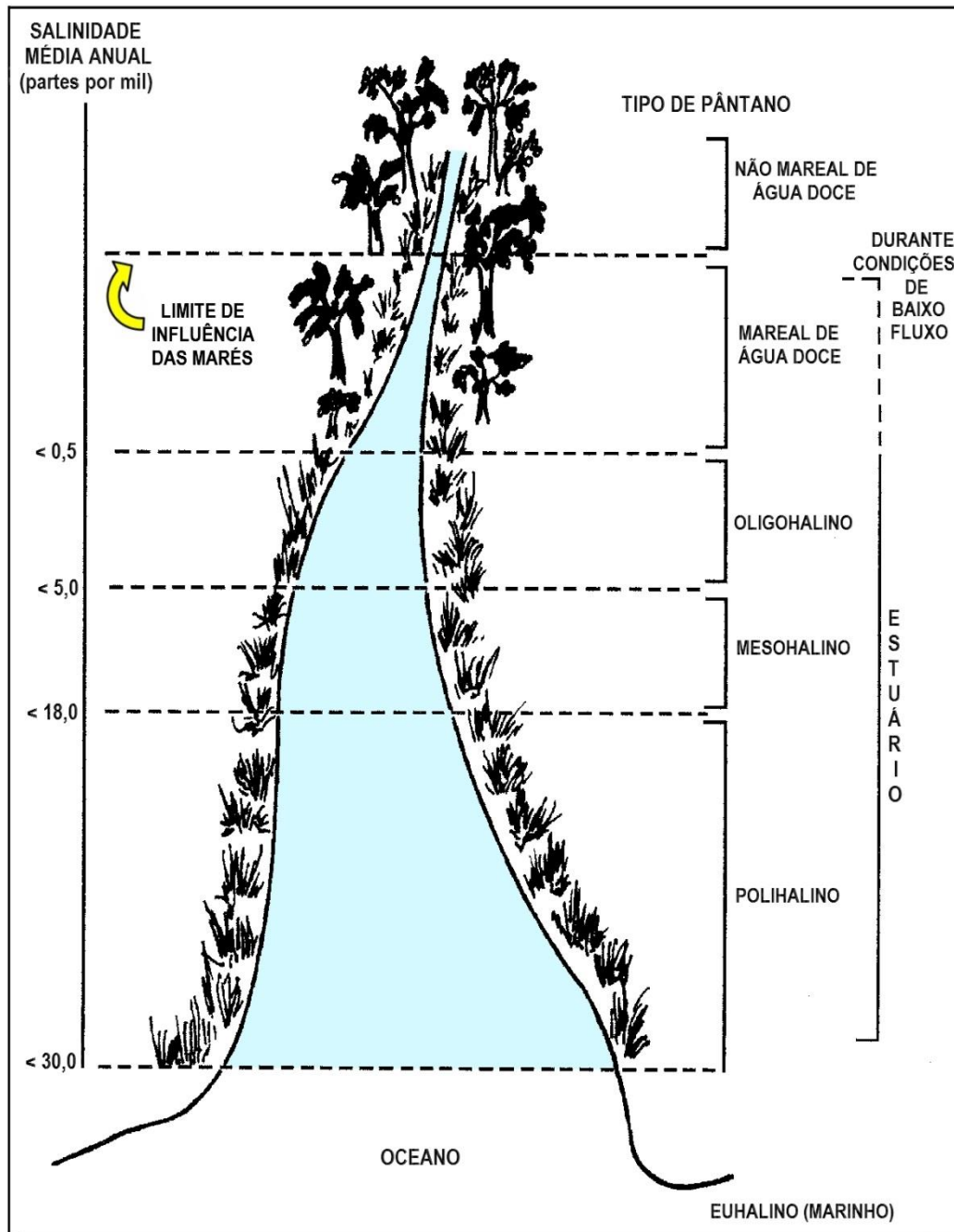


Figura 20. Representação dos principais tipos de ecossistemas inundáveis costeiros, com suas respectivas salinidades médias anuais. Modificado de Odum et al. (1984), usando a terminologia de Cowardin et al. (1979).

Mesmo nos ecossistemas de terrenos inundáveis costeiros sempre existe algum grau de influência de água continental, ainda que apenas de drenagem local de chuvas ou do lençol freático próximo da superfície. Dessa forma, vale salientar que, para fins de estudos multidisciplinares, o conceito do estuário precisa ter relação com a salinidade e não apenas com modelos de evolução geológica que podem englobar ambientes com salinidades puramente marinhas. Num estudo clássico, Pritchard (1967) definiu um estuário como sendo um corpo de água costeiro, semi-fechado, ligado livremente com o mar aberto, onde a água do mar é diluída em quantidades mensuráveis por água doce de drenagem continental.

A distribuição horizontal e vertical das salinidades (bem como de outros parâmetros físico-químicos) num dado estuário tende a variar em função de vários fatores hidrológicos que atuam distintamente nos quatro principais padrões geomorfológicos apresentados por estes corpos d'água costeiros ("fjords", estuários de vales fluviais afogados, lagunas e estuários de pântanos salgados). Embora as marés representem a principal fonte de energia causando misturas em zonas estuarinas, as ondas, os ventos e a descarga fluvial podem ser localmente importantes.

Os "fjords" são estuários profundos (até algumas centenas de metros), retilíneos e com soleiras (elevações topográficas submarinas) junto ao canal de ligação ao oceano adjacente, formados pela atividade de geleiras em situações pretéritas de climas mais frios. Inexistem no Brasil e portanto não serão discutidos neste trabalho.

Goulding (1996) descreve três categorias para estuários de vales fluviais em planícies costeiras, separadas em função da intensidade nos processos de mistura: (1) estratificado, onde normalmente ocorrem baixas amplitudes de maré e elevado aporte de água doce (menos densa), tal como o Delta do Mississippi; (2) parcialmente misturados, com marés e aporte fluvial atuando moderadamente, tal como em Chesapeake Bay; e (3) misturado ou homogêneo, onde as marés são geralmente intensas e o aporte de água doce pouco representativo, tal como no canal Norte do Estado da Carolina do Sul (EUA) e na Baía de Fundy.

As lagunas normalmente correspondem a ambientes rasos com grandes superfícies, baixas amplitudes de maré e pequeno aporte de água continental, onde o vento é usualmente mais importante que as marés com agente de mistura.

Os estuários de pântanos salgados também ocorrem como parte de planícies costeiras, possuem uma rede de drenagem bem desenvolvida, mas não são diretamente alimentados por rios e portanto apresentam água predominantemente salina. Redfield (1967) e Lessa (1994) descrevem detalhadamente a evolução de estuários pantanosos que ocorrem, no primeiro caso, como feições da Costa Atlântica Norte Americana desde Cape Fear (Carolina do Norte) até Cape Canaveral (Flórida), e no último, em Central Queensland, na Costa Australiana.

3.7.4 - GEOLOGIA

Vários fatores abióticos estão associados à geologia das zonas costeiras, cujas diferentes origens e evoluções estão presentes como heranças que condicionam: (1) as alterações de extensão e declividade das planícies costeiras e plataformas continentais internas; (2) os processos de drenagem, erosão e lixiviação continental; (3) o aporte de nutrientes na zona costeira; (4) os tipos e as intensidades dos processos sedimentológicos vigentes; (5) a dimensão das superfícies intermareais disponíveis; (6) os padrões de cobertura sedimentar e de solo para colonização e estabelecimento de vegetação típica e (7) a existência de fluxos hídricos entre lençol freático e água de superfície.

As diferenças geomorfológicas do litoral são determinantes na ocorrência dos ambientes inundáveis. Segundo Dalton (1999), faixas costeiras com menores declividades, tal como a planície costeira Sul-brasileira, permitem maiores áreas intermareais ou de alagamento lacustre e fluvial (baixo curso) ao contrário daquelas compostas por vales fluviais mais profundos e restritos (encaixados entre dobramentos rochosos ou esculpido em estrados sedimentares consolidados). A variação sedimentológica superficial da costa é, também, de grande importância, pois define a disponibilidade de substratos adequados a colonização vegetal.

3.7.5 - TECTÔNICA DE PLACAS

Smith (1996) afirma que, quando observados mundialmente, os marismas são melhor desenvolvidos ao longo das costas Atlânticas da Europa e da América do Norte. Tal assertiva, interpretada pelo prisma da tectônica de placas, resulta em duas considerações principais que exemplificam a importância deste parâmetro abiótico em grande escala de tempo geológico. A primeira é relacionada ao clima atual que concentra a ocorrência destes ecossistemas em latitudes maiores que 25°, onde no Hemisfério Sul existe uma menor proporção de áreas e bordas continentais (linhas de costa) se comparado ao hemisfério citado. A segunda consideração reside no fato de que ambas as costas envolvidas correspondem a margens continentais do tipo passivo, também chamadas de margens do tipo Atlântico, onde as plataformas continentais e as planícies costeiras adjacentes são mais bem desenvolvidas, apresentando menores declividades e condições sedimentológicas mais propícias ao desenvolvimento de zonas costeiras com ecossistemas inundáveis.

3.7.6 - DECLIVIDADE

A declividade é um forte fator determinante no tamanho da superfície alagável disponível e influencia no tipo de comunidade vegetal existente. Taludes muito íngremes são mais sujeitos à erosão, tendem a estreitar as cinturas e restringem a colonização apenas para espécies com um bom sistema de ancoramento pelas raízes, evitando o arranchamento e estabilizando o solo. Por

outro lado, taludes demasiadamente suaves com solos argilosos (pouco permeáveis) permitem a formação de poças e altas salinidades.

3.7.7 - SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação é função da carga suspensa disponível e da dinâmica vigente, podendo determinar as características físico-químicas do substrato disponíveis para as plantas. Os terrenos inundáveis que margeiam corpos d'água com grandes superfícies para atuação do vento (“fetch”) podem estar sujeitos a uma maior energia de ondas que, além da ação erosiva, tende a concentrar apenas sedimentos mais arenosos, tornando o solo pouco viável pela elevada permeabilidade. Ambientes de mais baixa energia costumam apresentar condições de sedimentação para os finos suspensos, mas uma acumulação excessiva de sedimentos pode danificar as plantas e aumentar as cotas (elevações) para valores acima dos níveis normais da vegetação.

3.7.8 - SUBSTRATO

O substrato de ocorrência dos ecossistemas inundáveis parece variar sensivelmente quanto à sua granulometria. Broome (1991) descreve situações de pântanos desenvolvidos sobre sedimentos com diferentes dominâncias de granulometria e explica que solos mais arenosos possuem baixa capacidade de fornecer nutrientes às plantas. Este problema é contrabalançado em regiões onde as marés e/ou rios são ricos em nutrientes. O solo muito arenoso pode tornar-se inóspito nas elevações mais altas, pois perde água e seca mais rapidamente (United States Army Corps of Engineers, 1986). De forma contrária, sedimentos silticos e argilosos são ricos em nutrientes, mas são mecanicamente mais instáveis e sujeitos à compactação e subsidência local, podendo mesmo sofrer processos de liquefação.

3.7.9 - NUTRIENTES

Os nutrientes disponíveis para a vegetação de um ambiente inundável variam tanto regionalmente quanto internamente ao próprio ecossistema, tal como ocorre em solos tipicamente continentais. Diferenças entre solos são diminuídas, até certo ponto, pelos efeitos das inundações e pelo estado químico reduzido dos solos saturados. Mudanças de marés afetam os processos biogeoquímicos dos solos estuarinos, incluindo deposição sedimentar, entrada e saída de nutrientes, e apreensão e disponibilização de toxinas. O elevado grau de dureza da água do mar, conferido pelas altas concentrações dos metais alcalinos-terrosos Ca e Mg, bem como suas consideráveis concentrações de S e K, fornecem adequadas quantidades desses nutrientes para a vegetação de pântanos salgados e mesohalinos (Goulding, 1996; Dalton e Belém; inédito).

Goulding (1996) afirma que, uma vez que as concentrações dos componentes dissolvidos na água do mar são praticamente constantes e as concentrações dos elementos dissolvidos em

massas d'água continentais variam amplamente, as alterações químicas da água dos rios governam os nutrientes em pântanos de água doce e influem diretamente nos ciclos de nutrientes de estuários. Os principais compostos de origem continental importantes para a vida em ambientes mixohalinos são sílica, ferro, nitrogênio e fósforo, enquanto a água do mar fornece bicarbonatos e sulfatos.

Quando os solos são inundados o movimento de ar é restringido e, devido à presença de matéria orgânica, o resultado é o surgimento de condições anaeróbicas (reduzidas). Os processos de oxidação e redução nos solos, importantes para a nutrição vegetal, são obviamente afetados pelas condições anaeróbias. Os arbustos dos mangues buscam contornar o problema de anaerobismo do solo através de um complexo sistema de raízes aéreas (Figura 21), incluindo estruturas de geotropismo negativo adaptadas à realização de trocas gasosas (pneumatóforos).



Figura 21. Fotografia do sistema de raízes aéreas típico de vegetação de manguezais (fotografia: Henrique C. Dalton).

Diversos outros compostos inorgânicos tendem a passar para formas mais móveis quando reduzidos, como o ferro e o manganês. O enxofre presente passa a ocorrer principalmente como sulfeto. O pH destes solos reduzidos tende a ser tamponadamente neutro (Broome, 1991).

As plantas pantanosas não sobrevivem em áreas com valores de pH menores que 3,0 mas o pH de solos ácidos tende a subir quando eles são inundados e tornam-se reduzidos (Gambrell e Patrick, 1978). A acentuada participação do fósforo nos processos de absorção providos por argilo-minerais e matéria orgânica particulada imprime a muitos solos texturalmente finos uma boa capacidade de suprir este nutriente às plantas. Já em áreas mais salinas, ele pode tornar-se pouco disponível. As gramíneas marinhas formadoras de pradarias submersas (como *Zoostera*) retiram o fósforo da água intersticial através de suas raízes e liberam o excesso para a coluna d'água pelas suas folhas, exercendo uma importante função ecológica por atuarem com "bombas de fósforo".

Experimentos de fertilização sobre crescimento de *S. alterniflora* em um solo arenoso de Ocracoke Island indicaram que o fósforo pode vir a ser um fator limitante do crescimento vegetal. Aplicações de fertilizantes de N e P produziram maiores crescimentos que aplicações de N somente (Broome et al, 1975).

Materiais texturalmente finos são frequentemente ricos em nutrientes, não sendo fator limitante para o crescimento vegetal (United States Army Engineer Waterways Experiment Station, 1978 e U.S. Army Corps of Engineers, 1986). Solos com grandes quantidades de hidróxidos de ferro e alumínio e argilas cauliníticas são capazes de absorver grandes quantidades de fósforo, causando sua indisponibilidade ou lenta liberação para as plantas (Tisdale et al, 1985).

Dessa forma, pode-se afirmar que as plantas existentes em terras úmidas precisam estar adaptadas morfológica e fisiologicamente às condições anóxicas e frequentemente ácidas dos solos finos ricos em M.O. mas, em contrapartida, obtêm boa disponibilidade de nutrientes.

3.7.10 - CLIMA

O clima (temperatura, pluviosidade, nebulosidade, radiação solar, ventos e evaporação) envolve processos meteorológicos e oceanográficos de grande escala e, portanto, atua sobre a evolução dos ambientes inundáveis em âmbito regional e global. Entretanto, variações climáticas imprimem modificações bióticas marcantes nos ecossistemas inundáveis que podem ser notadas em curtíssimas escalas de tempo geológico (sazonais e anuais), em especial naqueles dominados por gramíneas.

Os diferentes fatores climáticos parecem afetar pouco a distribuição latitudinal dos pântanos oligohalinos e de água doce. Muito provavelmente isto ocorra devido à grande

diversidade de gramíneas terrestres e aquáticas ao redor do globo, bem com pela ausência do estresse de zonas mais marinhas, onde a salinidade atua selecionando poucas espécies capazes de fortes adaptações/ajustes fisiológicos nas trocas com o meio hipertônico.

De forma inversa, embora coexistindo em determinadas latitudes, os manguezais e os marismas têm suas distribuições marcadamente ligadas às condições climáticas entre as regiões contíguas limitadas, aproximadamente, pelos paralelos de 25°N e 25°S. Dessa forma, é possível a visualização global de três faixas distintas de domínio, com os manguezais restritos à faixa central (zonas tropicais e equatorial) e os pântanos salgados prevalecendo nas duas outras de maiores latitudes.

A nitidez desta distribuição global, condicionada pelo clima, foi evolutivamente acentuada pelo fato de ambos os ecossistemas competirem por nichos espaciais restritos aos horizontes polihalinos intermareais de estuários e lagunas. Novamente, a alta diversidade e a ampla distribuição das gramíneas, somadas aos ciclos de vida curtos destas monocotiledôneas (melhores probabilidades de incorporar mudanças genótípicas como resposta ao meio), ofereceram vantagens ao grupo quando comparadas à vegetação lenhosa de porte arbóreo/arbustivo dos manguezais (frequentes dicotiledôneas). Além dos ciclos de vida mais curtos, a vegetação típica dos marismas apresenta adaptações morfológicas e fisiológicas, tal como inexistência de estruturas aéreas e fotossíntese por varias semanas, que as tornam capazes de suportar as acentuadas variações sazonais de temperatura, luminosidade e precipitação, comuns em latitudes mais altas. Os marismas também se desenvolvem em latitudes menores que 25°, mas são geralmente menos representativos que os manguezais, cujas comunidades vegetais estão melhor adaptadas na ocupação de planícies de maré sob climas quentes.

A Figura 22 subdivide a distribuição mundial dos manguezais em duas províncias distintas: (1) a Província Oriental, que abrange porções da África Oriental até o Pacífico Oriental e (2) a Província Ocidental compreendendo a costa Atlântica da África e a América Tropical (West, 1956). O número substancialmente maior de espécies vegetais típicas nos manguezais compreendidos na província oriental (mais de 40 espécies), frente ao número de espécies existentes nos manguezais ocidentais (cerca de 12 espécies), parece compactuar com a ideia de alguns autores sobre uma origem evolutiva/migratória deste grupo a partir da região chamada Australásia. Sobre o assunto, ainda um tanto controverso, Robertson e Alongi (1996) afirmam que as 69 espécies vegetais existentes no mundo, distribuídas em 20 famílias, não possuem um ancestral comum.

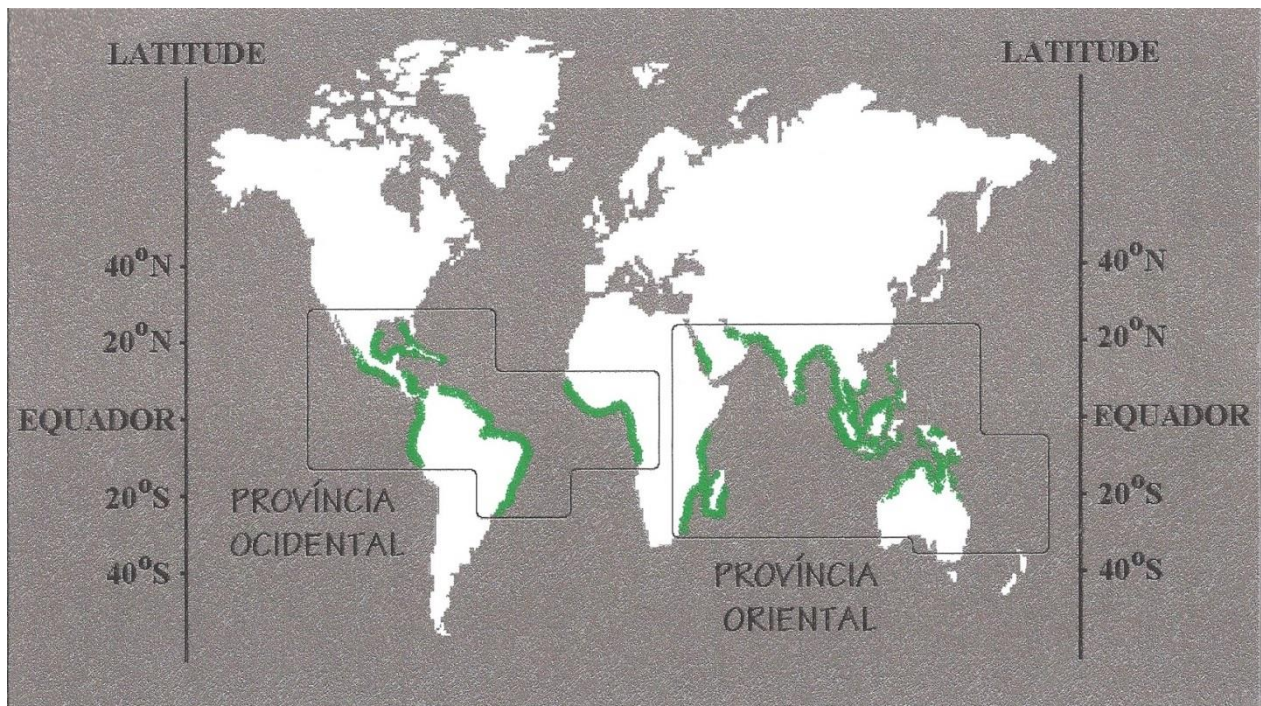


Figura 22. Distribuição Mundial dos Manguezais, dividida, segundo West (1956), nas províncias ocidental e oriental. As linhas espessas bordejando os continentes correspondem a zonas costeiras com manguezais associados a amplas planícies de maré (adaptado de Suguio, 1992).

3.8- FATORES BIÓTICOS

Os fatores bióticos possuem um componente externo de menor magnitude (basicamente autigênicos) e são os principais responsáveis pelo desenvolvimento e evolução destes ecossistemas. São fatores de natureza essencialmente biológica que afetam a distribuição e abundância de determinadas espécies animais e vegetais, incluindo: competição por luz e espaço; disponibilidade de alimentos; desenvolvimento do solo; acumulação ou redução mineral e herbivoria (Magliocca,1987). Embora extremamente variados e complexos, os fatores bióticos mais importantes em terra úmidas podem ser identificados como aqueles relacionados à colonização e ao desenvolvimento da flora. Isto ocorre pelo fato da vegetação propiciar significativas alterações autigênicas, permitindo o desenvolvimento da fauna associada e participando ativamente no controle dos processos físico-químicos e sedimentológicos.

Conell e Slatyer (1977) sugerem três modelos sucessionais (facilitação, tolerância e inibição) como relevantes na compreensão da dinâmica de comunidades naturais vegetadas. Estes modelos podem ocorrer em diferentes intensidades e temporalidades, tanto de forma sequenciada quanto simultânea.

3.8.1- FACILITAÇÃO

Decorre da ocupação inicial de substrato por espécies aptas a rápida colonização, caracterizando uma composição florística pioneira, cuja substituição é proporcionada pelas

modificações induzidas a partir da presença destas mesmas colonizadoras. A facilitação diz respeito a alterações na vegetação pela influência de uma dada biota no ambiente, de tal forma que induz a troca de espécies pré-existentes por outras. O acúmulo de detritos orgânicos pode levar a tais mudanças, mas evidências de um desenvolvimento autigênico na escala de comunidades são limitadas.

Evidências de modelos sucessionais de facilitação são descritos por Walker et al. (2003) na Nova Zelândia e por Uhl (1987) em floresta tropical amazônica, onde, após desmatamento e queima, espécies colonizadoras melhoram a fertilidade do solo e melhoram as condições de recrutamento vegetal mais diverso.

3.8.2- TOLERÂNCIA

O modelo de tolerância implica em várias espécies poderem continuar se estabelecendo ao longo do tempo e que diferentes tolerâncias à luz e a outros fatores limitantes irão determinar aquelas espécies que estarão dominando em um dado período.

As alterações ambientais causadas pela vegetação colonizadora inicial não apresentam, ou deixaram de apresentar, relevância no recrutamento e sucessão por novas espécies. Uma determinada sequência de espécies vegetais é função de diferenças na estratégia/ciclo de vida e na capacidade de explorar os recursos.

Segundo Mac Dougall e Turkington (2004) este modelo / fase sucessional explica porque a exposição do ecossistema a espécies invasoras, mais resistentes à competição interespecífica e melhores adaptadas à exploração de recursos, termina por implicar em dominâncias atípicas em estágios mais avançados.

3.8.3- INIBIÇÃO

O modelo da inibição sugere que aquelas espécies que conseguem se estabelecer inicialmente, após forte distúrbio, causam alterações ambientais que prejudicam o assentamento de outras espécies. Situações de alelopatia são frequentes neste modelo sucessional.

Os processos de inibição também podem estar relacionados à ocupação por espécies oportunistas invasoras, capazes de colonizar uma área apenas após um distúrbio causador da morte de espécies locais típicas (Ward e Jennings, 1990).

Estes modelos e provavelmente alguns outros fatores devem ser cuidadosamente avaliados quando se interpretam as causas que contribuem para mudanças bióticas em sistemas inundáveis (Figura 23).

Condições hidrológicas, mudanças no micro relevo, taxas de acreção, salinidades, potencial redox, tempestades e outros fatores fazem estes sistemas muito complexos para serem metódicos ou previsíveis (Niering e Warren, 1980).

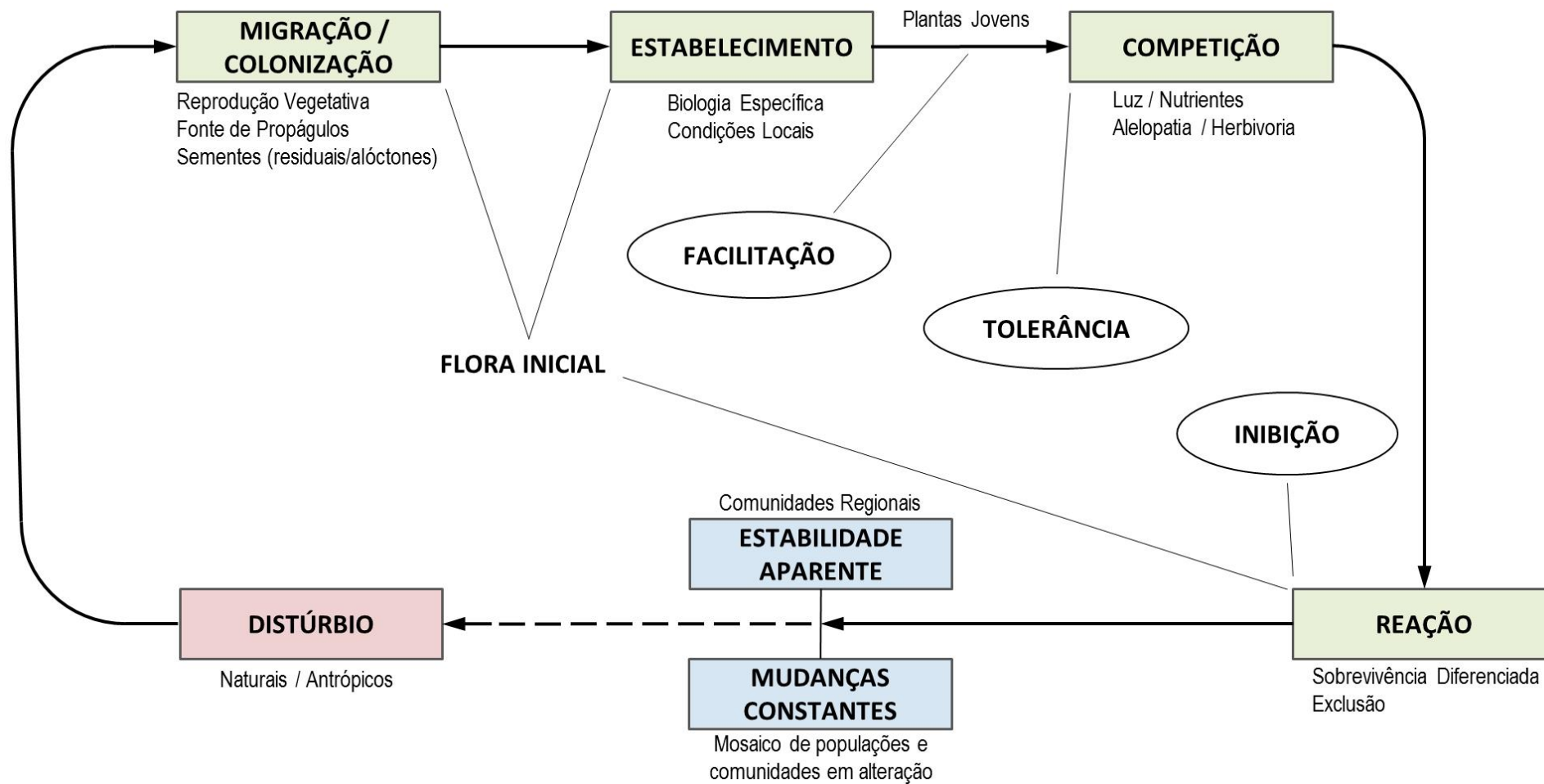


Figura 23. Visão holística dos principais fatores e processos envolvidos nas mudanças da vegetação segundo os quais, a partir de um distúrbio, um dado sistema pode atingir um estado relativamente estável ou existir em um contínuo estado de fluxo (modificado de Niering, 1987).

As diferenças geomorfológicas do litoral são determinantes na ocorrência dos ambientes inundáveis. Segundo Dalton (1999), faixas costeiras com menores declividades, tal como a planície costeira Sul-brasileira, permitem maiores áreas intermareais ou de alagamento lacustre e fluvial (baixo curso) ao contrário daquelas compostas por vales fluviais mais profundos e restritos (encaixados entre dobramentos rochosos ou esculpados em estrados sedimentares consolidados). As variações sedimentológicas superficiais da costa são, também, de grande importância, pois definem a disponibilidade de substratos adequados a colonização vegetal.

3.9- LITORAL BRASILEIRO E COSTA CENTRAL / NORDESTE

Segundo Carvalho e Rizzo (1994), o Brasil possui uma zona costeira com 7.367 quilômetros de extensão e uma faixa continental emersa ocupando cerca de 442.007 km², correspondendo a 5,2% do território nacional.

Embora muitos fatores abióticos e bióticos devam ser considerados em estudos que visem compreender a distribuição e a diferenciação dos tipos de ambientes inundáveis costeiros, podemos considerar algumas tendências na ocorrência e evolução destes ecossistemas ao longo da Costa Central e Nordeste Brasileira.

A hidrologia e a sedimentologia são os principais fatores externos a serem observados na evolução dos terrenos inundáveis costeiros do Brasil. Suas alterações consistem, principalmente, de respostas às variações do nível relativo do mar que, por sua vez, são compostas por fatores regionais (neotectônica, basculamento, subsidência, isostasia e processos sedimentares da plataforma e das planícies costeiras) e por fatores globais (variações climático-oceanográficas e geológicas).

Dominguez et al. (1992) explicam que a evolução Quaternária da Costa Leste/Nordeste do Brasil, faixa costeira de latitude entre 5°S e 20°S, foi governada por três fatores principais: (1) os ventos alíseos, responsáveis por uma continuidade, desde o Pleistoceno, nos padrões de dispersão de sedimentos ao longo da costa; (2) as variações do nível do mar, diretamente envolvidas na formação, evolução e abandono de estuários e sistemas laguna/ilha-barreira e (3) o clima, cujas alterações pluviométricas controlam a formação e a movimentação de dunas e cujas variações no regime de ventos afetaram a direção das ondas predominantes e, em algumas situações, da deriva litorânea.

Dalton (1999) divide a costa brasileira em quatro regiões segundo a evolução dos padrões ambientais que condicionam a distribuição atual dos terrenos inundáveis costeiros (Figura 24). Neste contexto, o Litoral Norte do Estado da Bahia situa-se no extremo Sul da Costa Nordeste; próximo à divisa com a Costa Central, em Salvador-BA. A Costa Nordeste é caracterizada por recifes e arenitos, baixa drenagem e aporte escasso de sedimentos continentais, com manguezais

e pântanos restritos ao baixo curso de rios encaixados em antigos estratos sedimentares e a pequenas faixas longitudinais à linha de costa.



Figura 24. Divisões da Zona Costeira do Brasil segundo fatores condicionantes e distribuição dos terrenos inundáveis costeiros (extraído de Dalton, 1999)

3.10- LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA

O Estado da Bahia possui uma área total de 564.732,64 Km², correspondentes a 36,33% do Nordeste e a 6,63% da superfície do Território Brasileiro (Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia – SEI, 2019a).

A evolução geológica do Litoral Norte do Estado da Bahia tem origem na fragmentação do antigo continente Gondwana, no Cretáceo (cerca de 140 milhões de anos) por processo tectônico que levou a separação da África da América do Sul. Tal fenômeno foi responsável pela estruturação da porção nordeste do Estado da Bahia, onde ocorrem três feições ou unidades geológicas principais: Bacia Sedimentar do Recôncavo, Alto de Salvador e Depósitos Terciários e Quaternários (Dominguez et al., 1996).

Do ponto de vista sedimentológico, Nunes et.al. (1981) explicam que o Litoral Norte do Estado da Bahia, de contorno muito regular, possui duas feições geomorfológicas, ou domínios, principais: (1) planícies litorâneas, com um modelado plano decorrente das oscilações do nível médio do mar, que originaram depósitos marinhos e dunas; e (2) tabuleiros costeiros,

predominantemente compostos pela Formação Barreiras, cortados por vales onde estão encaixados os principais cursos d'água da região.

Dominguez et al. (1996) descrevem o Litoral Norte do Estado da Bahia como uma área frágil com inúmeros ecossistemas costeiros pouco estudados sob o ponto de vista dos processos bióticos.

Embora ainda bem preservada, a Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia já demonstra sinais de descontrole nos processos de ocupação e exploração (Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA, 2019).

No presente trabalho, a faixa costeira denominada por Litoral Norte do Estado da Bahia (Figura 25) está compreendida entre os limites Norte/Nordeste do Município de Salvador e a divisa com o Estado de Sergipe, incluindo sete municípios costeiros, a seguir listados do Norte para o Sul: Jandaíra, Conde, Esplanada, Entre Rios, Mata de São João, Camaçari e Lauro de Freitas. Tal faixa costeira possui um padrão geomorfológico e oceanográfico único, resultando numa repetição de ambientes análogos, incluindo estuários e ecossistemas inundáveis, ou mesmo em suas continuidades por maiores distâncias.

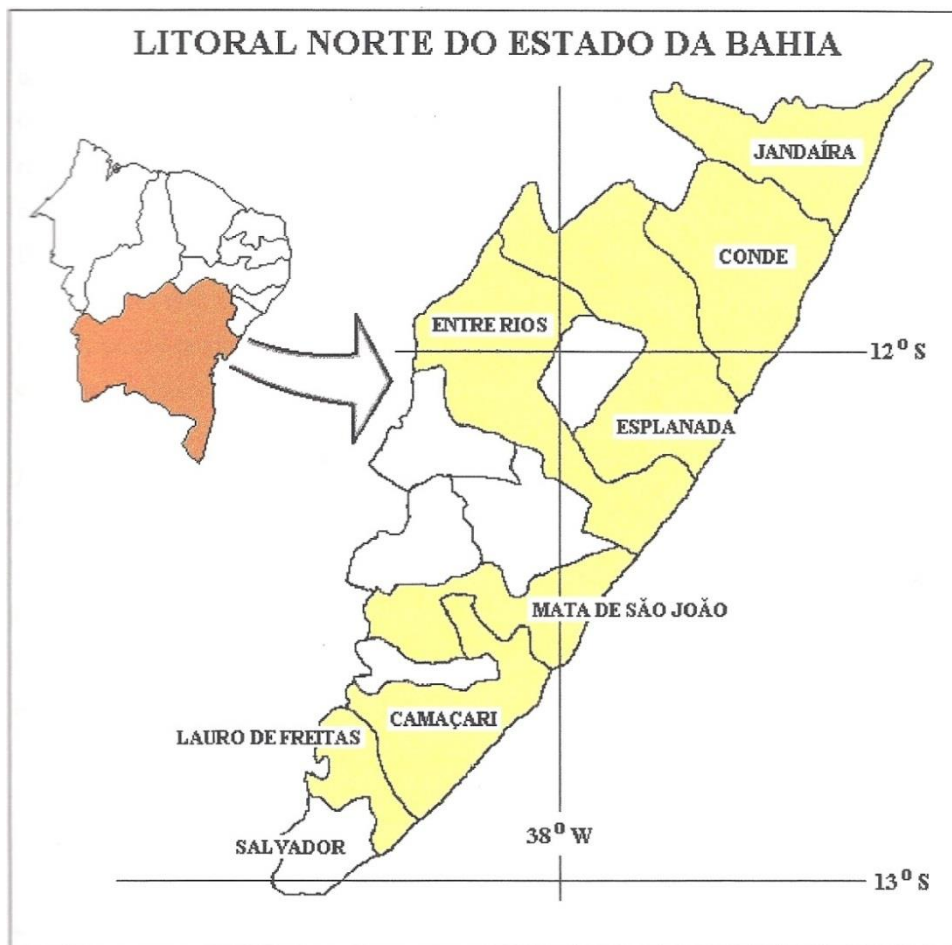


Figura 25. Mapa do Litoral Norte do Estado da Bahia, ilustrando a localização dos sete municípios que compõem a linha de costa neste trecho.

Os sistemas costeiros da região incluem terraços marinhos, sistemas de dunas, terrenos inundáveis, recifes de corais e pequenos estuários junto à desembocadura de rios pouco caudalosos, estabelecidos sob um clima tropical úmido que permite alta biodiversidade e proporciona produtividades elevadas.

O clima tropical da Costa Nordeste da Bahia apresenta-se quente e úmido, com elevadas médias térmicas e índices pluviométricos próximos de 1400 mm anuais na região do Município de Conde (Cruz et al. 1991). Segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019) a temperatura média compensada anual da região foi de 24,8°C com média das máximas de 29,6°C para o período de 1981 a 2010.

Os ventos são predominantemente oriundos dos quadrantes Leste, sendo comum em direções de Sudeste (SE) no inverno e Nordeste (NE) nos períodos de verão. De forma análoga, o regime de ondas na Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia é dominado por sequências oriundas do NE, superpostas e/ou intercaladas em pequenos períodos (poucos dias) por ondas, com maiores alturas e menores frequências, oriundas de Sudeste especialmente nos meses do outono e inverno (Netto, 2017 e observações pessoais).

Os sistemas de ventos e, principalmente, de ondas resultam num padrão de correntes costeiras com sentido paralelo à linha de costa (deriva litorânea) com consequente transporte de sedimentos.

Bittencourt et al. (2000) explica que a deriva efetiva de sedimentos, resultante da dominância das ondas de E e NE, é direcionada para SW ao longo do Litoral Norte da Bahia. Entretanto, junto ao litoral do município de Esplanada (Foz do Rio Inhambupe) o transporte sedimentar passa a ocorrer para NE, ainda que com magnitude muito baixa, representando a existência de uma zona de divergência no sentido do transporte sedimentar líquido, com um aumento da intensidade do transporte para norte a partir da Foz do Rio Itariri (Silva et al., 2017). Netto (2002) cita que tal inversão deve estar relacionada a uma ligeira deflexão para o norte na direção da costa nesta latitude.

O Litoral Norte do Estado da Bahia possui uma costa do tipo meso-marés (amplitudes entre 2 e 3 metros) com regime semidiurno. Uma projeção dos dados obtidos em marégrafo, do Porto de Salvador, indica amplitude de até 2,8 metros nas condições de sizíguas (Marinha do Brasil, 2020).

A insolação geralmente supera 2.000 horas/ano, com as menores taxas nas estações de outono e de inverno. A precipitação concentra-se no 2º trimestre do ano (abril, maio e junho) quando os índices superam os 300 mm, podendo chegar a mais de 500 mm (Cruz et al. 1991).

4- METODOLOGIA

4.1- ÁREA DE ESTUDO

Tendo em vista a grande extensão da área estudada e a necessidade de informação mais pormenorizada, o Município de Conde foi escolhido para realização de um estudo em escala de 1:25.000. Esta região serviu de modelo para caracterização das demais áreas de terrenos inundáveis e estuários da Zona Costeira Norte do Estado da Bahia, devido à presença dos diferentes tipos de ecossistemas inundáveis (manguezais e pântanos diversos).

Segundo a Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia – SEI (2019b), numa classificação baseada em indicadores de desenvolvimento econômico e social, o município de Conde encontra-se como 204º de um total de 417 existentes no Estado da Bahia. Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2019) informam que Conde possui uma população de 25.630 pessoas com cerca de 50% residindo em áreas rurais e uma densidade demográfica de 24,49 habitantes/km², correspondendo ao 126º mais populoso do Estado (SEI, 2019b). A Empresa Baiana de Água e Saneamento S.A. - EMBASA indica para o município de Conde índices de atendimento de 79,10% em serviço de fornecimento de água e de 35,24% de coleta e tratamento de esgoto (Ministério do Desenvolvimento Regional, 2020).

O centro urbano do Município de Conde situa-se a cerca de 180 km da capital do Estado (Salvador) e corresponde majoritariamente à planície quaternária associada à foz do Rio Itapicuru. O Município encontra-se, em sua maior parte, inserido na Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte da Bahia (criada pelo Decreto Estadual nº 1.046 de 17/03/1992). Esta unidade de conservação foi criada com o intuito de reduzir os impactos negativos decorrentes do Programa de Desenvolvimento do Turismo do Estado da Bahia (PRODETUR) e da construção da Rodovia BA-099 “Linha Verde” (Dominguez et al. 1996).

A Figura 26 ilustra a localização do Município de Conde no Litoral Norte do Estado da Bahia.

O Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), órgão executor da Política Estadual de Recursos Hídricos, vêm nos últimos anos aperfeiçoando o processo de planejamento e gestão das águas no território baiano em atendimento ao disposto na Lei Federal 9.433/97 e na Lei Estadual 11.612/09. Por meio do Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) definiu-se a regionalização, para fins de gestão de recursos hídricos, com base em unidades denominadas Regiões de Planejamento e Gestão das Águas (RPGAs) e a Resolução nº 43/2009 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH) formalizou 26 RPGAs da Bahia.



Figura 26. Mapa da localização do Município de Conde no litoral norte do Estado da Bahia.

A região utilizada para levantamentos de campo corresponde à faixa costeira da RPGA XII (Bacias dos Rios Itapicuru e Itariri). A RPGA XII abrange 55 Municípios, 1,3 milhões de habitantes e uma área de 38.664 km² (6,60% do estado).

Esta faixa costeira inclui a foz dos Rios Itapicuru e Itariri, cujo intervalo de variação dos parâmetros hidrológicos compreende todos os demais rios/estuários do Litoral Norte do Estado da Bahia, uma vez que correspondem a maior e a menor bacia hidrográfica da região (Figura 27).

O Rio Itapicuru, nasce no município de Campo Formoso, na região serrana da Chapada Diamantina, a 766 metros de altitude, percorrendo 534,8 km até desaguar no Oceano Atlântico, no município do Conde. No extremo oposto, o Rio Itariri percorre apenas três municípios e possui regime hidrológico quase intermitente.

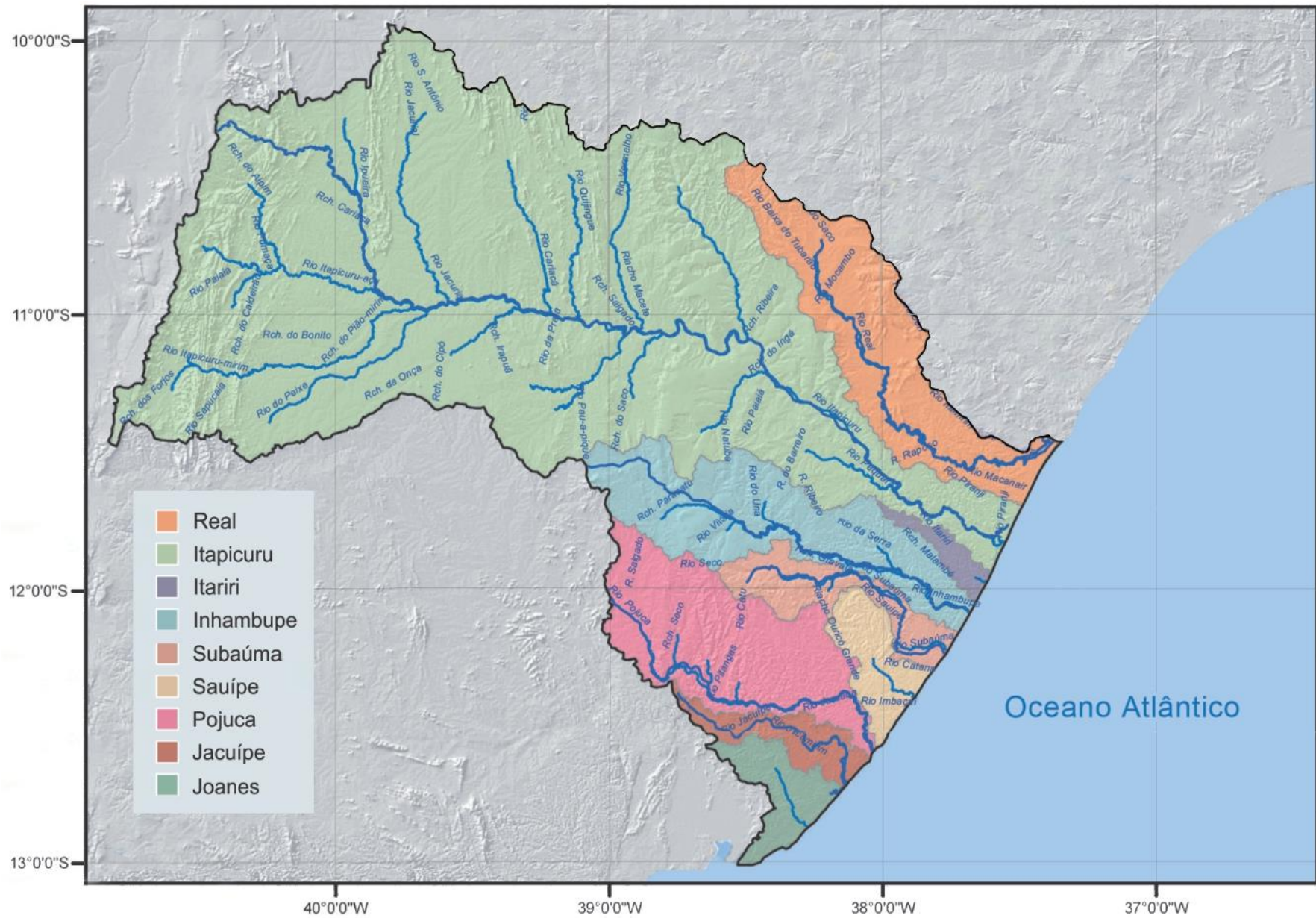


Figura 27. Bacias Hidrográficas do Litoral Norte do Estado da Bahia (adaptado de Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM, 2013).

4.2- LEVANTAMENTO DE DADOS

Foi realizada ampla pesquisa bibliográfica/cartográfica com dois enfoques principais: terrenos inundáveis tropicais e informações multidisciplinares da área de estudo (Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia).

4.3- MAPEAMENTO

Incluíram interpretação de fotos aéreas pancromáticas da área de estudo em escala 1:25.000 (Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia - CONDER - sobrevoo realizado em 1993), sob a forma de um mosaico criado por meio do aplicativo Agisoft PhotoScan - Multi View 3D Reconstruction, de imagens multiespectrais orbitais Landsat- TM (obtidas em USGS, 2019), bem como de imagens do Google Earth. Nesta etapa também foram utilizados mapas temáticos e cartas náuticas da região. Foi obtida base digitalizada por meio de sistema tipo CAD -“Computer Aided Design” (vetorial) bem como pelo uso do ENVI Classic 5.3 para realização de classificação supervisionada e mapeamento dos ecossistemas inundáveis, permitindo a plotagem de dados gerados nos trabalhos de campo, a identificação de possíveis tendências evolutivas e a sugestão de áreas passíveis de uso/exploração ou proteção.

O mapeamento e a análise dos dados e informações levantadas no desenvolvimento dos trabalhos nos terrenos inundáveis da região incluiu, ainda, o uso de Sistema de Informações Georreferenciadas - (QGIS 3.4.1), do Google Earth Pro (versão 7.3.3), bem como do “CorelDraw Graphics Suite”.

4.4- AMOSTRAGENS

A grande extensão da área a ser abrangida no estudo de campo (Município de Conde) inviabilizou amostragem em todos os ambientes inundáveis existentes. Entretanto, um local piloto para cada tipo de ecossistema identificado pôde gerar informações semi-quantitativas sobre ambientes análogos mapeados. A escolha dos locais de estudo buscou considerar a presença de uma área mensurável do ecossistema inundável, cuja morfologia (topografia/batimetria) defina uma feição hidrologicamente restrita e, conforme o caso, com canal(is) bem definido(s) conectando-a ao estuário ou rio.

As coletas foram realizadas no período entre novembro de 1998 e janeiro de 1999 e consideraram, primariamente, o processo hidrológico dominante, uma vez que este é o principal parâmetro ambiental condicionante da distribuição dos diferentes tipos de ecossistemas inundáveis e dos processos ecossistêmicos associados. Desta forma, a estratégia de amostragem estabeleceu dois grupos básicos entre os terrenos inundáveis: mareais e não mareais.

4.4.1- TERRENOS INUNDÁVEIS MAREAIS

Nos ambientes cujos alagamentos são dominados pelas marés e fluxos reversíveis (como nos manguezais e áreas adjacentes) as amostras e medições foram obtidas contemplando, genericamente, as distintas feições existentes: (1) desembocadura fluvial; (2) estuário; (3) manguezais e (4) baixo curso fluvial. A salinidade foi amostrada durante o deslocamento entre as estações (perfilagem horizontal) por meio de refratômetro de campo.

Embora prática, a leitura de salinidades por meio de refratômetro de campo deve, sempre que possível, ser substituída por medições realizadas com emprego de condutivímetros. Yaron (1981) explica que a condutividade elétrica (EC), obtida a partir da habilidade de uma dada solução em transmitir eletricidade, aumenta com o acréscimo de sal e que suas unidades são normalmente expressas em mhos/cm ou em Siemen por metro (S/m), com as seguintes equivalências : $0,64 \mu\text{mho/cm}=640 \text{ mmho/cm}=640 \text{ dS/m}=64 \text{ cS/m}=6,4 \text{ mS/m}$. Concentrações do total de sólidos dissolvidos (TDS) podem ser transformadas em valores EC por meio da seguinte equação: $\text{TDS (mg/L)} = 640 \times \text{EC (mmho/cm)}$.

A realização das coletas nos Rios Itapicuru e Itariri buscou contemplar, em ambos os casos, períodos compreendendo situações de maré cheia estofa e início da maré vazante. Isto devido a dois motivos principais: (1) incremento nos trechos navegáveis destes rios em direção à montante e (2) a coletas de água efetuadas após submersão/percolação dos manguezais anexos.

As estações inclusas neste padrão mareal contemplaram de forma semelhante o Rio Itariri (Anexo 1) e o Rio Itapicuru (Anexo 2), num total de dez estações cada.

4.4.2- TERRENOS INUNDÁVEIS NÃO MAREAIS

Os terrenos inundáveis não mareais do Litoral Norte do Estado da Bahia, representados por pântanos e brejos arbustivos, apresentam padrões variados de comportamento hidrológico.

O primeiro padrão hidrológico ocorre em ecossistemas inundáveis associados a processos de drenagem continental (rios ou pequenos córregos), incluindo brejos arbustivos e pântanos de água doce. A disposição espacial das estações de coleta buscou uma relação com os possíveis fluxos unidirecionais de entrada e saída de águas nos sistemas, verificando-se a existência de canais de alagamento e drenagem, respectivamente.

O segundo padrão não mareal corresponde a depressões topográficas onde se desenvolvem pântanos de água doce. O lençol freático muito próximo da superfície e o acúmulo de água das chuvas locais são responsáveis pelos alagamentos (“ponds”). As variações pluviométricas sazonais são, normalmente, refletidas em períodos de solo quase seco a períodos de formação de pequenas lagoas.

A coleta de amostras em pântanos da Zona Costeira do Município de Conde foi realizada utilizando a estrutura viária disponível no município como facilitadora, totalizando vinte estações, distribuídas conforme ilustrado no Anexo 3. Embora identificada a ocorrência de brejo arbustivo no Município de Conde não foram realizadas coletas neste tipo de terreno inundável, tanto por aspectos logísticos (acesso e custos do projeto) quanto por aspectos ecossistêmicos (padrão de alagamento essencialmente pluvial / freático, implicando em pouca troca de energia e matéria com áreas circunvizinhas).

Os trabalhos de campo foram subsidiados por mapa (escala 1:25.000), confeccionado a partir de mosaico de fotografias aéreas, e por Sistema de Posicionamento Global (GPS) portátil. O equipamento GPS foi extremamente útil nos deslocamentos para obtenção de distâncias, definição de referenciais geográficos e registro de parâmetros ambientais. As Coordenadas Geográficas lidas para as estações realizadas são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2. Coordenadas geográficas correspondentes às estações das coletas realizadas na área de estudo, dividida segundo os três ambientes amostrados.

Rio Itapicuru		
estação	longitude	latitude
# 1	037° 30,835' W	11°44,412' S
# 2	<i>canal mareal na margem da #3</i>	
# 3	037° 31,802' W	11°46,215' S
# 4	037° 32,138' W	11°46,287' S
# 5	037° 32,291' W	11°46,647' S
# 6	037° 32,332' W	11°46,923' S
# 7	037° 33,523' W	11°47,501' S
# 8	037° 34,867' W	11°47,844' S
# 9	037° 36,283' W	11°48,753' S
# 10	037° 37,880' W	11°48,400' S
testemunho	037° 32,311' W	11°46,320' S

Rio Itariri		
estação	longitude	latitude
# 1	037° 37,054' W	11°57,986' S
# 2	037° 37,488' W	11°58,016' S
# 3	037° 37,852' W	11°58,338' S
# 4	037° 38,036' W	11°58,289 S
# 5	037° 37,805' W	11°57,797' S
# 6	037° 37,960' W	11°57,839' S
# 7	037° 38,341' W	11°58,187' S
# 8	037° 38,551' W	11°58,167' S
# 9	037° 38,962' W	11°57,848' S
# 10	037° 40,188' W	11°56,795' S
testemunho	037° 37,960' W	11°57,839' S

Rio Pântanos		
estação	longitude	latitude
# 1	037° 34,914' W	11°50,601' S
# 2	037° 34,800' W	11°50,830' S
# 3	037° 34,334' W	11°51,189' S
# 4	037° 35,024' W	11°52,627' S
# 5	037° 35,194' W	11°52,781' S
# 6	037° 35,059' W	11°52,808' S
# 7	037° 34,840' W	11°53,079' S
# 7A	037° 34,747' W	11°53,137' S
# 8	037° 35,154' W	11°53,538' S
# 9	037° 35,184' W	11°53,792' S
# 9A	037° 35,129' W	11°53,913' S
# 10	037° 35,361' W	11°53,827' S
# 11	037° 35,437' W	11°54,148' S
# 12	037° 35,755' W	11°54,529' S
# 13	037° 36,035' W	11°55,183' S
# 14	037° 36,790' W	11°56,874' S
# 15	037° 37,249' W	11°57,881' S
# 16	037° 33,299' W	11°49,623' S
# 17	037° 33,160' W	11°49,624' S
# 17A	037° 33,106' W	11°49,640' S

Os **parâmetros físico-químicos** obtidos diretamente no campo (“in situ”) incluíram: profundidade, transparência, pH (água e sedimento), temperatura e salinidade.

Os **sedimentos** foram amostrados superficialmente com pegador de fundo tipo “Van Veen” e, em algumas estações pantanosas muito rasas e vegetadas, com uso de pá cortadeira reta. O transporte foi realizado em sacos de polietileno e embalagens de alumínio. As sub-amostras contidas nas embalagens descartáveis de alumínio foram mantidas em gelo durante o transporte e estocadas em freezer (-18°C).

Além das possíveis variações espaciais do substrato superficial nas terras úmidas, fornecidas pelas amostragens com “Van Veen”, foram coletados testemunhos em dois manguezais, com vistas a obter informações sobre alterações de caráter temporal nestes ecossistemas: um no estuário do Rio Itapicuru (80 cm) e outro junto ao Rio Itariri (60 cm).

Tendo em vista que os solos de manguezais constituem-se essencialmente de silte e argila altamente inconsolidados a testemunhagem foi realizada por meio de canos de PVC de 50mm de diâmetro percutidos por peso de madeira e hermeticamente tampados após a coleta.

As **amostras de água** foram coletadas e transportadas em frascos de polietileno resfriados com gelo. Tendo em vista que as lâminas d'água eram limitadas a no máximo poucos metros, ou mesmo decímetros, não foram tomadas amostras em diferentes níveis ou cotas batimétricas, mas apenas numa profundidade intermediária.

4.5- ANÁLISES

As análises dos **sedimentos** incluíram a determinação da granulometria e do teor de matéria orgânica (M.O.). A distribuição granulométrica foi determinada por peneiramento analítico fracionado e pesagem das amostras secas. O conteúdo de M.O. do sedimento foi estimado nas amostras, conservadas em embalagens de alumínio, por meio de gravimetria e calcinação a 550°C em forno mufla por 2 horas.

Os dois testemunhos coletados foram sub-amostrados em horizontes verticais distintos (estratos de cinco centímetros de profundidade) para a realização de análises isotópicas de carbono e nitrogênio e determinação das respectivas concentrações elementares.

As sub-amostras de sedimentos dos testemunhos foram secas em estufa a 60°C por 72 horas e, após peneiramento, lavadas em ácido clorídrico (HCl) a 10% para retirada das formas inorgânicas de carbono (Ingram, 1971) tipicamente presentes em material coletado em ambientes costeiros e marinhos (ricos em carbonatos).

Após nova secagem, foi realizada a estimativa dos valores de carbonato por gravimetria diferencial e cálculo estequiométrico, considerando-se a sua composição sob a forma de calcita, por corresponder ao carbonato mais abundante em ambientes costeiros/marinhos.

As sub-amostras foram moídas em almofariz e pistilo, pesadas em balança analítica, com massas variando de 31 a 50mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) para a realização da análise elementar e de composição isotópica do nitrogênio e do carbono.

As razões isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas por combustão usando um analisador elementar (Carlo Erba, CHN-1100) acoplado a um espectrômetro de massa Thermo Finnigan Delta Plus do CENA da Universidade de São Paulo, em Piracicaba.

Os resultados foram expressos em notação delta (δ), em partes por mil (‰), com base em padrão reconhecido internacionalmente, usando a equação:

$$\delta^{15}\text{N ou } \delta^{13}\text{C (‰)} = \frac{(R_{\text{AMOSTRA}} - R_{\text{PADRÃO}})}{R_{\text{PADRÃO}}} \times 1.000$$

Onde R_{AMOSTRA} e $R_{\text{PADRÃO}}$ representam a razão molar do isótopo leve/pesado da amostra e do padrão, respectivamente. O padrão usado para análise do carbono foi *Pee Dee Belemnite* - Vienna PDB (razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = 0,01118$) e o padrão usado para análise de nitrogênio foi o ar atmosférico (razão $^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = 0,0036765$). Padrões internos (solo tropical e folhas de cana-de-açúcar) são intercalados rotineiramente com amostras-alvo durante as execuções de análise. O erro analítico de longo prazo para os padrões internos é de 0,2 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, 1% para o carbono orgânico e 0,02% para o nitrogênio total.

As **amostras de água** foram utilizadas para determinação de parâmetros químicos que permitam estimar trocas de nutrientes e M.O. entre os terrenos inundáveis e ambientes aquáticos anexos. As amostras foram divididas e filtradas com auxílio de bomba de vácuo, imediatamente após a coleta, sob duas situações distintas: (1) com filtro de acetato de celulose (porosidade de 0,45 μm) para determinação do material em suspensão (sêston) e (2) com filtro de fibra de vidro (porosidade de 0,7 μm) para determinação do carbono orgânico particulado (COP). Os filtros permaneceram estocados, no freezer, em caixas de polietileno até o momento das análises. As amostras filtradas para a determinação do sêston permaneceram estocadas em frascos sob refrigeração para posterior determinação de macronutrientes. Dentre os macronutrientes, foram determinadas as concentrações de nitrogênio inorgânico (nitrato, nitrito e íon amônio) e dos íons fosfato, com vistas a fornecer informações gerais dos processos de ciclagem atuantes.

As análises foram desenvolvidas segundo os métodos descritos por Grasshoff et al. (1983) e Baptista et al (1987).

4.6- INTEGRAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Esta etapa incluiu análises estatísticas dos dados obtidos, considerando, predominantemente, testes de hipótese de **t de student**, conforme publicadas por Fisher e Yates (1938), usado para validar correlações em pequenas amostras ($n < 30$) bem como testes de hipótese com distribuição **F**, como margem adicional de segurança, com a respectiva geração de gráficos ilustrativos dos resultados.

Os diagramas de Shepard (1954), elaborados para os diferentes ambientes amostrados, foram plotados por meio de programação específica desenvolvida por Carlos Augusto França Schettini (comunicação pessoal) para o aplicativo MATLAB, versão 5.3.

A estatística descritiva individual das amostras de sedimentos foi desenvolvida com o uso de planilhas eletrônicas (Excel) adaptadas a partir de modelo utilizado no Laboratório de Estudos Costeiros - LEC, do Instituto de Geociências –UFBA, bem como pelo programa Sysgran versão 3.0., enquanto as análises estatísticas dos nutrientes e dos resultados isotópicos foram realizadas com Excel e do Statistica 10.

As interpretações buscaram a integração e as possíveis relações entre as três ferramentas de trabalho principais consideradas neste estudo (isótopos, sedimentologia e nutrientes) na busca da elaboração de um modelo ecossistêmico dos terrenos inundáveis costeiros do Litoral Norte do Estado da Bahia.

O estudo sedimentológico buscou indicar variações na cinética ambiental (tipos, sentidos e intensidades dos agentes transportadores) responsáveis pelos padrões granulométricos encontrados, sendo os nutrientes e os isótopos ambientais usados como traçadores em mecanismos naturais, fluxos hidrológicos, processos sedimentares, determinação de contaminação e suas possíveis fontes (Zucchi e Souza, 2012).

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1- MAPA DE OCORRÊNCIA DE TERRENOS INUNDÁVEIS COSTEIROS

A definição da ocorrência espacial e a estimativa das respectivas áreas totais ocupadas pelos diferentes tipos de terrenos inundáveis da zona costeira de Conde - BA foi desenvolvida por meio de duas técnicas integradas. Captura digital de vetores por meio de sistema CAD a partir do mosaico de fotografias aéreas (escala 1:25.000) seguida de classificação manual, dos polígonos formados, por meio visual incluindo uso de estereoscopia. A segunda técnica envolveu imagens LANDSAT - TM analisadas com uso da ferramenta “Region of Interest - ROI” no *software* ENVI Classic 5.3 buscando identificar alvos distintos, incluindo água e variações de vegetação (NDVI). Após o processo de definição das áreas de treinamento (polígonos - ROI) foi empregado o método da máxima verossimilhança (MAXVER) para esta classificação digital supervisionada. A integração dos dois resultados ocorreu pela análise comparativa com a criação de mapa por meio do QGIS e de *softwares* da Suite CorelDraw, baseando-se no conhecimento prévio da área de estudo e considerando sete classes distintas: água, manguezais, pântanos, gramíneas/área rural, brejo arbustivo, estradas e não classificado.

Foram estimadas as dimensões de manguezais associados aos Rios Itapicuru e Itariri bem como a área de cobertura vegetal pantanosa e seus percentuais em relação à área total de estudo do Município (409,5 Km²), abrangida no mosaico elaborado com fotos aéreas da região (Tabela 3).

Tabela 3. Áreas de ocorrência dos terrenos inundáveis na área de estudo de Conde - BA.

Pântanos Costeiros	14,81%	6.064,7 hectares
Manguezais (Rio Itariri)	0,68%	278,5 hectares
Manguezais (Rio Itapicuru)	4,32%	1.769,0 hectares
Rios, Canais e Lagoas	1,37%	561,0 hectares

Como resultado principal dos trabalhos gráficos digitalizados, foi desenvolvido um mapa de ocorrência de Terrenos Inundáveis na Zona Costeira do Município de Conde (Figura 28). Muito embora o mapa corresponda a uma projeção horizontal que desconsidera variações de relevo (Eixo Z ou altitude), os possíveis erros nas áreas calculadas para os diferentes terrenos inundáveis de Conde são de pequena magnitude. Isto porque os ecossistemas inundáveis costeiros correspondem invariavelmente a sítios de altitudes muito baixas, fato confirmado por medidas de campo com GPS e por análise estereoscópica das fotos aéreas.

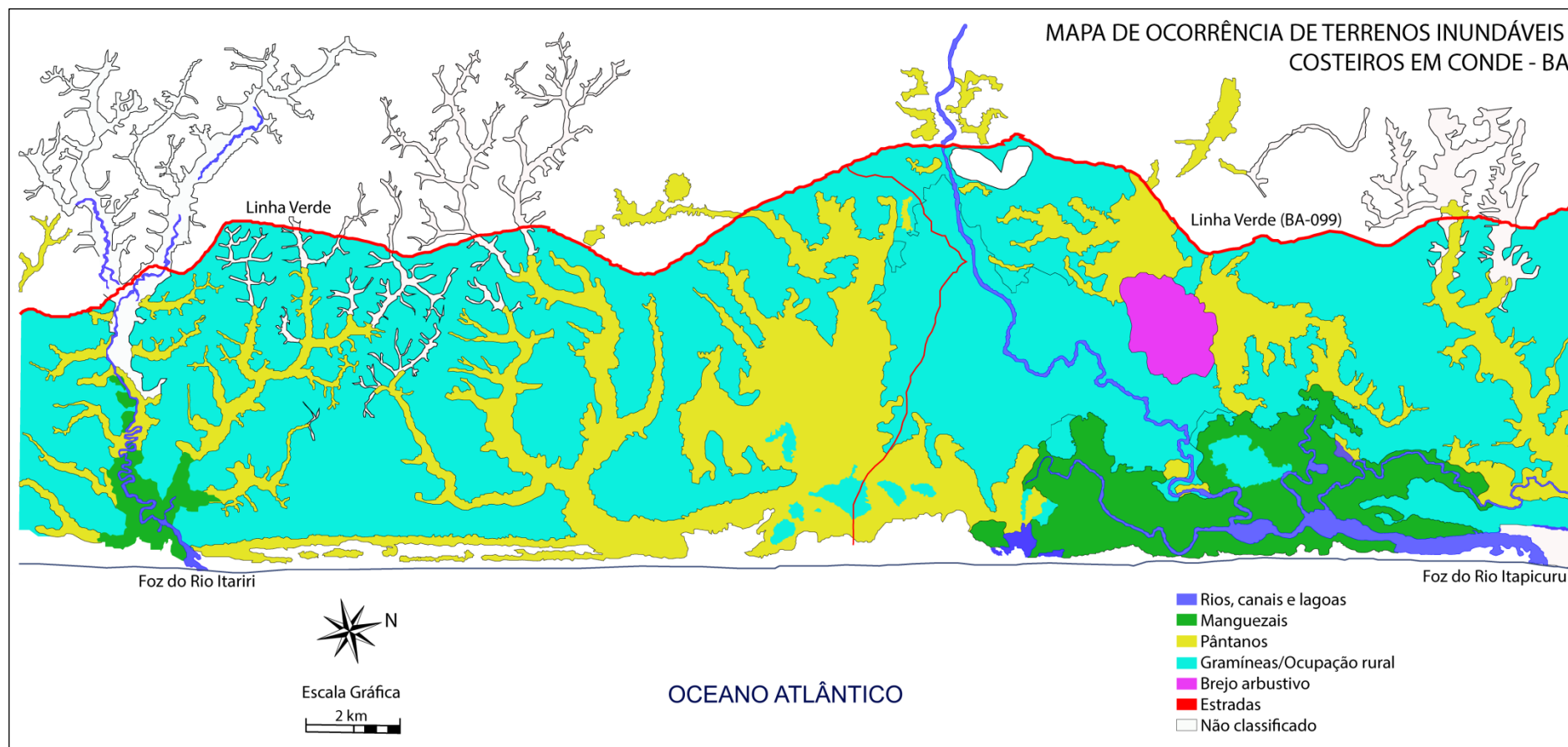


Figura 28. Mapa de ocorrência dos terrenos inundáveis na área de estudo da Zona Costeira do Município de Conde -BA. As linhas pretas representam feições geomorfológicas com cobertura não identificada, correspondendo, majoritariamente, a depósitos fluviais.

Trabalhos discutindo a área de estudo que apresentam mapas / classificações incluem Dominguez et al. (1999), com enfoque de caráter mais geomorfológico, e Nogueira (2006), enfatizando a evolução da ocupação de solo e os processos antrópicos associados.

5.2- PARÂMETROS OCEANOGRÁFICOS FÍSICO-QUÍMICOS

Os parâmetros físico-químicos levantados “in situ”, incluíram temperaturas (água e ar) salinidade, pH (solo e água), profundidade e transparência (profundidade de Secchi). Embora algumas considerações possam ser possíveis mesmo quando tomados individualmente, tais dados, em especial os de salinidade, são importantes na complementação das interpretações ecossistêmicas de funcionamento dos terrenos inundáveis costeiros do Município de Conde.

As Tabelas que se seguem (Tabelas 4, 5 e 6) apresentam os parâmetros físico-químicos amostrados segundo os macro-ambientes estudados.

Tabela 4. Parâmetros oceanográficos físico-químicos medidos para o Rio Itapicuru.

Rio Itapicuru							
Estação	T°C-Água	T°C-Ar	S‰	pH -solo	pH-água	Secchi (m)	prof. (m)
# 1	27,0	27,0	36,0	8,5	7,9	0,60	3,00
# 2	28,5	27,0	29,0	8,0	6,8	0,10	0,10
# 3	30,0	27,0	7,0	8,0	7,3	0,80	2,50
# 4	29,5	27,0	9,0	8,0	7,4	0,83	3,30
# 5	30,0	28,5	13,0	6,0	7,3	0,10	0,10
# 6	29,5	28,5	6,0	6,0	7,3	0,85	1,30
# 7	29,5	28,0	0,0	6,0	7,3	1,63	3,00
# 8	28,5	28,0	0,0	6,0	7,3	2,00	4,50
# 9	30,5	25,6	0,0	6,0	7,4	0,20	0,20
# 10	30,5	25,5	0,0	7,0	7,9	0,30	0,30
média	29,4	27,2	10,0	7,0	7,4	0,74	1,83
desv.padrão	1,1	1,1	12,8	1,1	0,3	0,64	1,62

Tabela 5. Parâmetros oceanográficos físico-químicos medidos para o Rio Itariri.

Rio Itariri							
Estação	T°C-Água	T°C-Ar	S‰	pH -solo	pH-água	Secchi (m)	prof. (m)
# 1	30,0	28,5	24,0	8,5	8,0	0,60	0,60
# 2	30,5	29,0	11,0	8,0	7,5	1,60	3,30
# 3	30,0	28,5	8,0	7,0	7,0	1,55	2,40
# 4	30,0	29,0	5,0	7,0	7,0	1,30	4,20
# 5	30,5	25,0	2,0	6,5	7,0	0,50	0,70
# 6	30,0	25,0	2,0	7,0	7,0	0,50	1,50
# 7	29,0	31,0	0,0	7,0	6,5	1,45	2,70
# 8	29,0	32,5	0,0	7,0	6,0	1,75	2,75
# 9	29,5	25,0	0,0	5,5	5,5	1,00	1,20
# 10	28,5	25,0	0,0	6,0	6,5	1,10	1,50
média	29,7	27,9	5,2	7,0	6,8	1,14	2,09
desv.padrão	0,7	2,7	7,6	0,9	0,7	0,47	1,18

Tabela 6. Parâmetros oceanográficos físico-químicos medidos para os Pântanos.

Rio Pântanos							
Estação	T°C-Água	T°C-Ar	S‰	pH -solo	pH-água	Secchi (m)	prof. (m)
# 1	31,5	27,0	0,0	5,5	5,0	0,25	0,25
# 2	30,0	26,5	0,0	5,0	5,0	1,10	1,10
# 3	30,5	26,0	0,0	5,5	5,0	0,25	0,25
# 4	30,0	31,0	0,0	5,0	7,3	0,05	0,05
# 5	31,0	28,0	0,0	5,5	6,5	0,55	0,55
# 6	33,5	28,0	0,0	5,5	7,0	0,40	0,40
# 7	28,0	30,0	0,0	6,0	5,5	0,05	0,05
# 7A	29,0	29,0	36,0	8,5	8,5	0,40	0,40
# 8	32,0	29,0	0,0	5,0	6,5	0,50	0,50
# 9	31,0	29,0	0,0	6,0	5,5	0,30	0,30
# 9A	29,0	29,0	35,0	8,5	8,5	0,40	0,40
# 10	31,0	29,5	0,0	5,0	5,5	0,05	0,05
# 11	33,0	26,0	0,0	5,5	6,5	0,20	0,20
# 12	34,5	29,5	0,0	5,5	6,5	0,25	0,25
# 13	37,0	28,0	0,0	5,5	5,5	0,40	0,40
# 14	31,5	27,0	2,0	5,5	6,0	0,25	0,25
# 15	33,0	26,0	1,0	6,0	6,0	0,15	0,15
# 16	27,0	25,0	6,5	6,5	7,0	0,25	0,25
# 17	30,5	26,0	8,0	8,0	8,5	0,50	0,50
# 17A	29,5	26,0	40,0	8,0	8,5	0,25	0,25
média	31,1	27,8	6,4	6,1	6,5	0,33	0,33
desv.padrão	2,3	1,7	13,4	1,2	1,2	0,23	0,23

O disco de Secchi foi empregado na obtenção de dados relativos à **transparência**, estimada por meio das profundidades de leitura.

Nos pântanos a técnica de leitura, embora empregada, não poderia mostrar eficiência prática alguma, devido às lamina d'água muito rasas onde as medições de transparência indicaram, invariavelmente, valores iguais aos das profundidades amostradas.

Tal como nas estações de ambientes pantanosos, algumas estações dos Rios apresentaram valores de transparência limitados pela profundidade dos locais das coletas e, portanto, foram descartados nas análises estatísticas.

Correlações entre os valores de sêston (Total de Sólidos Suspensos) e os dados de transparência (profundidade do Disco de Secchi) dos Rios Itapicuru e Itariri foram testados tanto pela análise individualizada quanto pela análise estatística conjunta das amostras.

Resgalla (2004) explica que o sêston (S), em mg/L, pode ser avaliado a partir das medições de profundidade de Secchi em metros (P) por meio da fórmula: $S = 12,635 / P^{0,8675}$ com um coeficiente de determinação de $r^2 = 0,73$. Entretanto, não foram encontradas quaisquer correlações entre estas variáveis, indicando pouca utilidade do método para

obtenção de estimativas de concentração de sêston nestes tipos de ambientes. Tal fato deve decorrer de problemas intrínsecos ao método que podem gerar flutuações nos dados, tais como fenômenos ópticos (refração, reflexão, absorção e dispersão) originados por heterogeneidade na composição do sêston e do material dissolvido, por mudanças na rugosidade da superfície d'água, bem como por variações sensoriais do operador.

O **sêston** total, correspondente ao material particulado orgânico e inorgânico suspenso, presente nas amostras foi analisado através de filtração a vácuo e gravimetria. A gravimetria de volatilização da matéria orgânica (M.O.) por calcinação mostrou-se laboratorialmente difícil, gerando perda de considerável número de amostras.

Embora com valores consideravelmente mais baixos observados no Itariri, o sêston dos cursos fluviais demonstrou comportamento semelhante ao longo dos diferentes ambientes amostrados quando analisados longitudinalmente, destacando-se: (1) duas áreas de pequenos aumentos de concentração próximas ao baixo curso fluvial e desembocadura (extremos amostrais), muito provavelmente, relacionadas a situações de maior energia cinética oriunda de fluxos fluviais mais velozes, característicos de padrão entrecortado (seção transversal de menor área e maior declividade), e da ação marinha (ondas e ventos), respectivamente; (2) valores máximos de sêston junto à região central do gráfico indicando a existência de Zona de Máxima Turbidez - ZMT em ambos os estuários (Figura 29).

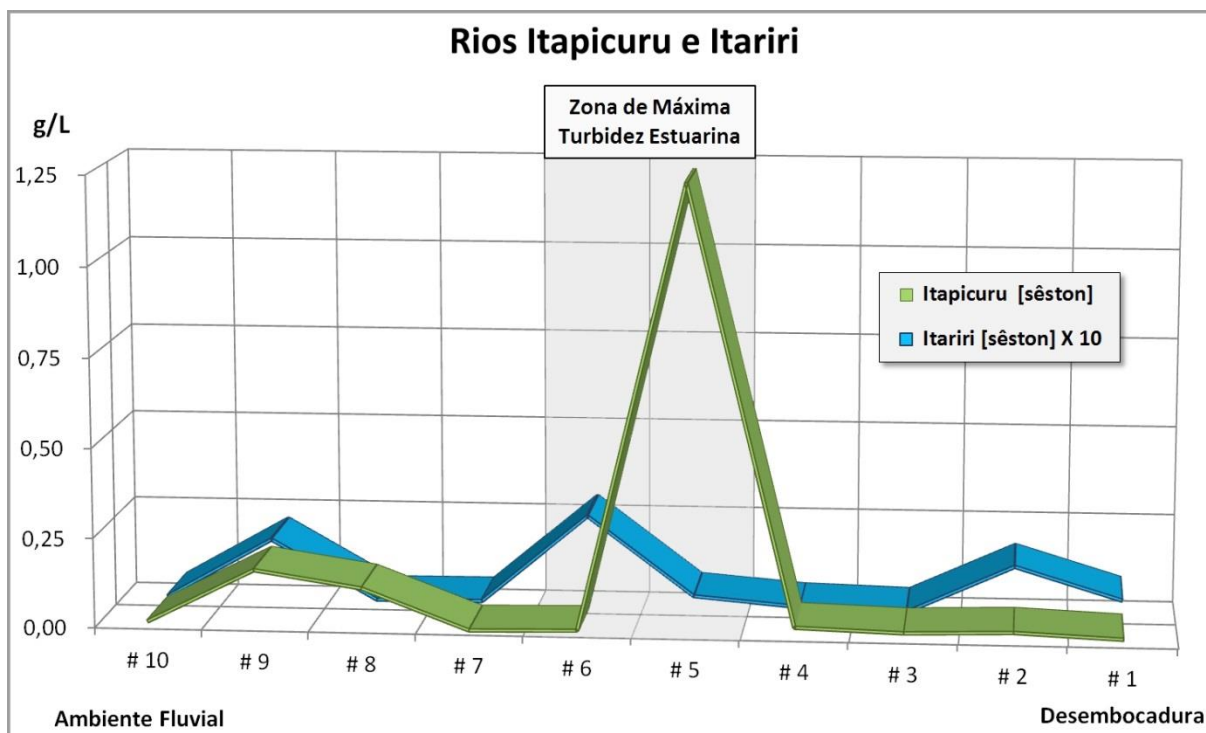


Figura 29. Gráfico da concentração de sêston na água ao longo das estações dos Rios Itapicuru e Itariri.

A ocorrência de ZMT em estuários é bastante conhecida e amplamente descrita em bibliografia envolvendo diversas áreas de conhecimento científico sobre zonas costeiras (tal como biologia, geologia e oceanografia). Esta faixa com valores elevados de material suspenso possui algum grau de variação espacial em função da ação das marés, ocorrendo normalmente na região do médio estuário (salinidades intermediárias, cinética mista, margens ocupadas por terrenos inundáveis mixohalinos, bem como altas concentrações de MO, de nutrientes dissolvidos e de fitoplâncton).

Os sedimentos desta zona passam por ciclos de deposição temporária, erosão, ressuspensão e, por fim, deposição definitiva, imprimindo característica granulométrica de elevada fração de lamosos no sedimento do fundo estuarino (Dyer, 1995).

O conhecimento da ocorrência de Zonas de Máxima Turbidez Estuarina e das características e variações do sêston é de grande importância em estudos ambientais, uma vez que este material particulado fino tem grande capacidade de atrair, agregar e concentrar compostos poluentes, tanto orgânicos quanto inorgânicos, tais como pesticidas e metais (Machado, 2011).

Junto aos manguezais foi possível detectar valores de M.O. tão altos quanto 91,07% do peso total do sêston (estação #6 do Rio Itapicuru).

Nos pântanos, sujeitos a uma cinética hidrodinâmica muito suave, os teores de M.O. suspensa chegaram a 74,64% do sêston total (estação #8), sugerindo que grande parte esteja relacionada a mecanismos de manutenção/controle de flutuabilidade típicos do zooplâncton e fitoplâncton (bio-sêston). A diversidade da fauna aquática macroscópica observada nestes sistemas pantanosos mostrou-se surpreendente, com inúmeros organismos filtradores, como artrópodos, incluindo crustáceos (camarões) dulce-aquícolas de apenas alguns milímetros de comprimento, e grande variedade ictiológica que inclui espécies ornamentais comercializadas.

A análise estatística de desvio padrão e variância dos valores de sêston dos pântanos indicou o descarte dos dados referentes às estações 4, 7 e 10 (“outliers”). Não por mera coincidência, tais estações correspondem a locais de coleta com as menores laminas d’água (cerca de cinco centímetros apenas) que podem ter causado falha nos procedimentos de amostragem, muito provavelmente, relacionados à ressuspensão por turbacão durante o processo de coleta.

Também não foram empregadas as estações 7A, 9A e 17A por representarem coletas de água tipicamente praias/marinhas. Para análise gráfica dos dados de sêston do sistema pantanoso amostrado, as estações restantes (n=14) foram ordenadas no eixo das abscissas (x) segundo a disposição espacial em campo. Isto é, seguindo das estações mais distantes dos Rios (centro do gráfico) em direção aos locais de interligação com os estuários do Itariri e Itapicuru (esquerda e direita do gráfico, respectivamente) conforme Figura 30.

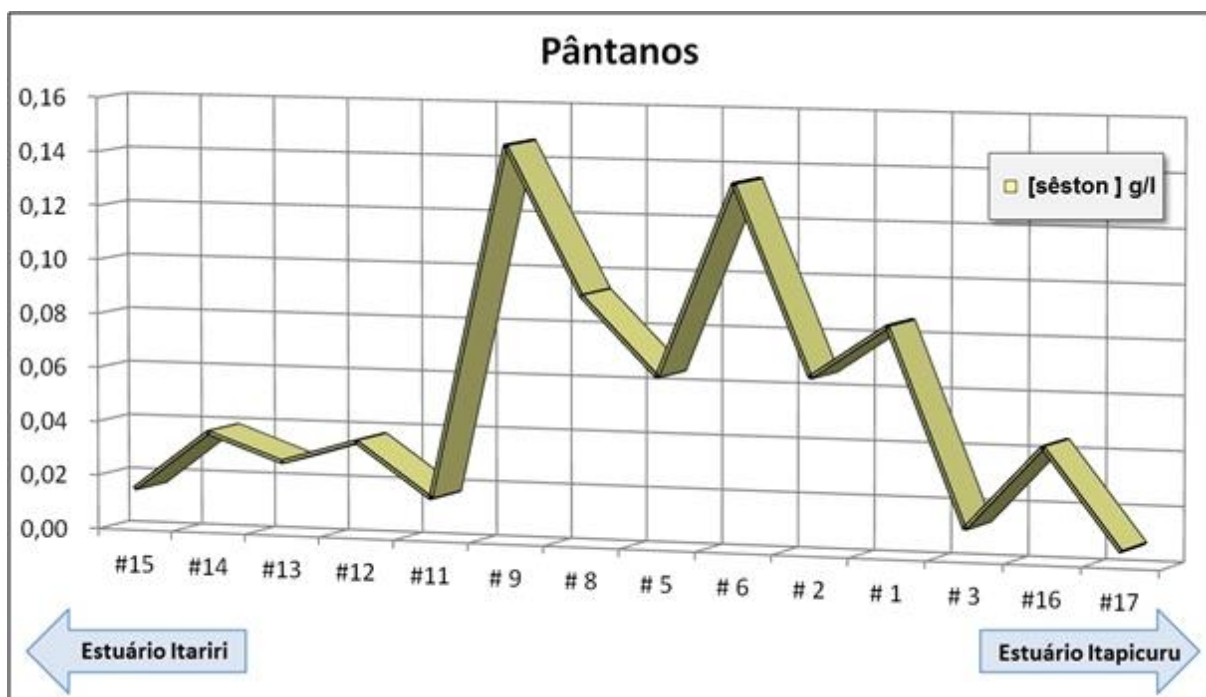


Figura 30. Gráfico de concentrações de sêston do sistema pantanoso costeiro amostrado no Município de Conde –BA.

Uma vez que nenhum canal de inundação continental expressivo foi identificado, conclui-se que o material suspenso é predominantemente autóctone e/ou lixiviado de áreas adjacentes. Observa-se que as estações com maiores concentrações de sêston (centro do gráfico) ocorrem próximas a campos de gramíneas naturais e de atividade agropecuária. O gráfico sugere existir uma importante função ecológica de filtragem (retenção mecânica e decomposição bioquímica) do sêston na água que flui pelo sistema pantanoso de uma ampla e suave depressão topográfica central em direção aos estuários dos rios que limitam este ecossistema estudado.

De forma análoga, as áreas pantanosas mais diretamente associadas ao curso dos rios Itariri e Itapicuru podem exercer ação filtradora sobre os fluxos fluviais correspondentes.

As observações de campo e a interpretação dos dados de **salinidade** associados às condições meteorológicas e oceanográficas dominantes na realização das coletas permitem algumas conclusões quanto à **hidrologia** dos ambientes estudados. Muito embora as coletas tenham sido efetuadas no período de menor pluviosidade do ano (último trimestre do ano), padrões hidrológicos dominantes puderam ser identificados nos sistemas pantanosos costeiros do Município de Conde.

A interpretação dos parâmetros físico-químicos permitiu caracterizar um padrão hidrológico misto para grande parte da área de terrenos inundáveis amostrados, apresentando canais de drenagem sem presença marcante de canais de alagamentos. Assim pode-se afirmar que, embora a entrada de água doce nestes sistemas esteja essencialmente relacionada a fluxos do lençol freático e a chuvas, existe uma considerável interligação energética entre as principais áreas pantanosas costeiras e os estuários de ambos os rios do Município de Conde.

Algumas outras áreas de terrenos inundáveis compostos por pântanos de água doce (não amostradas) ocorrem junto às margens do baixo curso dos Rios Itariri e Itapicuru e dos canais anexos, estando associadas ao transbordamento fluvial e, portanto, ligadas a águas estuarinas de forma mais direta.

5.3- ISÓTOPOS AMBIENTAIS

O uso de isótopos para identificação de processos ambientais nos estuários e terrenos inundáveis associados foi subsidiado por estudo sedimentológico que visou inferir, principalmente, variações na cinética ambiental (tipos, sentidos e intensidades dos agentes transportadores) responsáveis pelos diversos padrões granulométricos encontrados, e por análise dos nutrientes como elementos que podem ser usados como traçadores em mecanismos naturais, fluxos hidrológicos, processos sedimentares, determinação de contaminação e suas possíveis fontes. O conjunto de conhecimentos gerados auxiliou, ainda, na elaboração do modelo ecossistêmico conceitual de ambiente costeiro mixohalino e na classificação dos terrenos inundáveis do Litoral Norte do Estado da Bahia.

5.3.1- SEDIMENTOLOGIA

A realização das análises sedimentológicas incluiu basicamente aspectos granulométricos das amostras. Os ambientes amostrados foram divididos em três grupos principais: dois rios/estuários e seus manguezais (Itapicuru e Itariri) e pântanos de água doce.

Embora não exista consenso científico internacional sobre o uso de uma escala granulométrica padrão, no Brasil os pesquisadores usualmente utilizam a escala proposta por Wentworth (1922). Neste estudo, as técnicas de peneiramento fracionado, realizadas para cada phi (ϕ) num total de oito classes, e os tratamentos estatísticos, também seguiram a classificação granulométrica desse autor. Para algumas interpretações, a nomenclatura foi reduzida para três grupos principais, conforme Tabela 7.

Tabela 7. Nomenclatura granulométrica segundo Wentworth (1922) e padrão adotado neste estudo com os respectivos intervalos de diâmetros dos sedimentos.

Wentworth (1922)	Diâmetro (milímetros)	Estudo em Conde – BA
“pebble” (Seixo)	4,0 – 64	Cascalho
“granule” (Grânulo)	2,0 – 4,0	
“sand” (Areia)	0,0625 – 2,0	Areia
“silt” (Silte)	0,0039 – 0,0625	Lama
“clay” (Argila)	< 0,0039	

A conversão dos diâmetros em milímetros para a unidade phi (ϕ) visou transformar a escala de progressão geométrica das peneiras em uma escala linear, segundo a qual a distribuição dos pesos nos diferentes intervalos granulométricos (classes estatísticas) tende a ter um comportamento normal.

A estatística descritiva das amostras empregou planilhas (Excel) adaptadas de modelo utilizado no Laboratório de Estudos Costeiros - LEC, do Instituto de Geociências –UFBA conforme apresentado no Anexo 6. Os diagramas de Shepard (1954) foram plotados com uso do aplicativo MATLAB (versão 5.3).

Técnicas para determinar teores de matéria orgânica e estimar indiretamente teores de carbono em sedimentos puramente marinhos e mesmo costeiros têm sido objeto de amplas discussões acadêmicas comparando-as e identificando suas falhas intrínsecas (Froelich, 1980; Paula et al., 2009; Carmo e Silva, 2012).

Procedimentos que envolvem titulação normalmente empregam cromo nas reações e têm sido, mais recentemente, alvo de críticas por questões ambientais.

Os métodos de volatilização da M.O. por calcinação e gravimetria possuem erros tanto em função da presença de carbono inorgânico, em especial de carbonato de magnésio ($MgCO_3$), que começa a ser volatilizado em temperaturas a partir de $400^{\circ}C$, quanto pelo fato de alguns compostos orgânicos terem combustão incompleta em temperaturas de até $1.000^{\circ}C$ (Froelich, 1980; Leong e Tanner, 1999).

Dessa forma, embora realizada nas amostras de sedimentos coletadas os resultados de medição de teor de M.O. não serão discutidos neste trabalho.

Embora um acúmulo de informações diversificadas sobre amostras seja sempre favorável às interpretações sedimentológicas, algumas razões suportam o abandono das análises sobre arredondamento e esfericidade dos grãos, bem como suas composições mineralógicas: (1) a realização das coletas em locais relativamente próximos entre si e igualmente distantes das áreas de rocha fonte (2) a existência de áreas fonte de sedimentos tipo relíquias (tal como a Formação Barreiras), que podem levar a interpretações errôneas; e (3) a pequena distância percorrida pelos sedimentos entre quaisquer das estações fluviais não seria capaz de provocar alterações morfométricas compatíveis com a sensibilidade de métodos mais comuns. Portanto, não serão discutidos aspectos sedimentológicos primariamente relacionados a estes parâmetros, tal como a maturidade química dos sedimentos amostrados. Entretanto, pôde-se observar que nas classes compostas por areia o quartzo era fortemente dominante enquanto nas frações cascalho a presença de bioclásticos carbonáticos era considerável (fragmentos de conchas, carapaças e algas calcárias).

Pelos mesmos motivos o intemperismo físico, associado aos processos de fracionamento e abrasão dos grãos, foi considerado nulo nas alterações granulométricas de aumento relativo na fração de finos das amostras ao longo dos segmentos fluviais de ambos os Rios estudados. Isto porque este mecanismo de incremento de finos é certamente ínfimo, ao longo dos ambientes espacialmente restritos estudados, frente àqueles gerados pelas variações na cinética ambiental (tipos e intensidades dos agentes transportadores), responsáveis pelos diversos padrões sedimentológicos encontrados.

Os Anexos 7, 8, 9 e 10 apresentam informações estatísticas descritivas de curtose e percentuais de ocorrência das assimetrias (classificação de Folk, 1968), bem como da granulometria detalhada (classificação de Wentworth, 1922).

RIO ITAPICURU

Inicialmente, foi elaborado o Diagrama de Shepard (1954) usando a nomenclatura de Folk (1954), que ilustrou amostras agrupadas ao longo do eixo que interliga areia e lama, resultado de amostras invariavelmente com baixo conteúdo de cascalho (Figura 31). Nas amostras dominaram sedimentos Areno-lamosos (cinco) seguidos pelos sedimentos arenosos (quatro), com apenas uma amostra de sedimento Lamoso-Arenoso.

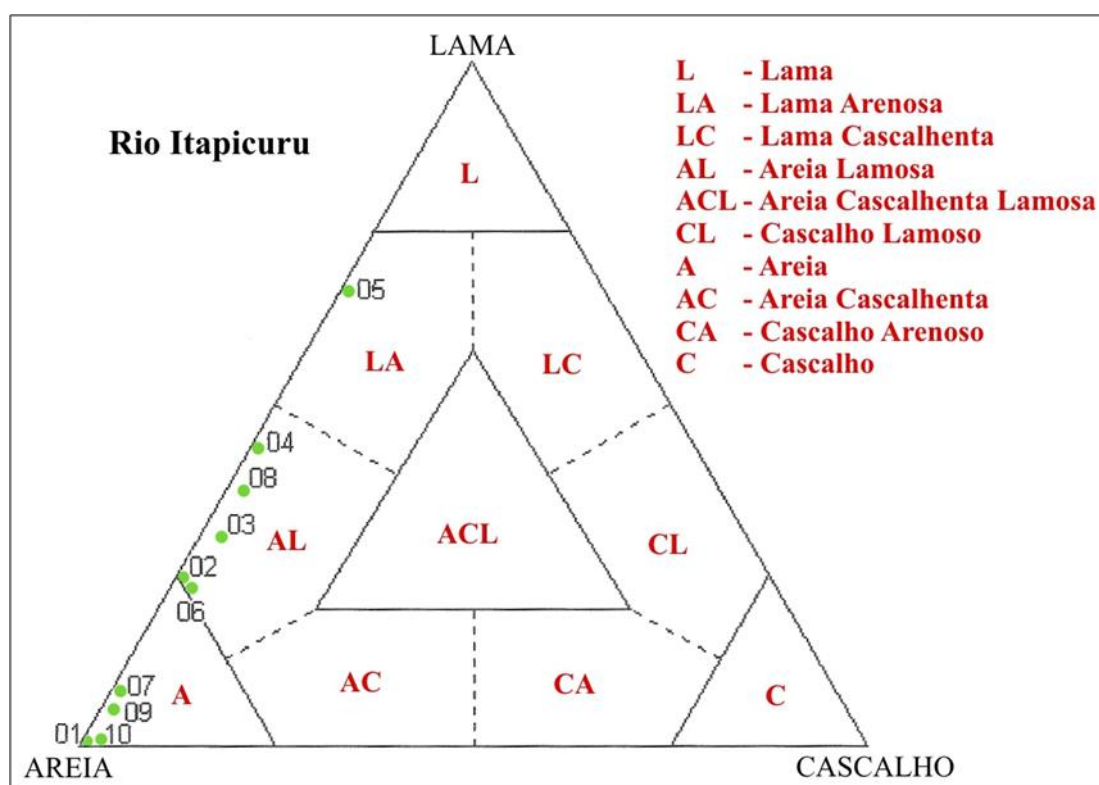


Figura 31. Diagrama de Shepard (1954) das amostras do Rio Itapicuru, empregando a nomenclatura de Folk (1954).

Uma segunda observação sobre o comportamento granulométrico pôde ser obtida pelo desenvolvimento de gráfico das amostras sequenciadas seguindo disposição espacial ao longo do baixo curso fluvial e do estuário (Figura 32).

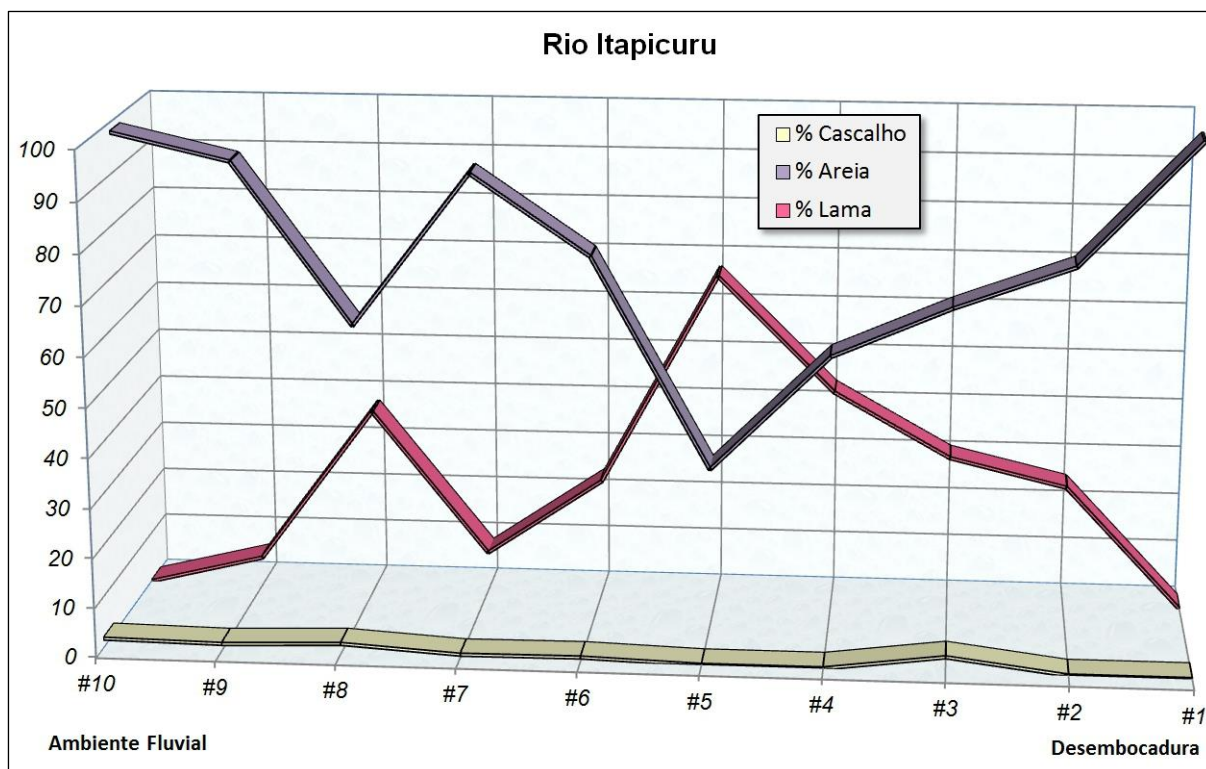


Figura 32. Gráfico de linhas com a distribuição espacial das três classes granulométricas das amostras do Rio Itapicuru.

O material sedimentar responsável pelo discreto incremento da fração cascalhosa (maiores que 2,0 milímetros) observado junto à estação #3 do Rio Itapicuru mostrou composição predominantemente biogênica incluindo frações de conchas de moluscos e restos de crustáceos. Não é de se estranhar a presença destes bio-detritos, oriundos de organismos típicos dos manguezais, junto ao leito do baixo estuário do Rio Itapicuru defronte a margens cobertas por tais tipos de Terrenos Inundáveis. Tal ocorrência sugere transporte bastante efetivo ao longo dos canais mareais dos manguezais próximos e confirma observações de campo sobre um estado ainda bastante preservado destes ecossistemas no estuário deste Rio.

RIO ITARIRI

Os sedimentos do baixo curso e estuário do Rio Itariri mostraram-se mais intensamente arenosos e menos lamosos quando comparados àqueles do Rio Itapicuru. A plotagem e classificação em Diagrama de Shepard mostrou forte dominância de amostras Arenosas (oito), seguidas por uma amostra Arenosa-lamosa e uma amostra Lamosa-Arenosa (Figura 33). As amostras apresentam, ainda, uma distribuição menos próxima do eixo areia-lama, face esquerda do triângulo, indicando maiores valores na fração cascalhosa que aqueles do Rio Itapicuru.

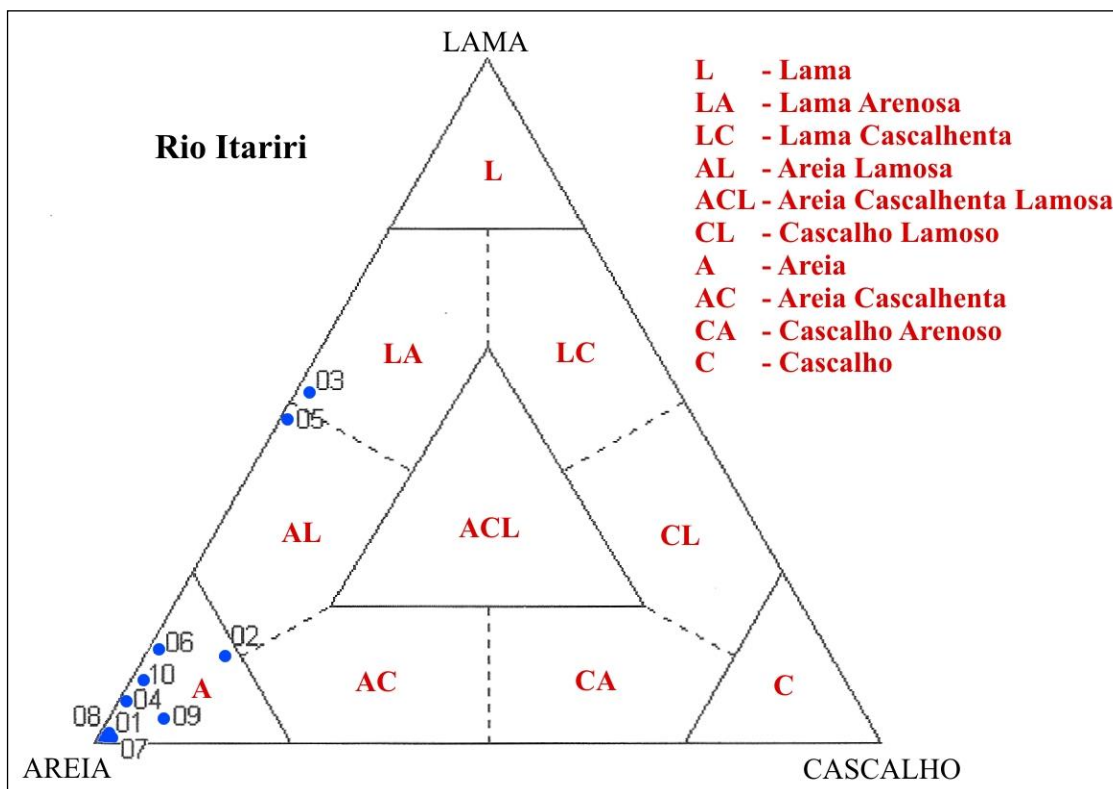


Figura 33. Diagrama de Shepard (1954) das amostras do Rio Itariri, empregando a nomenclatura de Folk (1954).

Dois fatores parecem ser responsáveis pela existência destes comportamentos distinguíveis na composição granulométrica dos sedimentos entre os Rios estudados: (1) o baixo curso/estuário do Rio Itapicuru parece possuir maiores taxas deposicionais para sedimentos finos, tanto por apresentar um gradiente cinético mais acentuado na perda da capacidade de transporte (redução da declividade topográfica e espraiamento horizontal com aumento dos terrenos inundáveis), quanto por ser maior produtor de sedimentos lamosos autóctones (biogênicos e quimicamente precipitados); (2) um regime de maiores oscilações na hidrodinâmica impede a acumulação de finos no Rio Itariri mas, muito provavelmente suas matas ciliares e ecossistemas inundáveis pantanosos situados a montante do estuário encontravam-se em melhor estado de conservação, auxiliando na ausência de incrementos antrópicos finos no material sedimentar transportado.

A elaboração de gráfico das amostras sequenciadas segundo disposição espacial ao longo do baixo curso fluvial e estuário do Rio Itariri (Figura 34) indicou que os valores máximos de lama encontram-se, tal como no Rio Itapicuru, próximos às estações #3, #4 e #5, correspondentes ao médio estuário e com forte associação espacial aos manguezais de ambos os estuários.

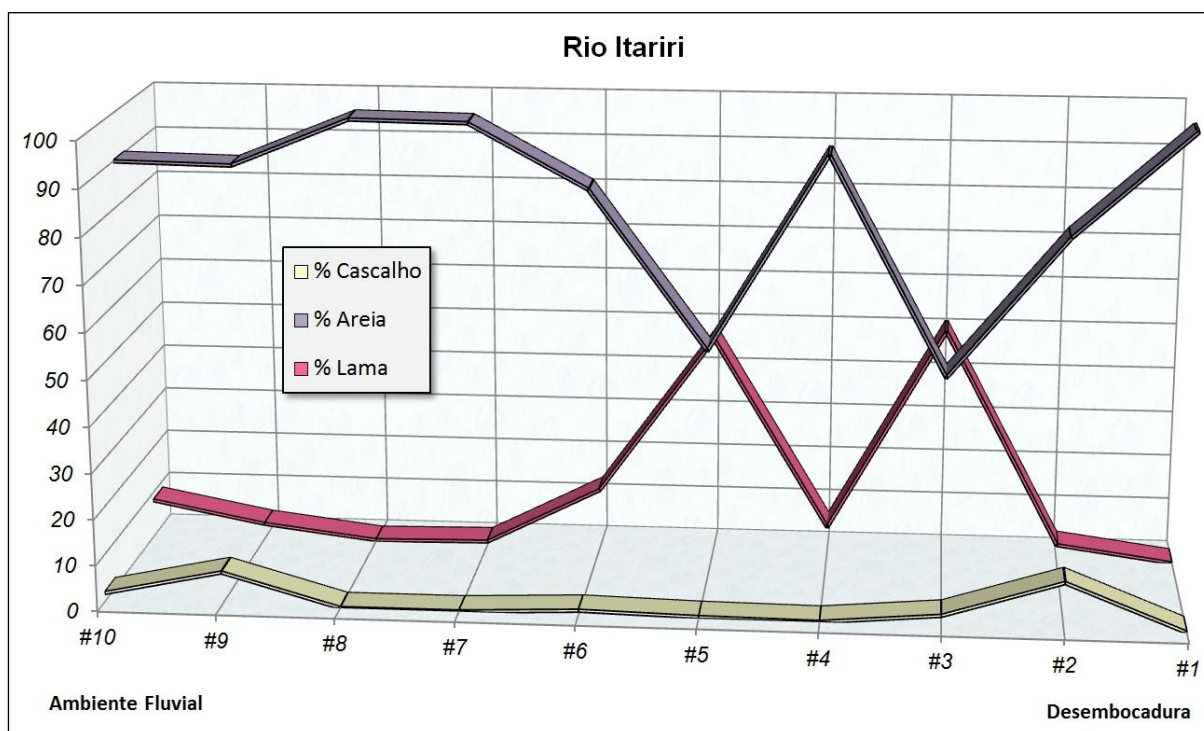


Figura 34. Gráfico de linhas com a distribuição espacial das três classes granulométricas das amostras do Rio Itariri.

Dessa forma nota-se que, conforme esperado, naquelas amostras estuarinas mais próximas dos manguezais observam-se os valores mais elevados da fração lamosa, confirmando a correlação destes ecossistemas com planícies de inundação mareais abrigadas e calmas, onde o próprio assentamento da vegetação típica interage de forma a aumentar a deposição de finos.

PÂNTANOS

Excluídas as amostras #7A, #9A e #17A por se tratarem de estações praias, o Diagrama de Shepard (1954), construído para os sistemas pantanosos estudados, indicou dominância de sedimentos Arenosos (doze), com três amostras Lamosa-Arenosas e duas amostras Lamosas. A predominância de amostras arenosas, após exposição à metodologia de calcinação das amostras, indica que materiais finos pré-existentes são essencialmente orgânicos e muito provavelmente autóctones, sendo a areia oriunda de processos costeiros holocênicos.

Num outro extremo, a ocorrência exclusiva nos pântanos de sedimentos classificados como lamosos confirma a existência de ambientes com menores taxas de energia cinética transportadora (mais característica de ambientes lânticos rasos) que aquelas impressas pelas marés e rios aos terrenos inundáveis com manguezais (Figura 35).

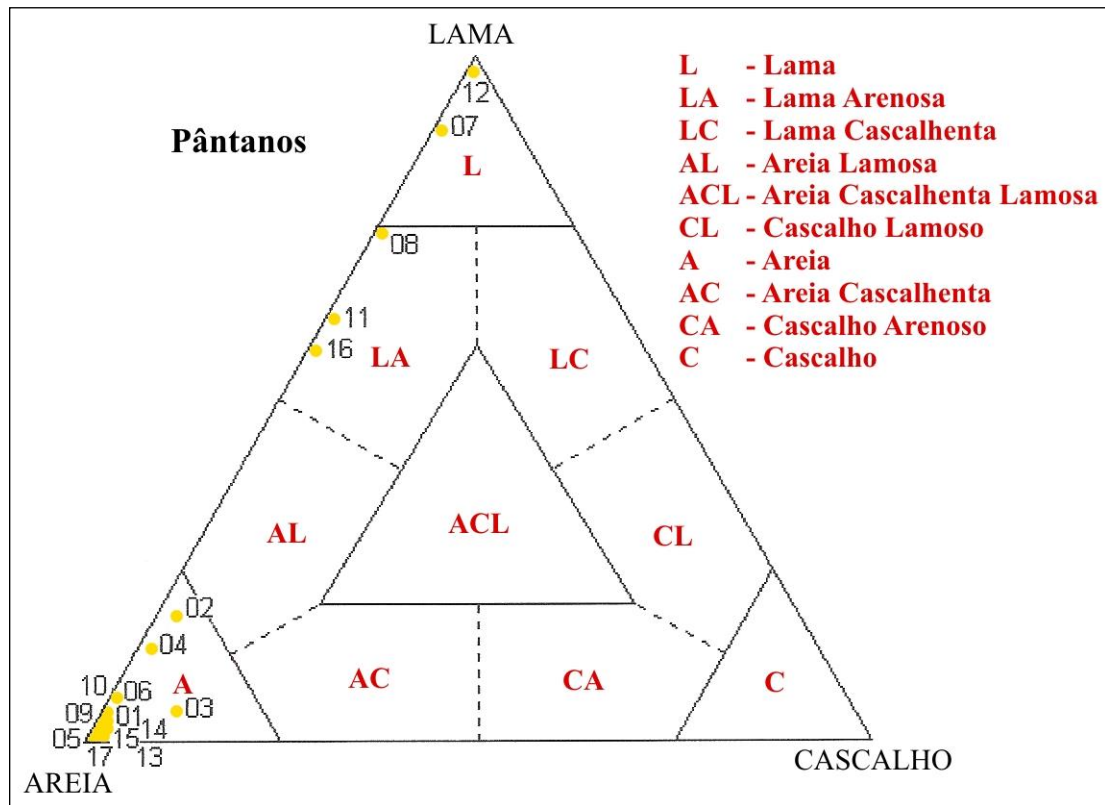


Figura 35. Diagrama de Shepard (1954) das amostras de pântanos, empregando a nomenclatura de Folk (1954).

Tal como para os sedimentos das amostras dos Rios/Estuários, foi elaborado um gráfico com a composição granulométrica das amostras dos pântanos, segundo as frações de cascalho, areia e lama, em conformidade com a distribuição espacial observada em campo. O gráfico, correspondente a Figura 36, demonstra alterações abruptas entre os teores de lama e areia, com os percentis de cascalho mantendo-se mais ou menos constantes e baixos.

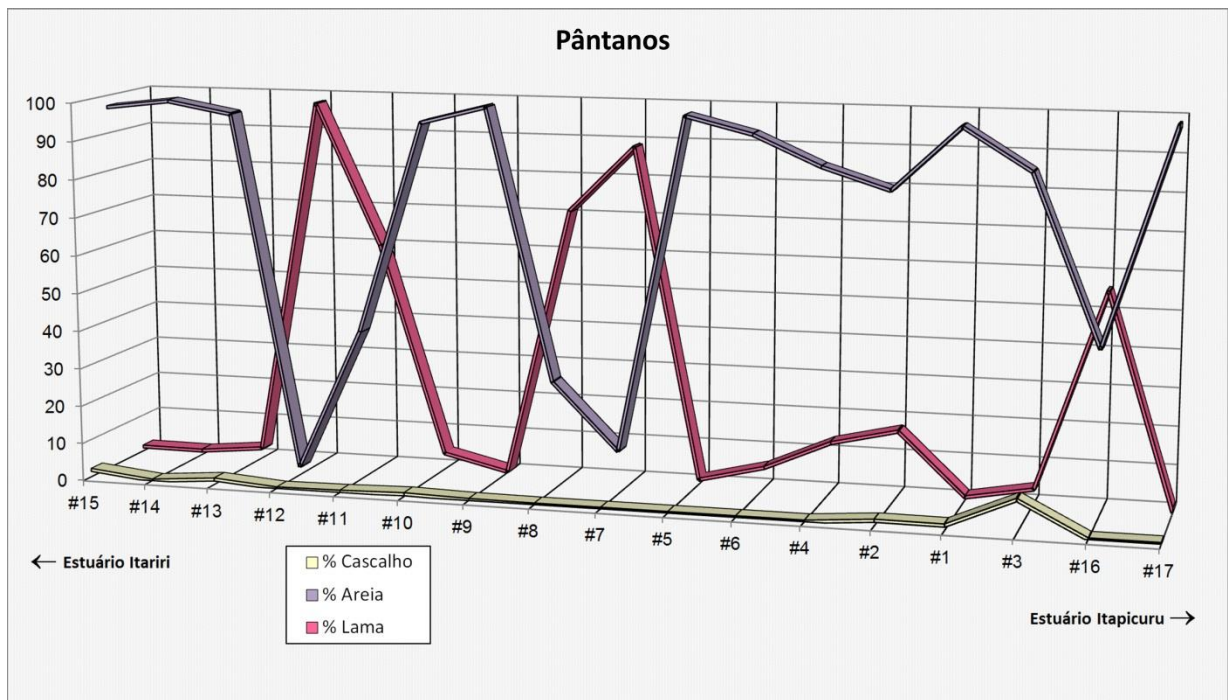


Figura 36. Gráfico de linhas com a distribuição espacial das três classes granulométricas das amostras dos Pântanos Costeiros.

As fortes variações entre as amostras pantanosas ocorrem localmente e podem estar associados a diferentes fatores: (1) densidades de hastes e folhas nas comunidades vegetais, (2) declividade dos solos, (3) dimensões das superfícies aquáticas disponíveis para cisalhamento eólico (“fetch”) e geração de ondulações (4) orientação geográfica, (5) ventos predominantes e (6) tipos de ecossistemas adjacentes. Este último fator pode ser responsável por erros não mensuráveis na determinação dos padrões sedimentológicos dos pântanos costeiros. Isto porque a premissa estatística adotada de uma amostragem espacialmente aleatória foi restringida por coletas essencialmente limitadas às margens dos ecossistemas, devido às dificuldades logísticas enfrentadas. Em pântanos de maiores dimensões e profundidades o uso de meio flutuante de pequeno porte, transportável por meio rodoviário, pode ser extremo auxílio neste intento.

Foi também elaborado um gráfico de dispersão integrado das amostras coletadas nos diferentes tipos de ambientes costeiros estudados que relaciona desvio padrão e assimetria seguindo modelo publicado por Friedman, em 1961. Tal formatação dos dados torna possível identificar subdivisões ou zonas do gráfico, correspondentes a diferentes componentes ambientais, segundo critérios estatísticos relacionados a distintos padrões de energia cinética do meio (Figura 37).

Calliari et al. (1977) explicam que o desvio padrão fornece o grau de dispersão dos diâmetros numa dada amostra de sedimento segundo uma maior ou menor habilidade dos diferentes agentes geológicos vigentes em selecioná-los.

Camargo Filho e Bigarella (1998), afirmam que o coeficiente de seleção indica o resultado do processo de sedimentação que atua sobre o material, desta forma, os depósitos com distribuição granulométrica heterogênea tendem a ser pobremente selecionados.

A assimetria indica o grau e o sentido do afastamento do valor da média para o valor da mediana numa dada amostra. Sob o ponto de vista sedimentológico, assimetrias negativas indicam uma maior tendência da distribuição para sedimentos grosseiros, enquanto assimetrias positivas correspondem a amostras com tendências para os finos. Segundo Suguio (1973) o grau de assimetria é definido mais pelo processo deposicional do que pelas condições de transporte (tal como intensidade cinética).

Nos **ambientes fluviais** observa-se uma previsível tendência de aumento dos finos em direção à jusante (estuários), tanto pela perda gradativa de competência do principal agente de transporte quanto por um eventual incremento absoluto da fração lama. Isto porque parte dessa fração lamosa é certamente autóctone e, embora predominantemente orgânica, possui material mineral gerado por processos químico-físicos (tais como precipitação, floculação e adsorção) e por processos biogênicos (estruturas inorgânicas silicosas e carbonáticas, de micro-organismos planctônicos e bentônicos).

As amostras mais inter-relacionadas aos **manguezais** do Rio Itariri e do Rio Itapicuru representaram os pontos homoganeamente dispersos junto à grande parte dos dados de ambientes estuarinos/fluviais, formando um grupo de difícil interpretação. Uma análise individualizada relacionando desvio padrão e assimetria parece ser um tanto imprecisa para permitir uma boa caracterização e diferenciação destes tipos de ambientes sedimentares costeiros do Município de Conde, que demonstraram características sedimentológicas semelhantes às de ambiente fluvial de padrão meandrante que domina o médio do estuário em ambos os rios.

O cálculo de elipses representativas da distribuição das amostras de ambos os Rios corresponde a uma zona central ao gráfico com valores de assimetria próximos de zero e seleção predominantemente pobre. As maiores variações das amostras do Rio Itariri indicam uma maior diversidade sedimentológica e da intensidade dos agentes físicos atuando nos processos de transporte e sedimentação neste Rio. Tal constatação corrobora observações de campo que indicaram maiores variações de vazão e de velocidade de fluxos em função de parâmetros sazonais (como pluviosidade) e mesmo circadianos (como marés e ventos) no Rio

Itariri. De qualquer maneira, a despeito da diferença de porte de ambos os Rios estudados, observa-se uma forte superposição destas feições matemáticas indicando semelhanças nos padrões sedimentológicos.

As amostras associadas às **desembocaduras** de ambos os Rios (estações #1) ocupam uma região do gráfico próxima, porém distinta, daquela das amostras praias, indicando além da interação entre agentes marinhos costeiros (ondas, marés e deriva litorânea) uma nítida influência de outro(s) componente(s) no transporte/deposição destes sedimentos. Como esperado, o material coletado nas desembocaduras dos Rios apresentaram valores de assimetria mais positivos e característicos de ambientes fluviais. Entretanto, os menores resultados de desvio padrão obtidos indicam que um processo de transporte altamente seletivo e unidirecional foi efetivo na formação das amostras obtidas (Martins, 2003), sugerindo a ação eólica como componente principal. Tal constatação deve ter sido ambientalmente magnificada pela estação de seca em que foram realizadas as coletas, capaz de aumentar a mobilidade da areia de depósitos subaéreos adjacentes como as dunas e a face praial.

Segundo Duane (1964) e Martins (1965) sedimentos de **praias** normalmente possuem valores de assimetria negativa, tal como observado no agrupamento das amostras puramente praias (#7A, #9A e #17A), embora em algumas situações próximas à foz de rios possa ocorrer assimetria positiva (Jesus e Andrade, 2013). A linha de tendência (curva de regressão) gerada a partir dessas amostras delimita uma região do gráfico (Figura 37) típica da ocorrência de sedimentos praias, encontrando amplo respaldo bibliográfico e validando a metodologia empregada.

Os **pântanos** apresentaram as maiores variações de assimetria nos sedimentos, com valores entre -2,77 e 1,08 (estações #7 e #10, respectivamente). A maior ocorrência de assimetrias negativas nas amostras pode estar relacionada à introdução de areia pelo transporte eólico em fácies superficiais essencialmente lamosas, características de ambientes fisicamente muito calmos. A amostra #12 não foi considerada por apresentar valor muito discrepante das demais deste ambiente (-7,49), capaz de induzir erro nos resultados gráficos e estatísticos (“outlier”).

A análise dos valores de variância dos sedimentos pantanosos implicou no tratamento matemático/estatístico das amostras #2, #3 e #11 como um grupo a parte na geração do gráfico de dispersão (Figura 37), o que resultou numa segunda elipse de representatividade desses ambientes. Sua ocorrência pode estar relacionada a alterações antrópicas pelas estruturas viárias adjacentes ou mesmo a erros de amostragem tal como a lavagem de finos no processo de coleta com consequente incremento relativo nas frações de areia.

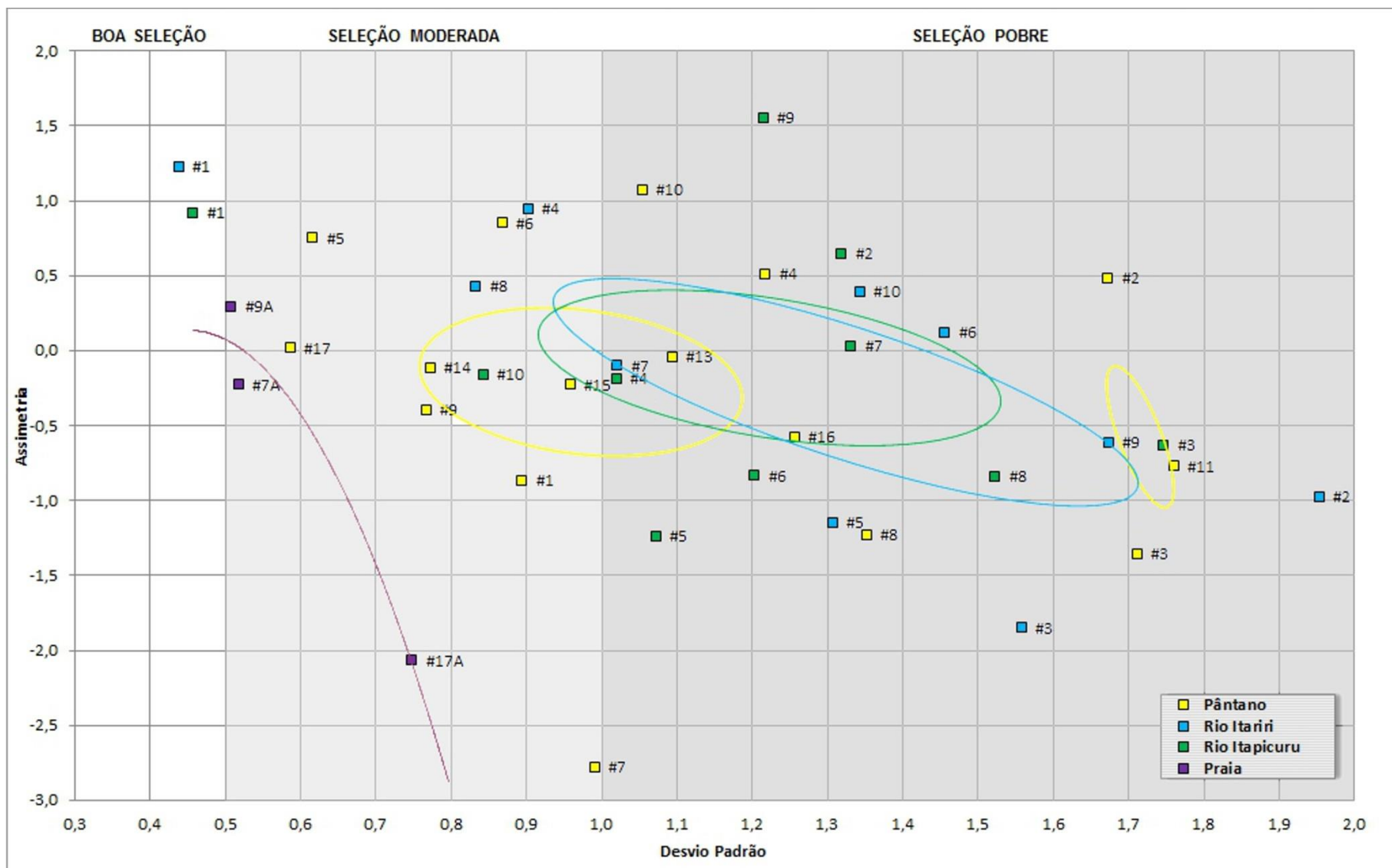


Figura 37. Gráfico Integrado de desvio padrão por assimetria com zonas de identificação dos ambientes, definidos segundo a distribuição da energia cinética entre os agentes geológicos atuantes e com a classificação dos sedimentos conforme o grau de seleção.

Por último, foi realizada uma análise para comparação estatística dos dois Rios segundo as três classes granulométricas consideradas neste estudo. Após a execução do teste **F** para confirmação de homogeneidade entre as variâncias, o teste **t** de *student* foi empregado indicando, com nível de significância de 5%, que os Rios são semelhantes, com valores calculados de **t** de 0,7201 para cascalho, -0,9262 para areia e 1,0628 para lama.

Dessa forma, pode-se concluir que, a despeito de uma maior variabilidade na dinâmica ambiental do Itariri, o comportamento sedimentológico de ambos os rios é similar e que o método científico empregado neste trabalho é válido para estudos em outros cursos fluviais e estuários do Litoral Norte do Estado da Bahia.

5.3.2- NUTRIENTES

Nos dados associados aos rios do Município de Conde foram aplicadas análises de regressão e correlação adotando-se os nutrientes (y) como variável dependente de salinidade (x). A salinidade foi escolhida como variável independente pelo fato de representar espacialmente a influência de massa d'água de origem marinha ao longo do estuário/rio, considerando não apenas a distância entre as estações de coleta, mas, também, a ação integrada da cinética do meio.

Além do teste estatístico de hipótese que emprega a distribuição **t** de *student*, citado por Laponi (1997) e por Centeno (1990) como o mais adequado para validar correlações em pequenas amostras (onde $n < 30$), também foi empregado o teste de hipótese com a distribuição **F**, como margem adicional de segurança, verificando-se a legitimidade da equação da reta de regressão como um todo. Ambos os testes foram considerados na indicação de nulidade das regressões para populações estimadas a partir das amostras, tomando-se como limitante das correlações realizadas qualquer deles que indicasse a hipótese de $\beta=0$ para um nível de significância 0,05 ($\alpha=5\%$) ou coeficiente de confiança de 0,95. De forma análoga, foram aplicados os testes de hipótese para os coeficientes de correlação (r) e calculados os coeficientes de determinação (R^2), indicadores do percentual da variação das concentrações que pode ser creditado à variável independente (salinidade).

Os parâmetros **F** crítico (F_c) e **t** crítico (t_c) fornecidos pelas funções estatísticas do Excel versão 14.0 são compatíveis àqueles fornecidos nas tabelas estatísticas de Fisher e Yates (1938), aplicáveis a pesquisas em biologia e agricultura.

Todos os valores de concentrações dos nutrientes apresentados e discutidos possuem unidades em micromolar (μM).

Os valores de concentração de íon amônio (NH_4^+) apresentados e discutidos incluem, também, o total de amônia (NH_3) presentes nas amostras.

RIO ITAPICURU

Íon Amônio, Nitrito e Nitrato: As Figuras 38, 39 e 40 apresentam gráficos de dispersão, bem como os valores estatísticos associados aos cálculos de correlação (r) com a salinidade e regressão (R^2) para os compostos nitrogenados amostrados no Rio Itapicuru.

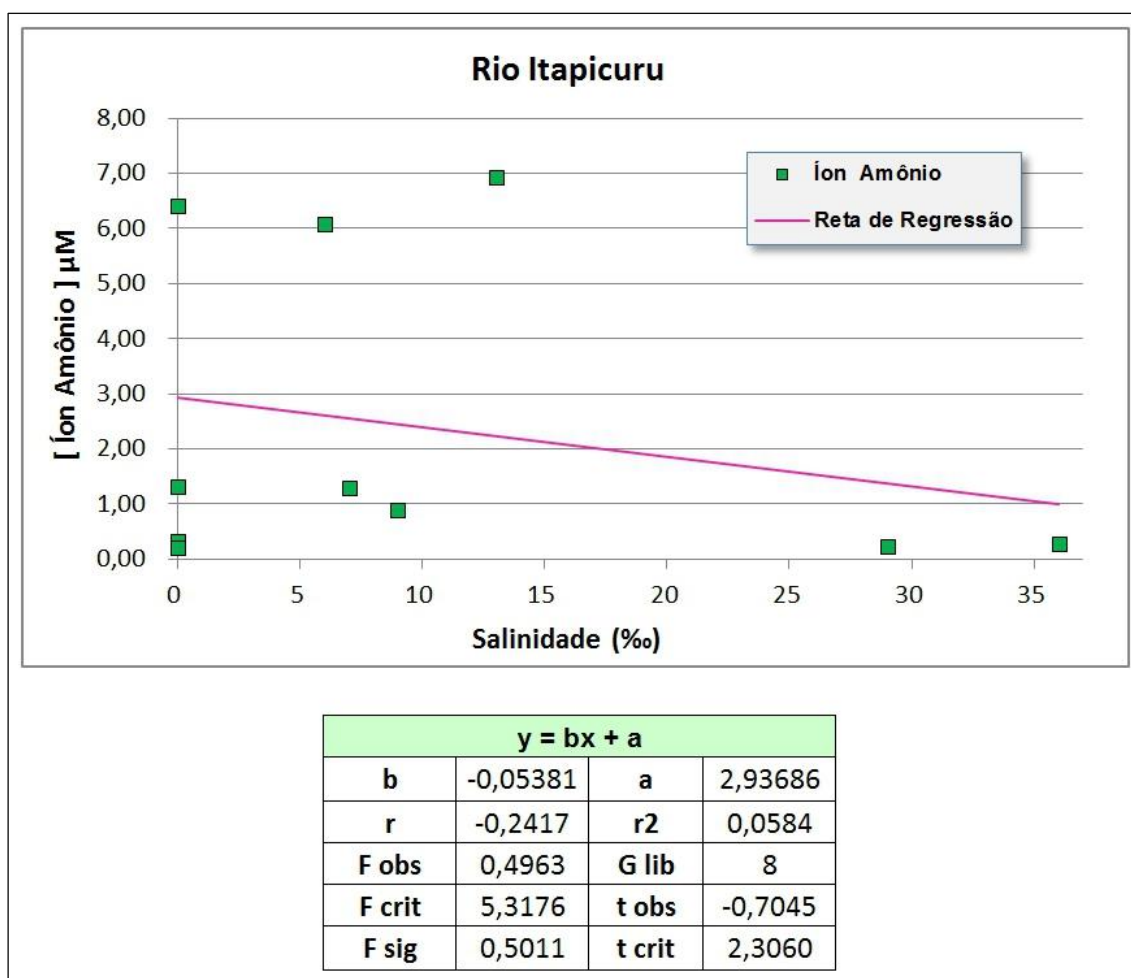


Figura 38. Gráfico de dispersão das concentrações do íon amônio dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itapicuru.

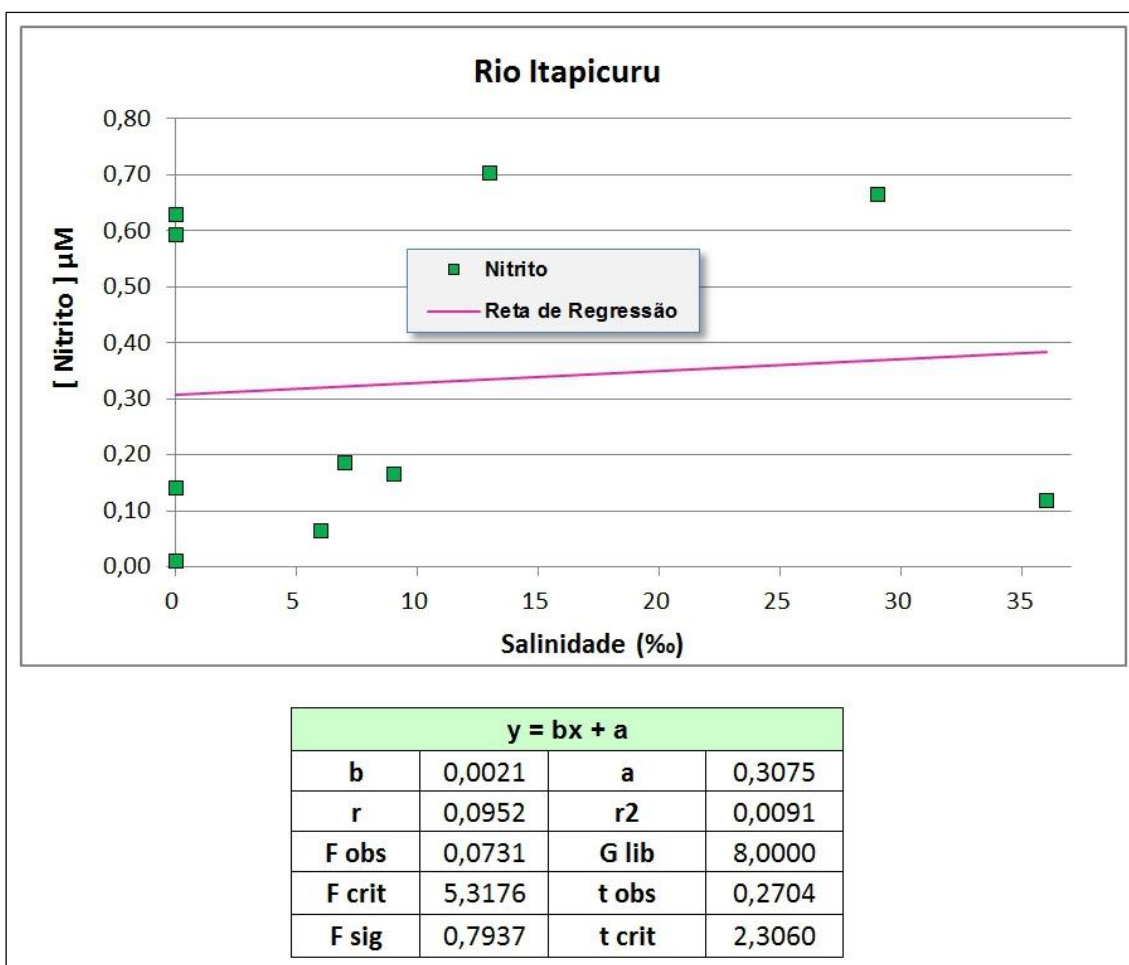


Figura 39. Gráfico de dispersão das concentrações do nitrito dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itapicuru.

Não houve correlação ($\alpha=5\%$) com a salinidade para nenhuma das diferentes formas de nitrogênio inorgânico estudadas.

O potencial de oxidação parece não atuar substancialmente ao longo do baixo curso e do estuário do Rio Itapicuru, mantendo relativamente constantes as concentrações destes compostos. Dois fatores básicos parecem estar atuando neste padrão de comportamento que contraria uma provável oxidação gradual dos nitrogenados em direção à jusante: (1) uma esperada maior dissolução de O_2 atmosférico associado ao aumento de cinética do meio em direção ao baixo estuário (sujeito a ondas e marés e mais exposto aos ventos) pode estar sendo compensada pelas menores profundidades e maiores velocidades, geradoras de fluxos mais turbulentos, em seções à montante do estuário quando o Rio Itapicuru ainda possui um padrão entrelaçado e (2) pelo aumento de salinidade em direção à foz capaz de diminuir o coeficiente de solubilidade dos diversos gases.

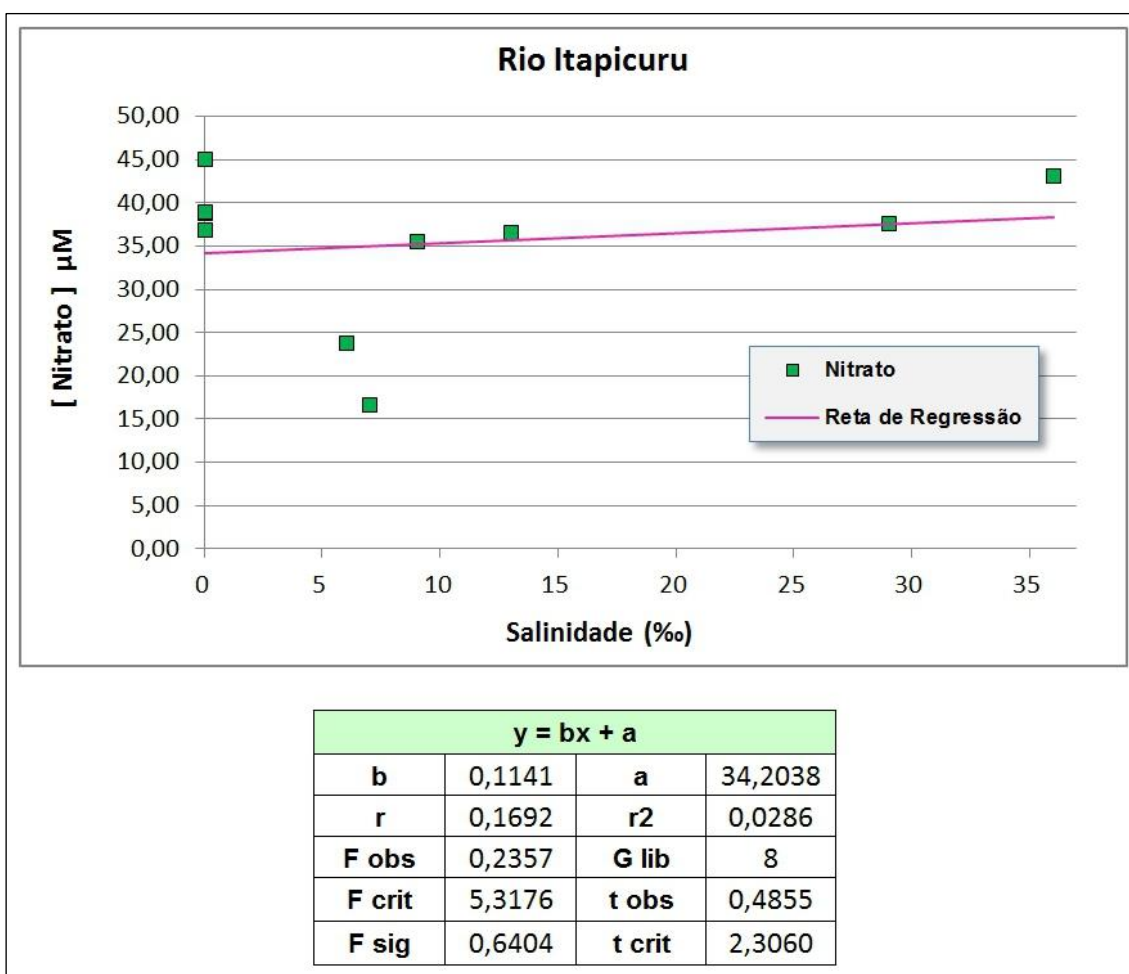


Figura 40. Gráfico de dispersão das concentrações do nitrato dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itapicuru.

Se comparado a variações de concentrações obtidas por Carmouze et al. (1998) para um manguezal analogamente dominado por *Rhizophora mangle* e *Avicennia* em Cananéia (S.P.), o método analítico seria pouco eficaz para mensurar se ocorre exportação destes compostos dos manguezais para o estuário anexo. Nestes estudos os autores desenvolveram um modelo para mudanças químicas que pode explicar porque não são exportadas grandes quantidades de nitrogênio em direção ao estuário. Foi sugerido que os processos simultâneos de liberação e incorporação do íon amônio, associados à decomposição de M.O. e à proliferação bacteriana, podem justificar uma baixa exportação de nitrogênio durante os curtos períodos de submersão.

Uma vez que os testes de hipótese para populações indicaram valores iguais a zero e que a correlação inversa entre íon amônio e nitrato mostrou-se fraca ($r = -0,29$), nada pode ser afirmado com sustentação estatística. Contudo é interessante observar que uma análise

conjunta das três retas de regressão (Figura 41) sinaliza uma tendência de existir uma lenta alteração nas concentrações de íon amônio, nitrito e nitrato rumo à foz do Rio Itapicuru no sentido de reações de oxidação.

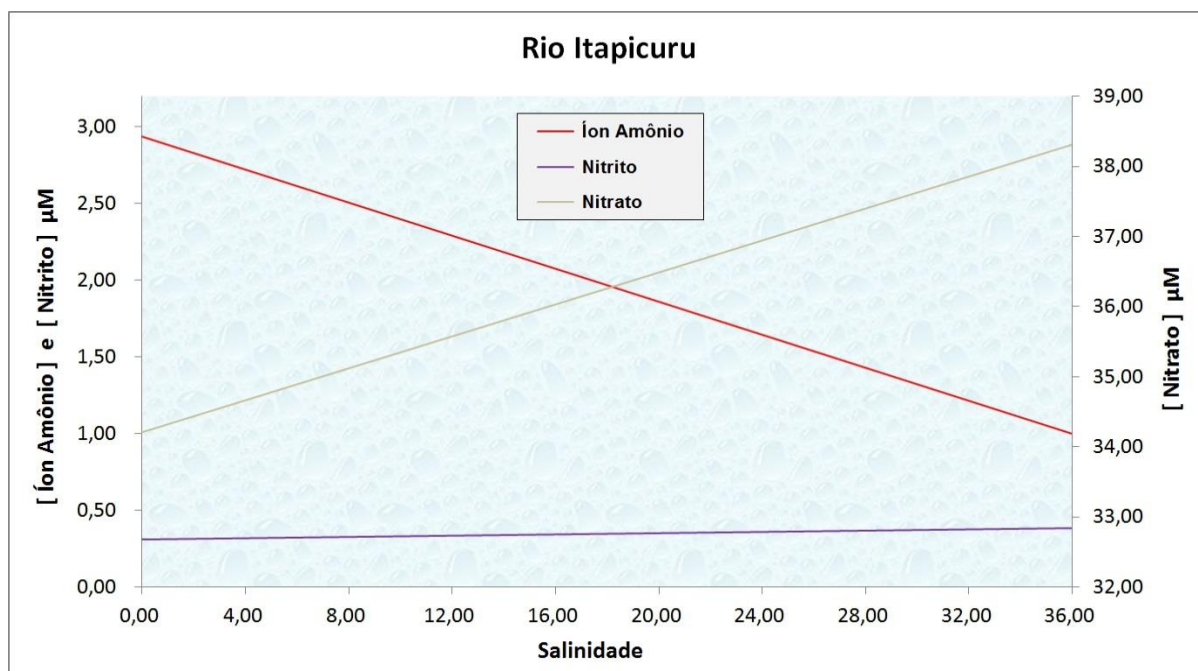
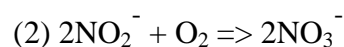
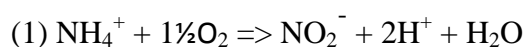


Figura 41. Gráfico composto pela superposição das retas de regressão dos nitrogenados analisados, plotados em função da variação de salinidade no Rio Itapicuru.

Estas reações oxidativas, que são comumente associadas a atividades microbiológicas e desenvolvem-se por meio de catálise bioquímica, correspondem ao processo denominado nitrificação. Segundo Esteves (1988), a nitrificação é um processo em que bactérias gram-negativas utilizam-se de compostos inorgânicos reduzidos (como íon amônio) como doadores de hidrogênio e, por meio da oxidação destes compostos, obtém equivalentes de redução para o processo de síntese. Tais reações envolvem oxigênio e são mais intensas na superfície dos solos saturados dos terrenos inundáveis em períodos de emersão ou na presença de lâminas d'água bastante rasas sujeitas ao cisalhamento eólico, ocorrendo como nas equações que se seguem:



Fosfato: Os resultados obtidos por meio de regressão não linear (tipo quadrática) demonstram correlação positiva entre as variáveis com nível de significância de 0,05. Pode-se afirmar que a concentração de fosfato responde de forma parabólica a variações da salinidade, conforme ilustrado na Figura 42.

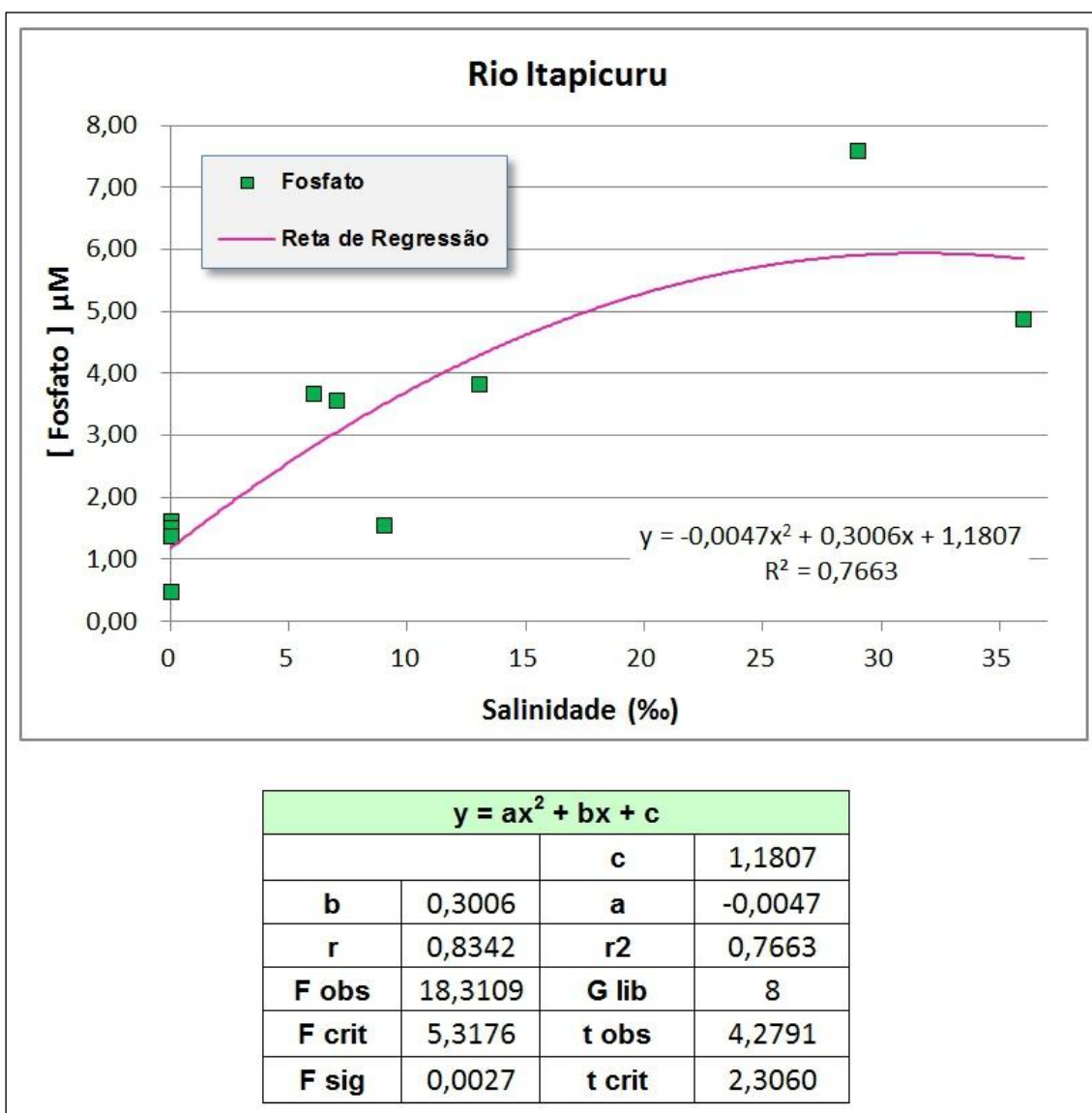


Figura 42. Gráfico de dispersão das concentrações do fosfato dissolvido, com curva de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itapicuru.

Usando-se as estações 7A, 9A, e 17A, efetuadas em face praial e relacionadas no tópico pântanos, como caracteristicamente marinhas, pôde-se estimar um intervalo de confiança de 90% para o valor médio marinho regional de concentração de fosfato, situado entre 3,14 e 4,84 μM . Esta concentração média é inferior aos valores obtidos para o baixo estuário do Rio Itapicuru, cujo máximo (5,99 μM), estimado pelo vértice da parábola com um nível de significância de 0,05, ocorre numa salinidade inferior à marinha (31,98‰), indicando a existência de processo(s) de retirada de parte deste nutriente dissolvido. Esta suave depleção no final do estuário pode ser explicada por fenômenos químicos correlacionados à diluição e ao aumento de salinidade e dos teores de oxigênio.

Burton e Liss (1976) explicam que o fósforo também possui um ciclo biogeoquímico estuarino bastante complexo, estando em suas duas formas mais frequentes ligados ao ferro. Sua biodisponibilidade está condicionada a vários fatores ambientais. Em ambientes marcadamente oxidantes, o ferro passa a sua forma férrica, imprimindo características de baixa solubilidade ao composto (fosfato férrico), que tende ainda a ser adsorvido pelo sedimento. Na situação anóxica típica dos solos em períodos de submersão, o composto passa a fosfato ferroso, tornando-se mais solúvel. O fosfato dissolvido pode reagir com o cálcio, formando $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$; este, por sua vez, tende a precipitar quando aumenta a concentração de carbonato de cálcio (CaCO_3), tanto por ter menor solubilidade quanto pelo efeito de íon comum. A entrada de uma cunha salina num estuário provoca uma precipitação do fosfato devido à consequente introdução do íon Ca^{2+} .

O estuário do Rio Itapicuru parece exportar fósforo para o oceano e possui um comportamento teórico clássico quanto às variações de concentração do fosfato por incluir concentrações intermediárias mais elevadas, indicando acúmulo por precipitação e sugerindo aporte terrígeno através dos ecossistemas anexos, incluindo, neste caso, os manguezais e os pântanos mareais.

RIO ITARIRI

Embora com interpretações inter-relacionadas, as análises estatísticas dos nutrientes nitrogenados do Rio Itariri foram apresentadas separadamente, por possuírem variações na validade das regressões estatísticas e correlações com a salinidade.

Íon Amônio: Não houve correlação estatística entre a concentração do íon amônio e a salinidade nas amostras coletadas no baixo curso e estuário do Itariri (Figura 43).

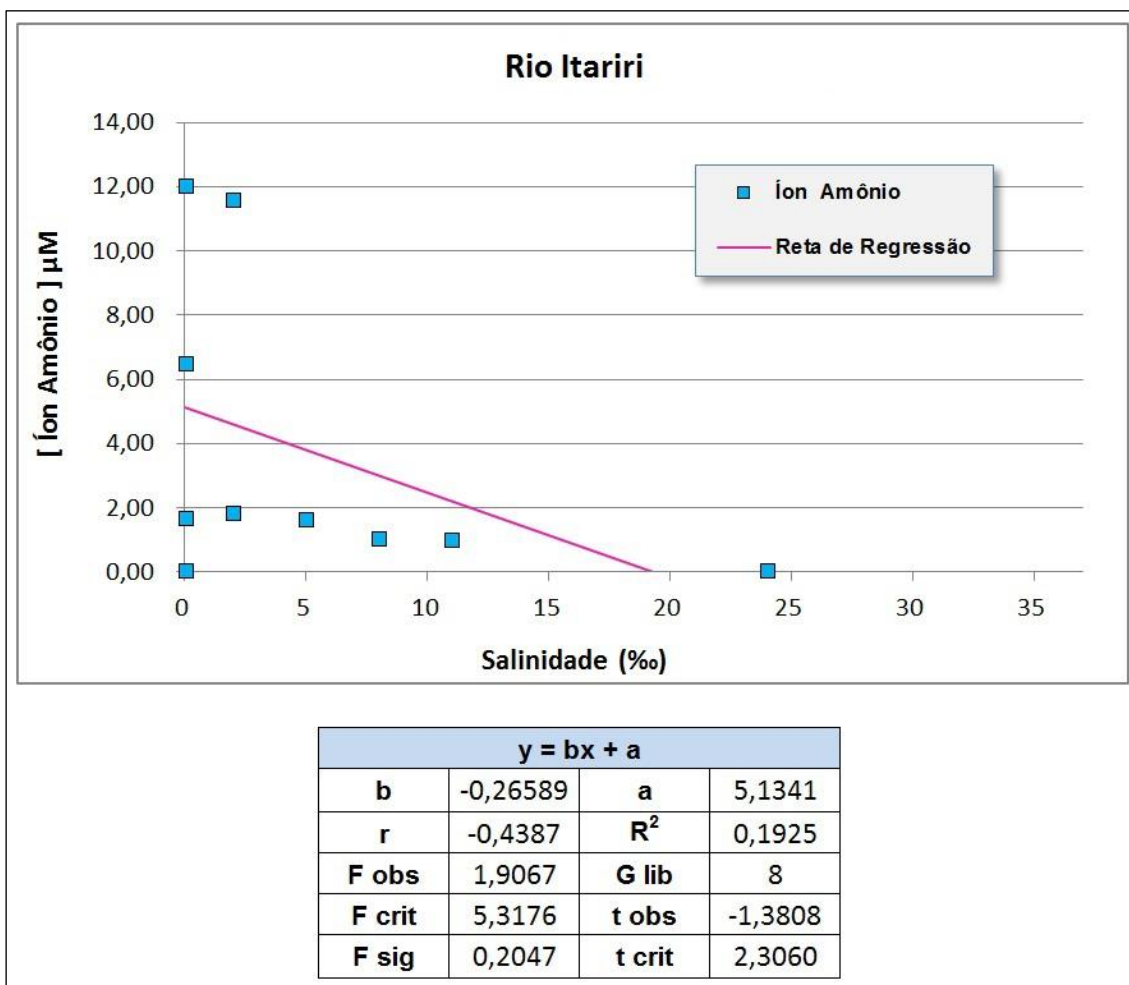


Figura 43. Gráfico de dispersão das concentrações do íon amônio dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itariri.

Muito embora não exista forte correlação inversa da concentração do íon amônio com a salinidade, destaca-se o fato das concentrações mais elevadas ocorrerem em estações com baixas salinidades próximas a áreas de manguezais do alto estuário (estações #6, #7 e #8).

Nitrito: As concentrações de nitrito apresentaram forte correlação positiva ($r=0,87$) com a salinidade com um nível de significância de 0,05 (Figura 44).

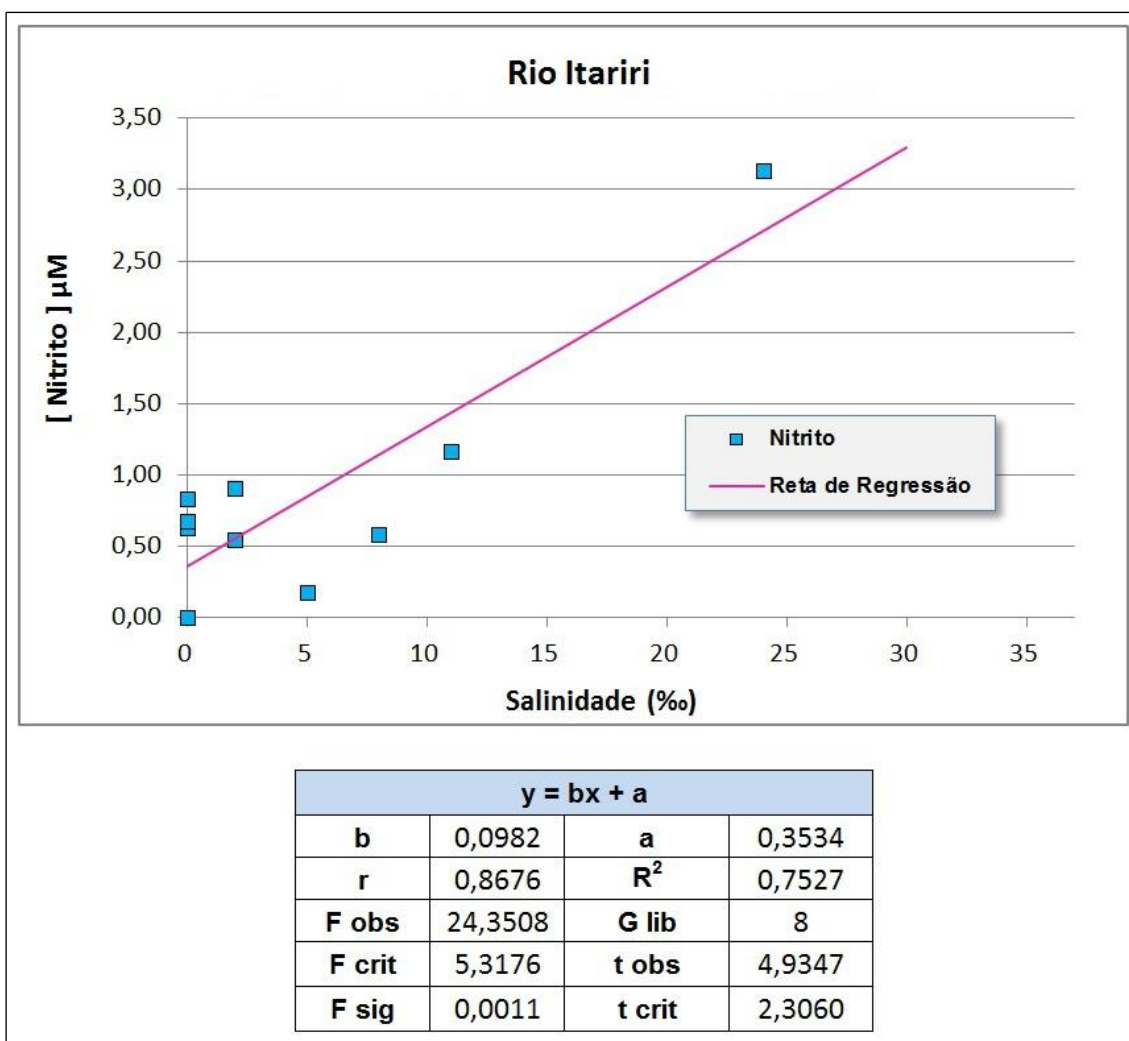


Figura 44. Gráfico de dispersão das concentrações do nitrito dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itariri.

A oxidação do íon amônio pode estar relacionada ao incremento das concentrações de nitrito em direção ao baixo estuário, não sendo, contudo, capaz de explicar o elevado valor deste composto próximo à foz do Rio Itariri (estação #1). O nitrito é normalmente instável e representa um estágio intermediário das reações de nitrificação e denitrificação, tendendo a assumir uma forma nitrogenada distinta. Uma diminuição do potencial de oxidação pode ser considerada em função do aumento da salinidade, muito embora a temperatura decrescente da água e o aumento da cinética, também em direção à foz do Itariri, não corroborem tal idéia. Uma vez que os valores de concentração do íon amônio medidos decrescem em direção ao baixo estuário aparece uma improvável possibilidade de que as concentrações de nitrato estejam oscilando de forma inversa (decrecendo por meio de redução) se considerado um balanço estequiométrico para os nitrogenados.

Nitrato: Conforme ilustrado na Figura 45, os testes de hipótese indicaram, para um nível de significância de 0,05, haver forte correlação positiva ($r=0,79$) entre os teores de salinidade e as concentrações de nitrato, indicando seu aumento em direção à foz do Rio Itariri.

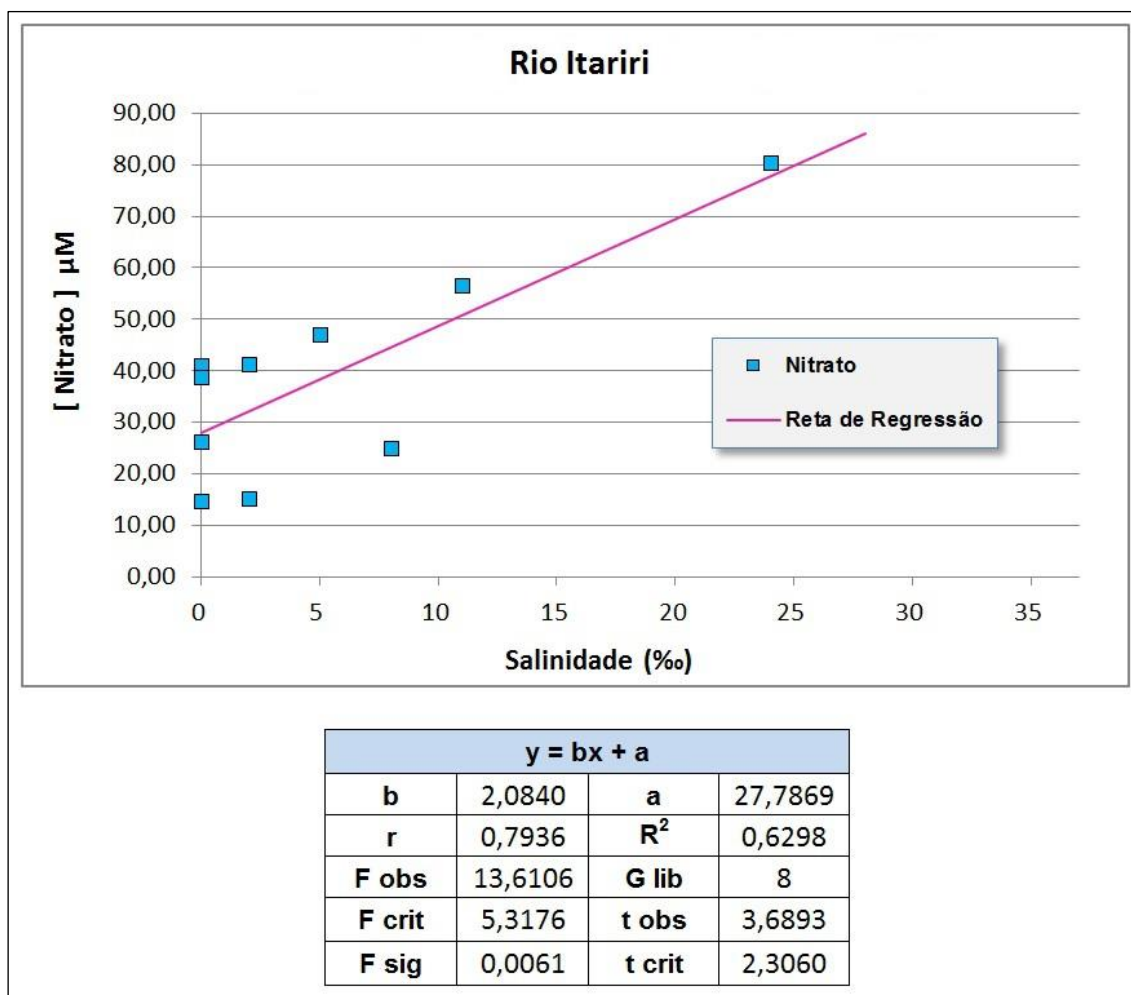


Figura 45. Gráfico de dispersão das concentrações do nitrato dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itariri.

A despeito de ser observada uma redução das concentrações do íon amônio em direção à foz do Rio Itariri, a análise de sua retirada do meio aquático por processos de nitrificação precisa considerar as demais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido.

Tal como observado anteriormente para o nitrito, as concentrações de nitrato também aumentaram em direção ao baixo estuário, em estações posteriores a ocorrência de vastas áreas de manguezais, atingindo, contudo, valores quase 30 vezes mais elevados que aqueles da forma mais reduzida. Tal fato dificulta sobremaneira a possibilidade de reações de oxidação-redução serem exclusivamente responsáveis por tais oscilações (Figura 46). Por meio dos valores de concentrações desses nutrientes nas amostras praias (#7A, #9A e #17A) foram

estimados, com intervalos de confiança de 90%, os valores médios costeiros máximos ($[\text{NO}_2^-] < 0,53 \mu\text{M}$ e $[\text{NO}_3^-] < 47,23 \mu\text{M}$), notadamente menores que aqueles observados no baixo estuário do Rio Itariri. Dessa forma, torna-se forte a hipótese de aporte localizado neste trecho do Rio Itariri, com três possíveis fontes “terrígenas” para tal aumento conjunto destes nutrientes nitrogenados: (1) enriquecimento das concentrações dissolvidas, em especial nas formas mais reduzidas, oriundo da fixação de nitrogênio atmosférico por ação heterotrófica do fitoplâncton na coluna d’água e de bactérias junto ao solo, bem como pela decomposição de biomassa da vegetação própria dos manguezais junto à superfície do sedimento, muito embora Carmouze et al. (1998) tenham afirmado que manguezais não exportem quantidades expressivas destes nutrientes para os estuários adjacentes; (2) canal de drenagem de vasta área pantanosa do Município que desemboca um pouco a montante do local da estação #1 (maiores valores medidos) e que, muito possivelmente, traga algum grau de contaminação do lençol freático e por efluentes domésticos, devido ao precário nível de sanitarismo da vila denominada Barra do Itariri; e (3) de caráter exclusivamente antrópico, a maciça presença de banhistas/turistas no ensolarado e quente dia de realização das coletas neste Rio (temperatura diurna do ar amostrada com média de $27,85^\circ\text{C}$), associada a um acentuado consumo de bebidas e consequente eliminação de urina num volume relativamente baixo de água (situação de fluxo muito fraco pela estação seca).

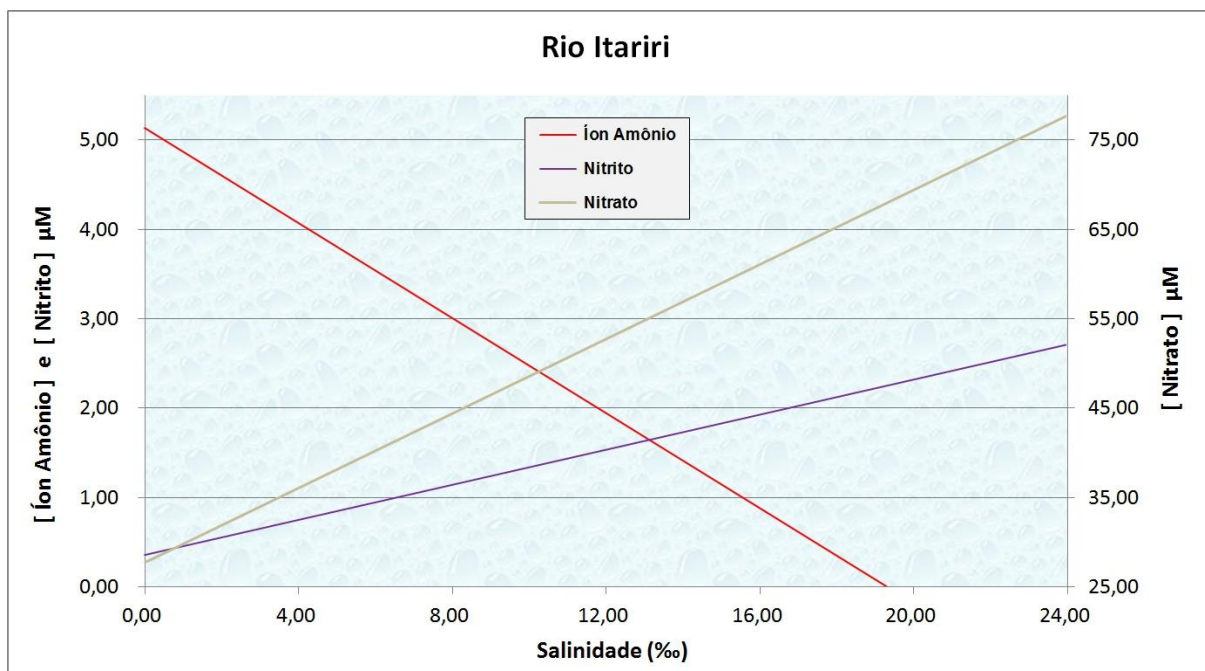


Figura 46. Gráfico composto pela superposição das retas de regressão dos nitrogenados analisados, plotados em função da variação de salinidade no Rio Itariri.

Fosfato: Conforme demonstrado na Figura 47, não houve correlação estatística entre as concentrações de fosfato e a salinidade no Rio Itariri.

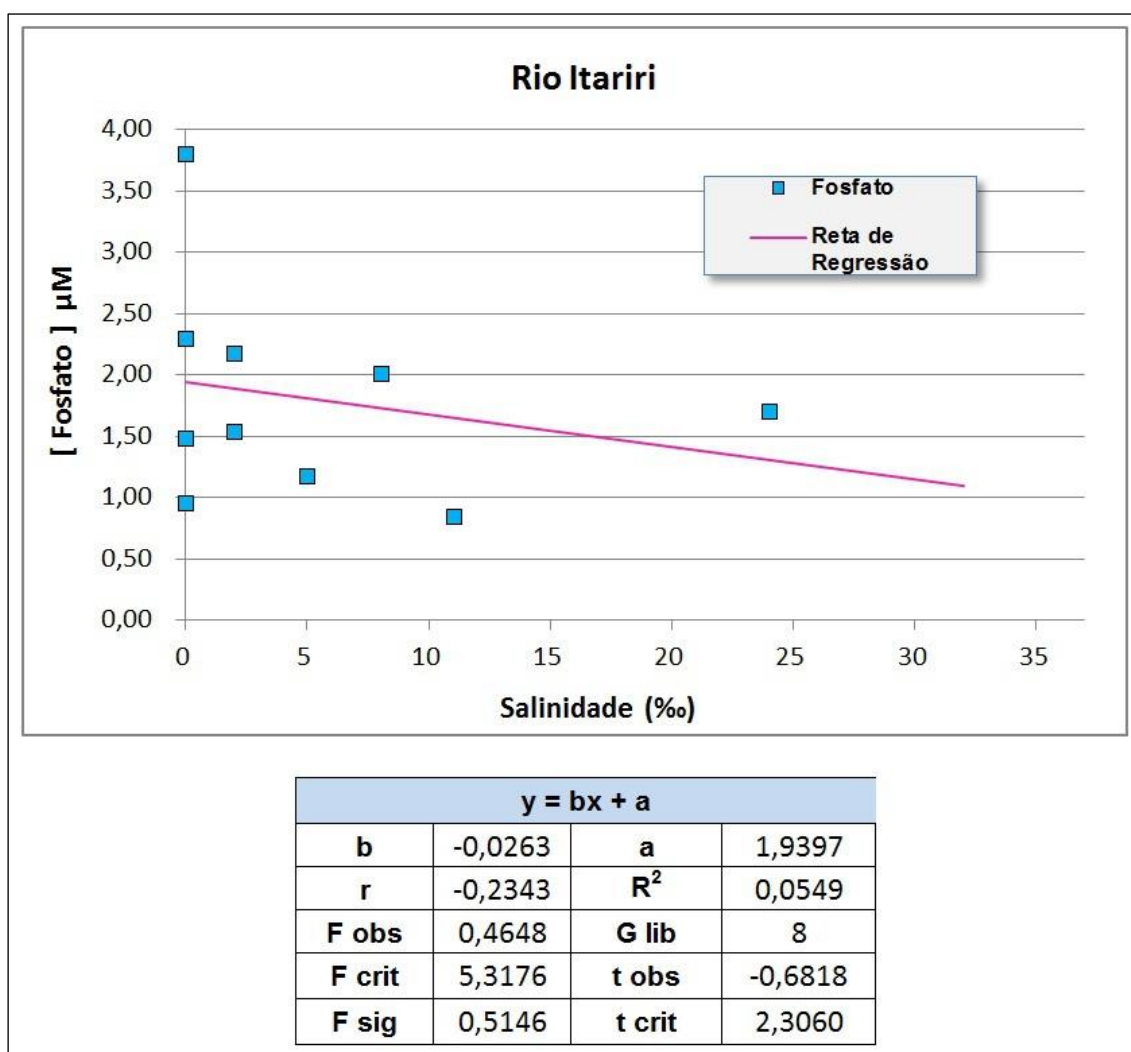


Figura 47. Gráfico de dispersão das concentrações do fosfato dissolvido, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas no Rio Itariri.

Embora no Rio Itariri não ocorra correlação válida para as concentrações fosfato e salinidades medidas, a reta de regressão possui um coeficiente angular negativo, indicando consumo e precipitação do fósforo dissolvido rumo ao mar e confirmando uma provável origem terrígena. Tal situação, associada aos valores baixos em relação à concentração média marinha ($3,99 \pm 0,85 \mu\text{M}$ com 90% de confiança) e aos valores no estuário do Itapicuru, sugere que este elemento corresponde a um fator limitante para o crescimento vegetal dos manguezais e pântanos adjacentes ao estuário do Itariri. Também de forma distinta daquela observada no Itapicuru, o alagamento periódico pelas marés representa importante fonte deste nutriente ao macroambiente estuarino.

PÂNTANOS

A análise dos nutrientes no sistema pantanoso amostrado visou considerar uma hidrodinâmica que tende a drenar áreas topograficamente baixas, centrais a área de estudo, em direção a ambos os estuários. Dessa forma, tal como na interpretação das concentrações de sêston, a análise dos nutrientes buscou, com maior ênfase, correlações que pudessem indicar variações espaciais ou mesmo a exportação de nutrientes para os estuários dos Rios Itapicuru e Itariri.

Íon Amônio, Nitrito e Nitrato: A elaboração de um gráfico integrado destes nutrientes permitiu observar um comportamento geral um tanto caótico nas concentrações amostradas ao longo do sistema pantanoso (Figura 48).

As variações dos nutrientes dissolvidos ocorrem localmente e parecem condicionadas a mudanças na intensidade de fenômenos físico-químicos e biológicos (tais como: fotossíntese/dissolução de O_2 , respiração e taxas de degradação e produção de matéria orgânica) causadora de alterações no potencial-redox e, conseqüentemente nos interligados valores das concentrações de compostos nitrogenados inorgânicos num dado momento e local.

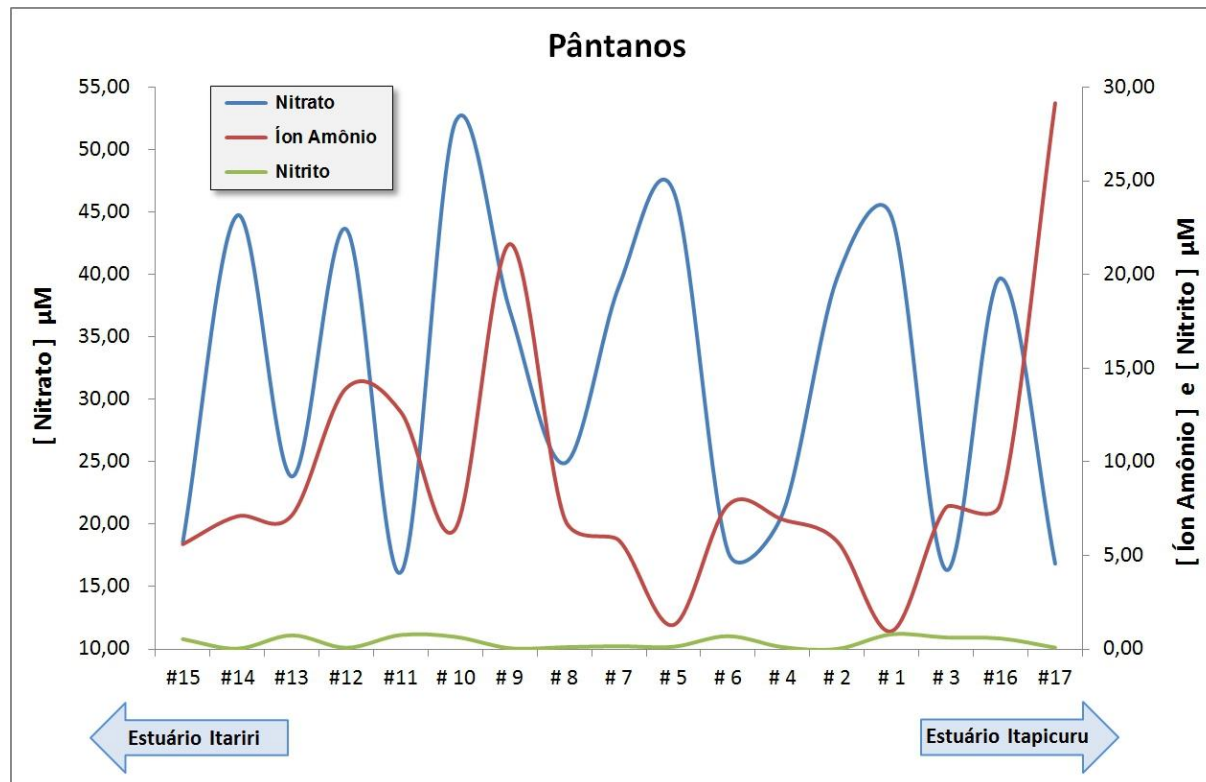


Figura 48. Gráfico de linhas composto pelas concentrações dos nutrientes nitrogenados plotados em função da disposição espacial das estações pantanosas em relação aos estuários dos Rios que limitam a área de estudo na Zona Costeira de Conde -BA.

Em meios anóxicos ou semi-anóxicos, as várias formas inorgânicas do nitrogênio ficam sujeitas à denitrificação, causando um conseqüente aumento da concentração do nitrito (NO_2^-). Essa forma de nitrogênio inorgânico é bastante instável, tendendo a retornar à forma menos reduzida (NO_3^-) ou mesmo ser liberada para a atmosfera, sob a forma de nitrogênio molecular (N_2). A decomposição da matéria orgânica torna-se mais lenta e menos completa, e o nitrogênio liberado acumula-se sob a forma de íon amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3).

A amônia, em condições normais de temperatura e pressão, é um gás incolor com um odor pungente detectável em concentrações acima de 50 ppm (National Research Council – NRC, 1979). Embora de boa solubilidade na água, sua concentração varia sensivelmente com o pH e a temperatura. Sob condições de pH e temperatura baixos, a amônia combina-se com a água para produzir íon amônio e íon hidroxila (OH^-), mas em pH acima de 9,0 é a forma predominante (Morgan e Stumm, 1996). Enquanto o íon amônio apresenta pouca ou nenhuma toxicidade, a amônia, que pode atravessar membranas celulares, é extremamente perigosa para organismos aquáticos. A Tabela 8 (U.S. Environmental Protection Agency – EPA, 1987) indica o percentual de amônia tóxica (NH_3) presente na concentração total (íon amônio mais amônia) para soluções de salinidade zero, segundo seus valores de temperatura e pH.

Tabela 8. Percentuais de amônia presente em soluções de íon amônio mais amônia, com salinidade zero, segundo valores de temperatura e pH (adaptado de EPA, 1987).

pH T°C	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5	10,0
05°C	0,013	0,040	0,12	0,39	1,2	3,8	11	28	56
10°C	0,019	0,059	0,19	0,59	1,8	5,6	16	37	65
15°C	0,027	0,087	0,27	0,86	2,7	8,0	21	46	73
20°C	0,040	0,130	0,40	1,20	3,8	11,0	28	56	80
25°C	0,057	0,180	0,57	1,80	5,4	15,0	36	64	85
30°C	0,080	0,250	0,80	2,50	7,5	20,0	45	72	89

Fosfato: A análise das concentrações de fosfato ao longo do sistema pantanoso amostrado não permite conclusões definitivas sobre exportação ou importação, segundo os fluxos hidrológicos observados que o interligam aos estuários adjacentes. Entretanto, nesta amostragem é possível observar que os menores valores médios esperados de concentração de fosfato nos estuários dos Rios Itapicuru e Itariri ($1,76\mu\text{M}$ e $1,11\mu\text{M}$, respectivamente), abrangidos pelas estações de #1 a #7, são maiores que a média observada para a área pantanosa ($0,97\mu\text{M}$), com índice de significância de 0,05. Considerando-se que, na situação

de início de maré vazante de realização das coletas, a observação da presença de salinidade nas estações mais próximas ao estuário do Rio Itapicuru (estações #16 e #17) coincide com valores altos de concentração do fósforo, pode-se inferir que os pântanos não parecem exercer função de exportação deste nutriente, podendo inclusive atuarem como sumidouro deste composto de origem estuarina em algumas pequenas áreas. Tal situação sugere que as concentrações de fósforo dissolvido nas áreas pantanosas próximas aos manguezais do estuário do Rio Itapicuru estariam decrescendo progressivamente com o recuo da cunha salina na maré vazante.

No gráfico correspondente a Figura 49 pode-se observar, segundo a distribuição espacial das estações dos sistemas pantanosos, as concentrações obtidas para os valores de íon amônio e do fósforo, incluindo os valores médios deste último composto inorgânico nos dois estuários adjacentes.

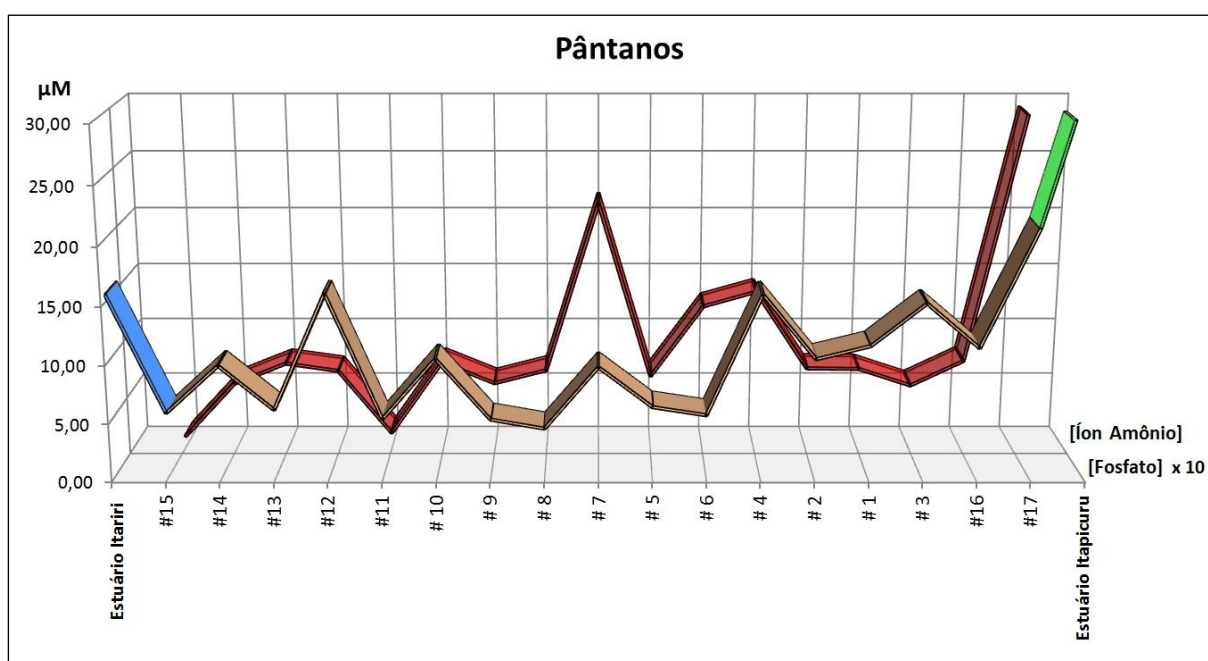


Figura 49. Gráfico das concentrações de fósforo e íon amônio dissolvidos sequenciadas das estações do corpo principal do sistema pantanoso (centrais ao gráfico) rumo àquelas estações mais próximas de conexões hidrológicas com os estuários de manguezais (extremidades).

A existência de boa correlação ($r=0,58$) entre as concentrações do íon amônio e fósforo (normalmente associado ao ferro em ambientes aquáticos) foi confirmada por análise estatística com nível de confiança de 95%, corroborando a idéia de alterações do potencial de oxido-redução como principal mecanismo de variação das concentrações destes nutrientes dissolvidos nos pântanos (Figura 50).

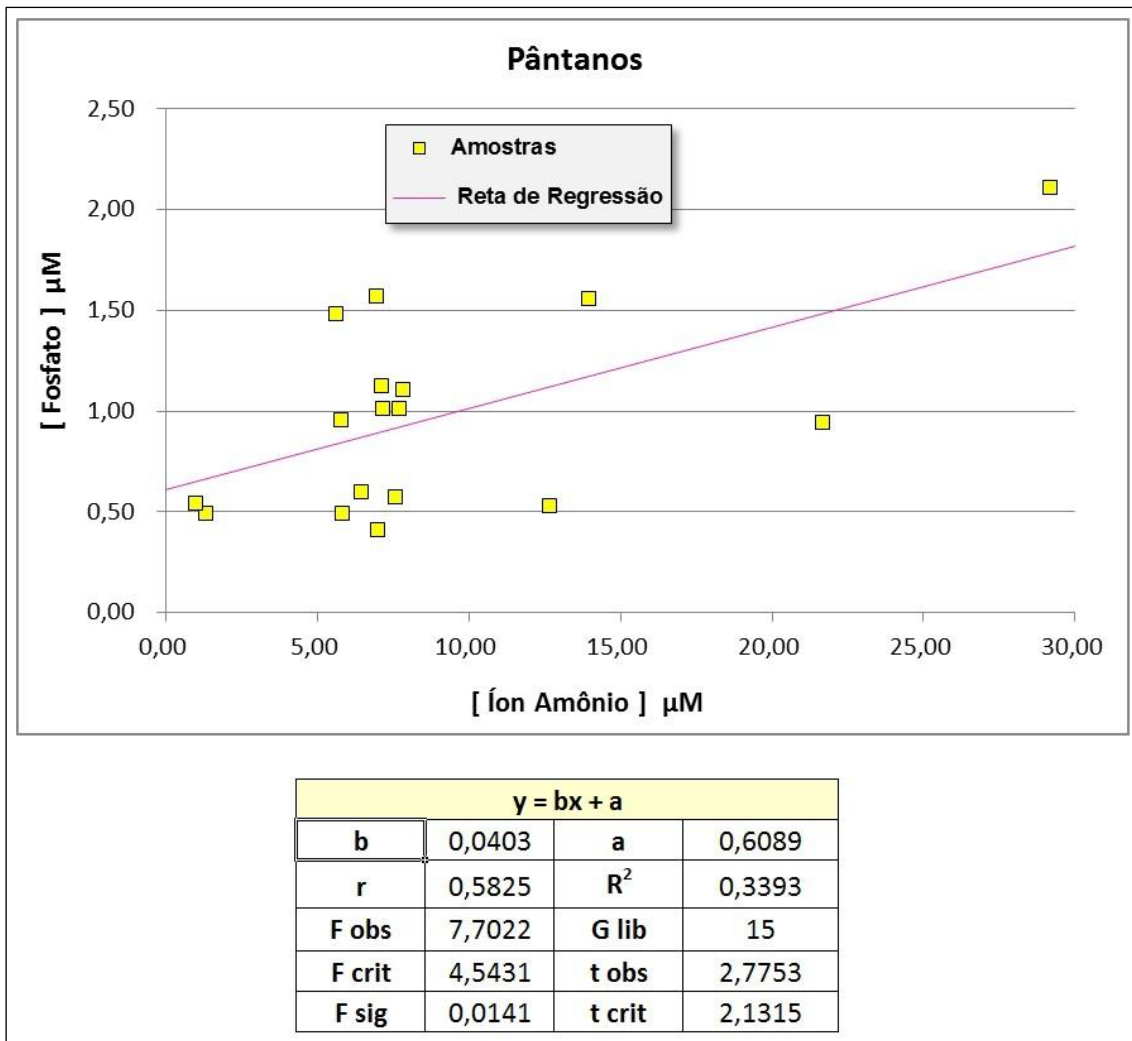


Figura 50. Gráfico de dispersão das concentrações do fosfato por íon amônio, com reta de regressão e dados estatísticos das amostras de água coletadas nos pântanos.

É improvável que os padrões amostrados permaneçam estáveis durante variações ambientais sazonais (como precipitação, alagamentos, insolação e temperatura) e mesmo circadianas (como foto-período e ventos). Gower (1980) confirma a existência de alterações sazonais na concentração de nitrato segundo períodos de maior ou menor atividade de fixação de nitrogênio nos solos e ciclos de adição de fertilizantes em áreas de drenagem sob atividade agrícola. Não obstante, uma observação científica das comunidades vegetais dos pântanos costeiros do Litoral Norte do Estado da Bahia pode permitir correlações ecossistêmicas com as médias das concentrações de nutrientes ao longo de um ciclo anual. De forma conjunta, espécies mais resistentes ou menos resistentes às variações ambientais podem estar correlacionadas com maiores ou menores desvios padrões dessas concentrações, respectivamente. Isto porque tais alterações de concentração e biodisponibilidade dificultam os processos de trocas iônicas das plantas selecionando apenas espécies cujas adaptações

fisiológicas e, mesmo, morfológicas permitam sobrevivência e desenvolvimento populacional. Em áreas pantanosas costeiras de alagamento essencialmente freático/pluviométrico devem ocorrer limitações de diversidade e biomassa vegetal por carência de nutrientes, especialmente o fosfato.

Assim sendo, são importantes estudos envolvendo observações dos padrões de distribuição e densidade das diferentes populações vegetais pantanosas e suas relações estatísticas com as concentrações sazonais dos nutrientes dissolvidos.

Embora nenhuma análise sobre a presença de poluentes químicos tenha sido efetuada no estudo realizado em Conde-BA, ao contrário de outros rios e estuários mais ao Sul do Litoral Norte do Estado da Bahia expostos à poluição industrial, os recursos hídricos do Município apresentam maior exposição à contaminação por efluentes urbanos e lixiviação de solos usados para atividades agropecuárias. Dessa forma, algumas observações genéricas sobre efeitos de poluição podem ser feitas com base nas interpretações dos dados de nutrientes. A Tabela 9, elaborada a partir de Smith e Smith (2001), World Health Organization - WHO (1986) e Howarth (2008), relaciona as principais fontes naturais e antrópicas dos nutrientes amostrados, incluindo atividades existentes no Município de Conde e margens de seus Rios, em especial do Itapicuru.

Tabela 9. Relação das principais fontes dos nutrientes estudados e dos riscos associados em zonas costeiras.

	Fontes não Pontuais	Fontes Pontuais	Principais Riscos
Íon Amônio e Amônia	Decomposição bacteriana de proteínas; acidentes e vazamentos com matérias primas; fertilizantes; deposição atmosférica por chuvas.	Emissões e efluentes industriais: metalurgia, produção de cerâmica e plásticos, equipamentos de refrigeração, artigos de limpeza e refinarias.	Morte de organismos aquáticos e intoxicação humana pelo consumo de água contaminada.
Nitrato e Nitrito	Agricultura e pecuária (fertilizantes, excremento animal e água de retorno da irrigação); jardinagem e animais domésticos; e deposição atmosférica.	Efluentes industriais (produção de fertilizantes, explosivos, vidro e fluidos para troca de calor); e esgotos domésticos e urbanos.	Crescimento excessivo de plantas; acúmulo de M.O.; marés vermelhas; perda das macrófitas submersas sombreadas por lençóis de algas e depleção do O.D.
Fosfato	Rochas intemperizadas; sedimentos e lixiviamento de áreas agriculturadas e urbanas.	Efluentes e plantas de tratamento de esgoto (excreções e produtos industriais, como: pasta de dentes, detergentes e produtos farmacêuticos).	Odor e alteração de cor da água com perda dos usos recreacionais; depleção extrema de Oxigênio Dissolvido (O.D.) e marés vermelhas.

Todos os valores observados de concentração total de íon amônio estiveram abaixo dos limites de toxicidade crônica para peixes tropicais, conforme Tabela 10, adaptada de Missouri State Regulations (2018).

Os maiores teores de íon amônio dissolvido ocorreram nos pântanos (até 29,15 μ M) e, a despeito das suas temperaturas mais elevadas, os valores ácidos de pH mantêm os limites de toxicidade acima das concentrações nas amostras.

Tabela 10. Relação dos valores de concentração tóxicos de íon amônio dissolvido, segundo pH e temperatura (unidades em μ M).

pH	6,6	6,8	7,0	7,2	7,4	7,6	7,8	8	8,2	8,4
20°C	255,01	243,92	227,29	205,12	182,94	149,68	121,96	94,24	66,52	49,89
22°C	243,92	210,66	199,57	182,94	160,77	133,05	105,33	83,16	60,98	38,81
24°C	194,03	188,49	177,40	160,77	138,59	116,42	94,24	72,07	49,89	38,81
26°C	171,85	166,31	155,22	138,59	121,96	105,33	83,16	60,98	44,35	33,26
28°C	149,68	144,14	133,05	121,96	105,33	88,70	72,07	55,44	38,81	27,72
30°C	133,05	127,51	116,42	105,33	94,24	77,61	60,98	44,35	33,26	22,17

Os demais nitrogenados estudados também aparentam valores baixos de concentração, nos ecossistemas inundáveis costeiros de Conde - BA, quando confrontados aos limites definidos segundo diferentes usos da água, publicados por Ministério da Saúde (2011) e CONAMA (2005), chegando a indicar a possível potabilidade nos locais de baixa salinidade amostrados, muito embora a qualidade organoléptica, bem como a existência de coliformes fecais e outros organismos patogênicos, não tenham sido verificadas.

Quando consideradas as concentrações máximas de fosfato obtidas, frente aos valores regulamentados pelo CONAMA (2005) para ambientes de água doce Classe I (até 3,23 μ M), o Rio Itapicuru chega a apresentar inadequabilidade para coleta de água potável, indicando sinais de poluição antrópica (7,58 μ M).

Segundo a National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA e U.S. Environmental Protection Agency – EPA (1988) as concentrações máximas estuarinas recomendadas de nitrogênio total dissolvido não devem superar 71,39 μ M. Este limite é

ultrapassado em ambos os sistemas estuarinos de Conde, sugerindo situação tendendo ao desequilíbrio. Valores acima desta concentração podem causar redução de diversidade da fauna bentônica, perda de vegetação submersa e níveis aumentados de clorofila, incluindo marés vermelhas ocasionais.

Reis et al. (2017b) discutem consequências do aumento dos nitrogenados dissolvidos em diferentes manguezais e explicam que tal incremento nas concentrações destes nutrientes parecem causar aumento em todos os fluxos das diferentes formas de nitrogênio inorgânico (tal como transformação no sedimento, denitrificação e perda para atmosfera) com exceção da taxa biológica de fixação.

Uma vez que os dados de nutrientes mostraram-se coerentes com as condições ambientais observadas, pode-se afirmar que, a despeito do número relativamente baixo de amostras, a metodologia e o tratamento estatístico mostraram validade prática para interpretações ecossistêmicas qualitativas.

5.3.3- ISÓTOPOS ESTÁVEIS

Os resultados e discussões que se seguem envolvem dados isotópicos e valores de concentração de carbono e nitrogênio obtidos no sedimento em dois testemunhos coletados nos manguezais dos estuários dos Rios Itapicuru e Itariri no Litoral Norte do Estado da Bahia (Tabela 11).

A localização de coleta dos testemunhos nos manguezais dos dois rios estudados pode ser visualizada nos Anexos 4 e 5.

Tabela 11. Relação dos parâmetros analisados, nos testemunhos dos manguezais dos Rios Itapicuru e Itariri, com seus valores médios e desvios padrões.

Parâmetro	Estuário Itapicuru	Estuário Itariri
$\delta^{15}N$	$4,25 \pm 0,78$	$2,71 \pm 0,55$
$\delta^{13}C$	$-26,94 \pm 0,49$	$-26,90 \pm 0,30$
%N	$0,11 \pm 0,04$	$0,06 \pm 0,02$
%C	$2,86 \pm 1,37$	$2,65 \pm 0,52$
C/N	$25,30 \pm 6,94$	$49,49 \pm 24,37$
% $CaCO_3$	$15,27 \pm 8,77$	$13,41 \pm 4,24$
% M.O	$4,93 \pm 2,36$	$4,57 \pm 0,90$

RAZÃO C/N

A análise da razão entre carbono e nitrogênio (C/N) em sedimentos de ambientes costeiros é um ótimo indicador da origem do componente orgânico. Saito et al. (1989) indicam que valores acima de 20 são relacionados a origem puramente continental e abaixo de 7 como marinhos. Valores próximos a 10 representam uma composição mista de matéria orgânica continental e marinha (Stein, 1991).

Os valores da razão C/N indicam que em ambos os testemunhos de manguezais a origem da M.O é predominantemente terrígena (Figura 51) com variações temporais (diferentes profundidades) apresentado curvas de regressão do tipo quadrática, com valor bastante representativo no perfil no estuário do Itariri ($R^2=0,9416$).

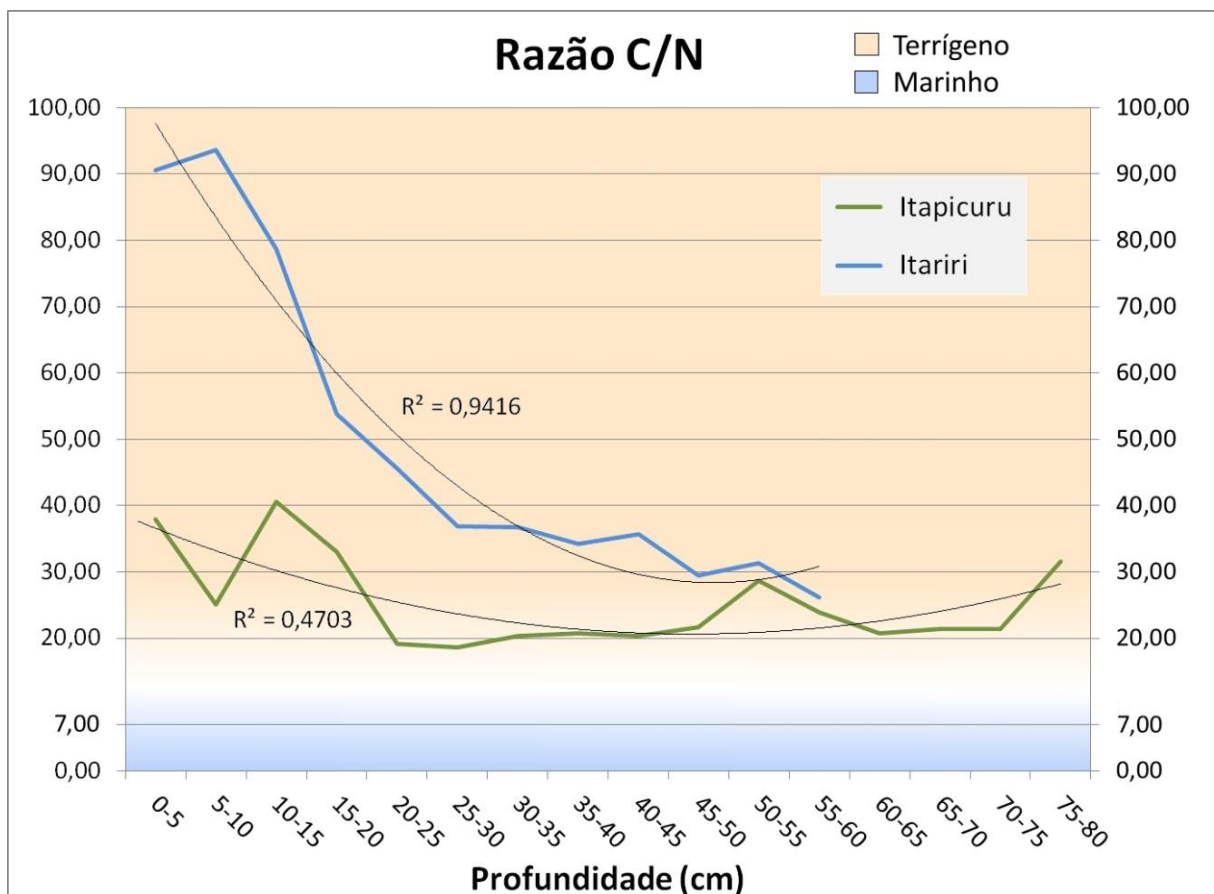


Figura 51. Gráfico da Razão C/N por profundidade dos sedimentos de ambos os manguezais com faixas de origem da M.O. em zonas costeiras (a partir de Saito et al. 1989 e Stein, 1991).

Embora sujeitas a variações ambientais regionais e costeiras semelhantes (insolação, temperatura, precipitação, intemperismo, regime de ondas e ventos, nível do mar, entre outros), no estuário do Itapicuru os valores da razão C/N no sedimento tiveram menor amplitude de oscilação ao longo do tempo (regressão quadrática com coeficiente de determinação de 0,4703) quando comparados ao do Itariri. Isto ocorre tanto pelo maior porte do complexo flúvio-estuarino, que cria um sistema bio-geoquímico mais estável, quanto pela maior exposição a massas de água costeiras responsáveis por apresentar alguma influência na origem da M.O (contribuição marinha), imprimindo valores mais baixos que aqueles observados no estuário do Rio Itariri.

TEOR DE CARBONATOS

Tal constatação de uma influência marinha mais acentuada no estuário do Itapicuru é corroborada pela maior presença de carbonatos nos sedimentos do testemunho de manguezal associado a este Rio, com valor médio 12,2% maior que aqueles do Rio Itariri. Isto porque carbonatos são produtos essencialmente autóctones em sedimentos marinhos, sintetizados por organismos bentônicos e planctônicos, tal como foraminíferos e diatomáceas (respectivamente), que utilizam CaCO_3 na elaboração de suas partes duras (Mahiques, 1998). Embora a composição química sedimentar não tenha sido analisada neste estudo, segundo McAnally e Mehta (2001) num estuário a composição mineralógica permite associar sedimentos ao ambiente de origem, sendo os siliciclásticos tipicamente fluviais e os carbonáticos tipicamente marinhos.

Na Figura 52 pode-se observar que a concentração de carbonato (calculado sob a forma de calcita) obtida para os sedimentos de ambos os manguezais (Rio Itariri e Rio Itapicuru) apresentam uma tendência decrescente em direção às camadas mais superficiais, sugerindo uma progressiva redução da influência marinha sobre a região do médio estuário destes Rios ao longo do tempo.

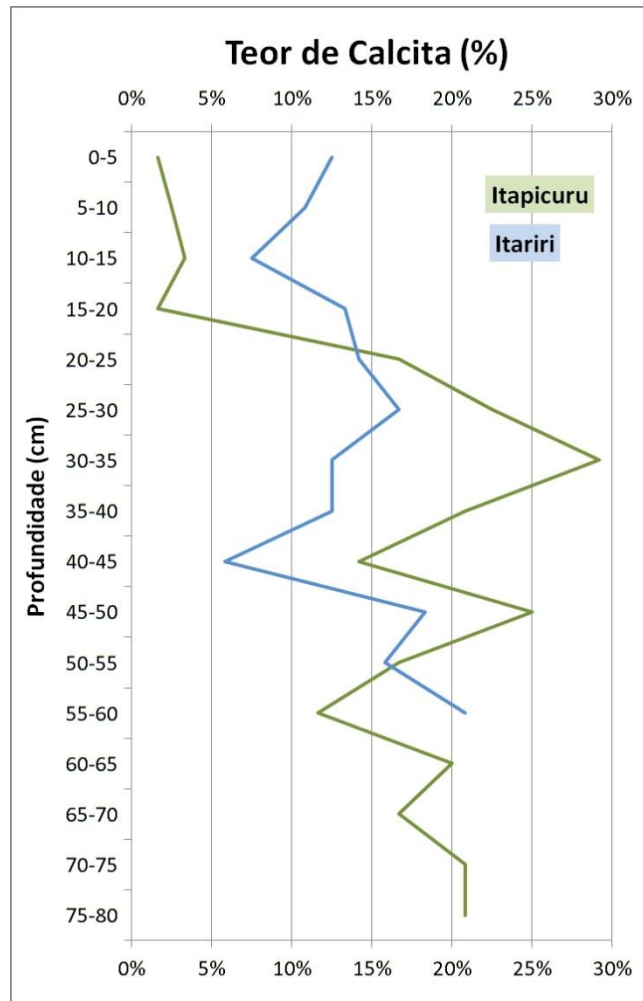


Figura 52. Gráfico de linhas indicando os teores de Calcita dos sedimentos em diferentes profundidades dos testemunhos.

Muito embora processos diagenéticos (pós-deposicionais) precisem ser considerados nas variações dos teores de C e N dos sedimentos, a diminuição na influência marinha sobre a área em questão respalda o aumento na razão C/N em direção aos sedimentos mais recentes de origem notadamente terrígena. Na Figura 53 pode-se observar uma correlação inversa entre os valores de concentração de carbonato e das razões C/N nos sedimentos, com valores de coeficiente de correlação de -0,7054 e de -0,4860 para o Rio Itapicuru e Rio Itariri respectivamente.

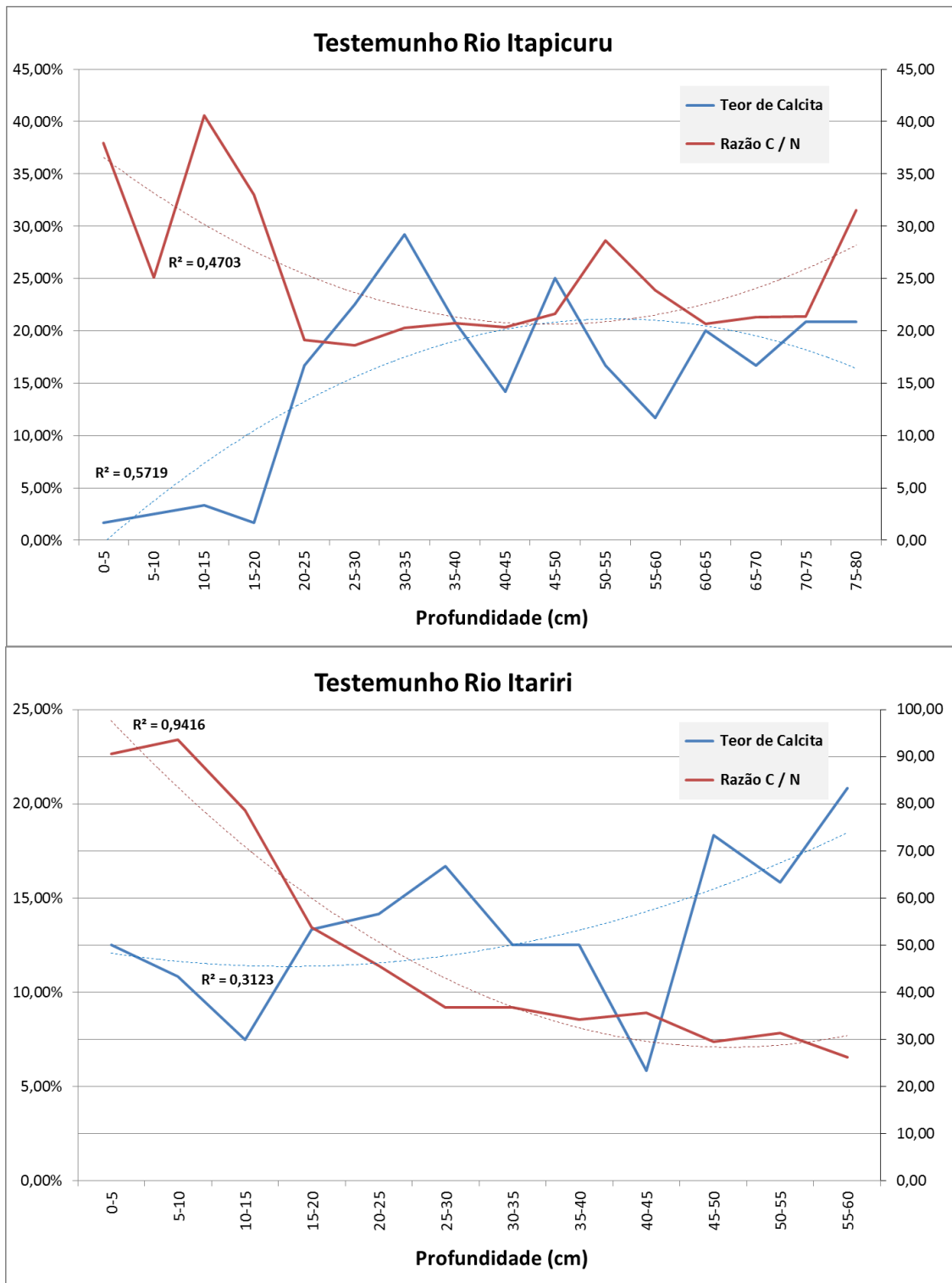


Figura 53. Gráficos da concentração de carbonatos e razão C/N ao longo dos perfis de profundidade para os manguezais dos Rios Itapicuru (topo) e Itariri.

NITROGÊNIO E CARBONO

Nos sedimentos do manguezal do Rio Itariri valores bastante baixos de nitrogênio ($0,06 \pm 0,02\%$) quando comparados a outros de manguezais brasileiros (Tabela 12) sugerem

que este possa ser um elemento limitante no crescimento vegetal naquele estuário. De fato, a vegetação típica de manguezal de ambos os estuários possuem alturas distintas sendo de porte mais arbustivo no Itariri e mais arbóreo no estuário do Itapicuru (observações pessoais).

Tabela 12. Valores médios da concentração de nitrogênio em sedimentos de manguezais brasileiros.

Autor	Local	N %
Zucchi e Souza (2012) / Souza et al.(2013)	Caravelas - BA	0,25 ± 0,07
Tognella et al. (2016)	Palhoça / Laguna - SC	0,16 a 0,38
Sampaio (2019)	Cananéia - SP	0,2 ± 0,0
Spanó et al. (2014)	Nova Viçosa - BA	0,03 a 0,23
Reis et al. (2017a)	Cananéia - SP	0,12 ± 0,11
Guimarães et al. (2019)	Conde - BA	0,10 ± 0,02

Valores baixos de concentrações de nitrogenados em estuários e baixo curso de rios indicam ambientes mais preservados e neste caso uma condição ecológica próxima da natural. Entretanto, concentrações limitadas destes compostos resultam em um equilíbrio ecossistêmico delicado, pois a ausência de aporte considerável externo ao sistema e a necessária maior ciclagem interna (reaproveitamento de nutrientes), implicam numa menor capacidade de aumento de biomassas e de regeneração frente a impactos ambientais.

Nos sedimentos do manguezal do Rio Itariri é possível observar que as concentrações crescentes do nitrogênio em direção às camadas mais profundas do testemunho refletem-se inversamente na razão C/N (coeficiente de -0,82 indicando forte correlação inversa). Embora matematicamente relacionadas por uma simples fração esta relação pode não ser tão óbvia em função de alterações independentes nas duas variáveis que a compõe, muito embora seu denominador (nitrogênio) tenha influência muito mais expressiva nos resultados como pode ser observado na Figura 54. Esta queda gradual da concentração de nitrogênio ao longo do tempo em um trecho costeiro de elevado potencial turístico e crescente pressão antrópica parece surpreendente uma vez que são esperados incrementos nos processos de contaminação por condições sanitárias típicas de instalações / edificações sazonais e/ou precárias. Entretanto é preciso ter em mente que respostas das concentrações dos nitrogenados no sedimento devem refletir uma integração de várias décadas dos valores dissolvidos destes nutrientes tanto pela lenta alteração da taxa de produção e composição de detritos vegetais quanto pelos processos biogeoquímicos pós-deposicionais.

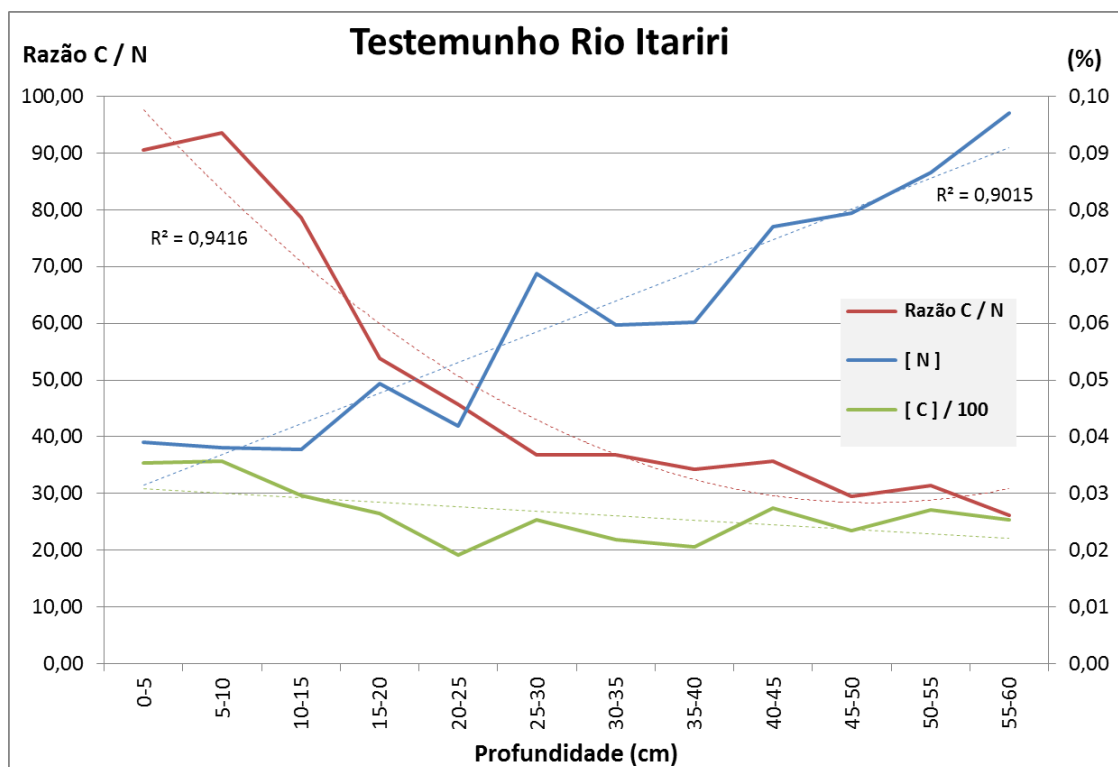


Figura 54. Gráfico das concentrações de nitrogênio e carbono e da Razão C/N do sedimento do manguezal do Rio Itariri.

Muito possivelmente a perceptível preservação dos manguezais e de matas ciliares no curso do Rio Itariri e das áreas de influência adjacentes ao seu estuário estejam relacionadas a estes valores muito baixos e decrescentes na concentração de nitrogênio no sedimento ao longo do tempo.

A Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI (2003) destaca a boa integridade dos manguezais dos estuários dos Rios Itariri, Jacuípe e Subaúma, bem como nas localidades de Porto de Sauípe e de Baixios.

Por sua vez, o aumento da razão C/N em sedimentos mais recentes sugere um potencial cada vez maior de sequestro de carbono pelo manguezal do estuário do Rio Itariri, confirmada pela elevação da sua concentração nas sub-amostras e pelo coeficiente de correlação obtido ($r = 0,80$). Isto ratifica a importância ecológica de pequenos estuários esparsos ao longo da costa nordeste brasileira, não apenas por comporem verdadeiros oásis de diversidade biológica em meio a longas faixas de praias arenosas, mas, também, por poderem apresentar potencial de acumulação proporcionalmente maior de carbono nos sedimentos quando comparados a manguezais mais vastos.

De maneira distinta daquela observada no manguezal do Rio Itariri, os sedimentos do testemunho do Itapicuru não apresentaram relação inversa entre as concentrações de

nitrogênio e carbono. Na realidade essas concentrações são fortemente correlacionadas ($r=0,79$) demonstrando estabilidade na composição da M.O. e sugerindo menor variabilidade ambiental neste estuário como também anteriormente observado na comparação desta razão com o teor de carbonatos (Figura 55).

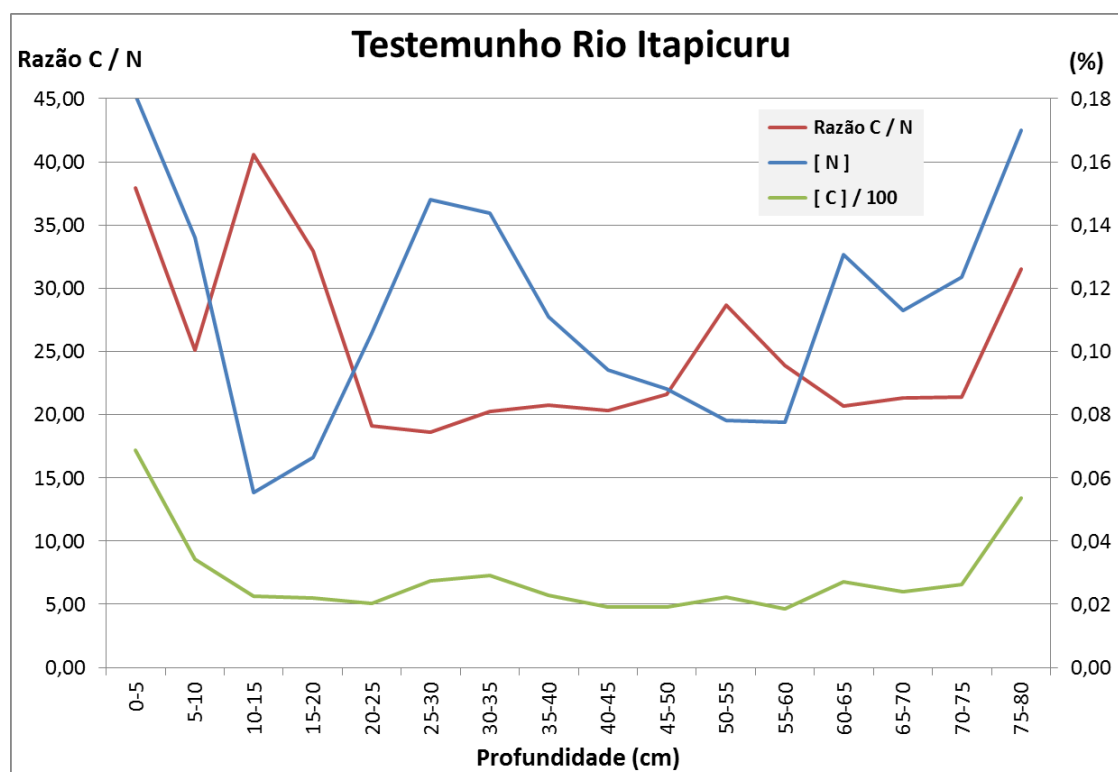


Figura 55. Gráfico das concentrações de nitrogênio e carbono e da Razão C/N do sedimento do manguezal do Rio Itapicuru.

MATÉRIA ORGÂNICA

Nos ambientes fluviais observa-se uma previsível tendência de aumento dos finos em direção à jusante (estuários), tanto pela perda gradativa de competência do principal agente de transporte quanto por um eventual incremento absoluto da fração lama. Isto porque parte dessa fração lamosa é certamente autóctone que, embora predominantemente orgânica, possui material mineral gerado por processos químico-físicos (tais como precipitação, floculação e adsorção) e por processos biogênicos (estruturas inorgânicas silicosas e carbonáticas de micro-organismos planctônicos e bentônicos).

Conforme descrito anteriormente em sedimentologia ambos os estuários apresentam comportamento semelhante e clássico de modelos de estudo quanto a processos de dinâmica sedimentológica. Com ocorrência de sedimentos mais grosseiros (fração cascalho) em

direção ao curso fluvial (montante), aumento de areia fina e lama na região média e retorno de sedimentos mais grossos e melhor selecionados próximos à desembocadura.

Tal cenário indica a distribuição de padrões sedimentares segundo o modelo de Dalrymple et al. (1992), descrevendo o estuário como uma unidade costeira contemplada por três zonas: (1) zona externa (baixo estuário) – predominantemente marinha, com acentuada ação de ondas e correntes de maré, contrapondo-se às correntes fluviais, de menor intensidade. Os depósitos incluem sedimentos de granulação mais grossa; (2) zona central (médio estuário) – menor cinética, com dominância das correntes de maré e das fluviais, resultando em um setor que apresenta sedimentos de granulação fina e maiores teores de M.O.; e (3) zona interna (alto estuário) – faixa com hidrodinâmica definida pelas correntes fluviais, com depósitos onde voltam a ocorrer sedimentos de granulometria mais grossa.

Os terrenos inundáveis mareais correspondentes aos manguezais nos rios estudados ocorrem ao longo de planícies de inundação junto às margens do médio estuário onde se observa a maior concentração de M.O. e sedimentos da fração lama (silte e argila).

Valores totais de M.O. são usualmente obtidos, de forma indireta, por meio da concentração de carbono orgânico em amostras variadas como forma de simplificar técnicas analíticas e reduzir custos laboratoriais, sendo este elemento um bom indicador para aquelas de origem vegetal por meio do fator de conversão de van Bemmelen.

Segundo Heaton et. al (2016), em uma análise crítica sobre o Fator de Conversão de van Bemmelen, o valor de 0,58 (ou seu reverso recíproco 1,724) é um índice bastante razoável para conversões entre valor de Carbono e de M.O. em solos.

Para os dados de concentração de Carbono medidos os valores médios correspondentes de M.O. calculados nos sedimentos dos testemunhos são $4,93 \pm 2,36$ e $4,57 \pm 0,90$ por cento (Itapicuru e Itariri, respectivamente).

ISÓTOPOS DE NITROGÊNIO

Os resultados das análises isotópicas de nitrogênio encontrados por diversos autores em manguezais do litoral brasileiro (Tabela 13) são compatíveis com os valores médios obtidos nos testemunhos dos estuários do Itapicuru e Itariri ($4,25 \pm 0,78$ e $2,71 \pm 0,55$, respectivamente).

Tabela 13 - Valores de $\delta^{15}\text{N}$ em manguezais da costa brasileira.

Autor	Local	$\delta^{15}\text{N}$ ‰
Zucchi e Souza (2012) / Souza et al. (2013)	Caravelas - BA	$1,0 \pm 0,6$
Tognella et al. (2016)	Palhoça / Laguna - SC	3,5 a 5,6
Sampaio (2019)	Cananéia - SP	$4,7 \pm 0,2$
Spanó et al. (2014)	Nova Viçosa - BA	0,3 a 4,2
Santos (2011)	Alcobaça/Caravelas - BA	2,12 a 2,78
Reis et al. (2017a)	Cananéia - SP	0,7 a 3,6
Guimarães et al. (2019)	Conde - BA	$-0,54 \pm 1,83$

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no manguezal do Rio Itapicuru são consideravelmente mais elevados que aqueles do Rio Itariri indicando maiores taxas de decomposição da M.O. depositada (Figura 56).

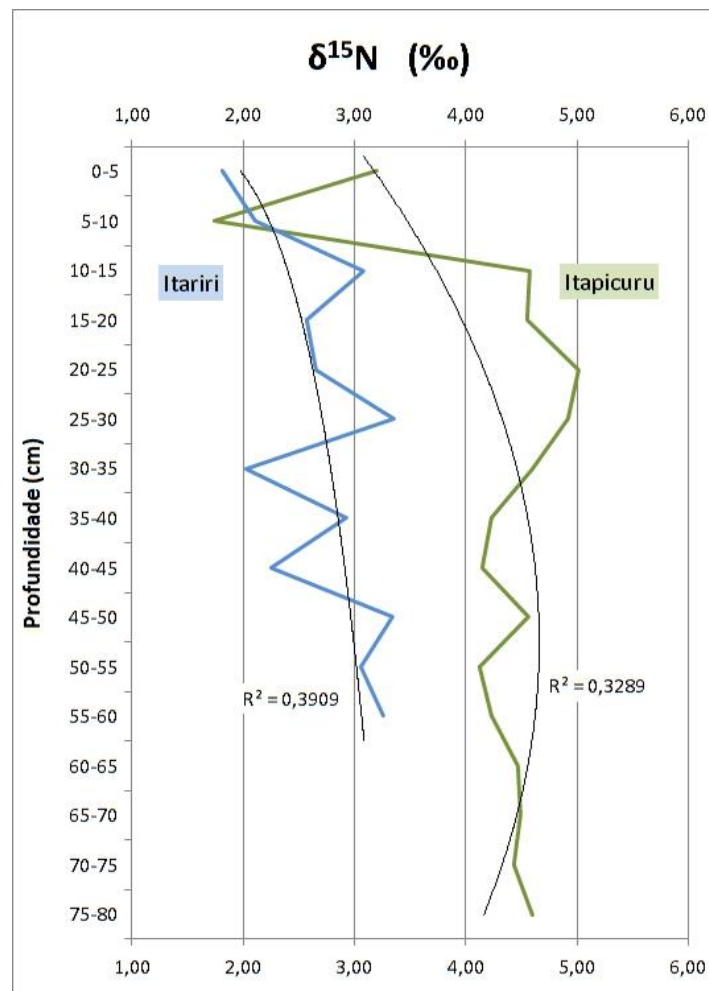


Figura 56. Gráfico de linhas indicando os valores de $\delta^{15}\text{N}$ por profundidade dos testemunhos.

Muito embora por meio de análise estatística de homogeneidade de variância deva ser considerado o descarte dos dois valores mais superficiais, fatores ambientais relacionados a uma maior cinética ambiental (bioturbação, ventos, ondas e marés) causando mistura de sedimentos de diferentes camadas bem como mudanças biogeoquímicas no sedimento e na água intersticial (filme bacteriano e de algas microbentônicas, potencial redox, pH, carbonatos dissolvidos, entre outros) justificam suas fortes alterações e a manutenção destes dados nas discussões apresentadas. A análise sedimentológica das amostras superficiais ao longo do Rio Itapicuru confirmam valores mais elevados de cascalho biodetrítico nas estações correlatas ao médio e baixo estuário indicando uma maior presença de organismos bentônicos potencialmente responsáveis por processos de bioturbação (escavadores) bem como da ação de comedores de depósitos e detritívoros de superfície.

A curva de regressão obtida para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no manguezal do Rio Itariri corrobora a observação anterior de sua menor taxa de decomposição de M.O. acumulada nos sedimentos, bem como do decréscimo em direção a camadas mais superficiais (Figura 56).

Segundo Meyers e Ishiwatari (1993) os valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados na M.O. de sedimentos sofrem pouca alteração pós-deposicional, sendo seus incrementos relacionados aos processos de decomposição predominantemente restritos ao período de suspensão, deposição e incorporação nas camadas superficiais.

Craine et al. (2015) explicam que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e de concentração de carbono em solos tendem a ocorrer em uma relação inversa mas, embora tal assertiva possa ser observada nos sedimentos de ambos os manguezais, suas correlações apareceram de forma moderada a fraca, com coeficientes de correlação de -0,44 e -0,38 para os estuários do Itariri e do Itapicuru respectivamente (Figura 57).



Figura 57. Gráficos de linhas com valores de $\delta^{15}\text{N}$ e das concentrações de nitrogênio e carbono (ajustada à escala por divisão centesimal) ao longo dos perfis de profundidade para os manguezais dos Rios Itapicuru (topo) e Itariri.

Ao contrário do que se observa no Rio Itariri, o baixo curso do Rio Itapicuru corresponde a uma área de sua bacia hidrográfica com ocorrência de atividades agropecuárias que poderiam atuar como fonte não pontual de entrada de nitrogênio no sistema estuarino. Entretanto, apesar de suas maiores taxas de decomposição de M.O. sedimentar e de maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, que aqueles do manguezal do Itariri, seus valores de compostos nitrogenados dissolvidos ocorrem em concentrações ligeiramente mais baixas. Grandes faixas pantanosas, que ocorrem entre áreas de cultivo / pastagem e os manguezais, parecem estar atuando na absorção destes nutrientes de origem antrópica e exportando M.O. para o estuário correspondente.

Apesar dos valores de Razão C/N e $\delta^{15}\text{N}$ indicarem um maior potencial de acumulação de M.O. e sequestro de carbono pelo manguezal do Itariri seus os valores médios observados de M.O. nos sedimentos foram ligeiramente menores. Tal fato deve estar relacionado a uma taxa de produção de biomassa vegetal muito maior no sistema estuarino do Itapicuru que deve receber, ainda, aporte originado de plantas herbáceas dos pântanos adjacentes.

ISÓTOPOS DE CARBONO

A M.O. presente nos sedimentos parece ser predominantemente gerada pelos manguezais uma vez que análises isotópicas dos testemunhos coletados em ambos os estuários indicam valores baixos de $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 58) típicos de detritos de origem vegetal de espécies de ciclo fotossintético C3.

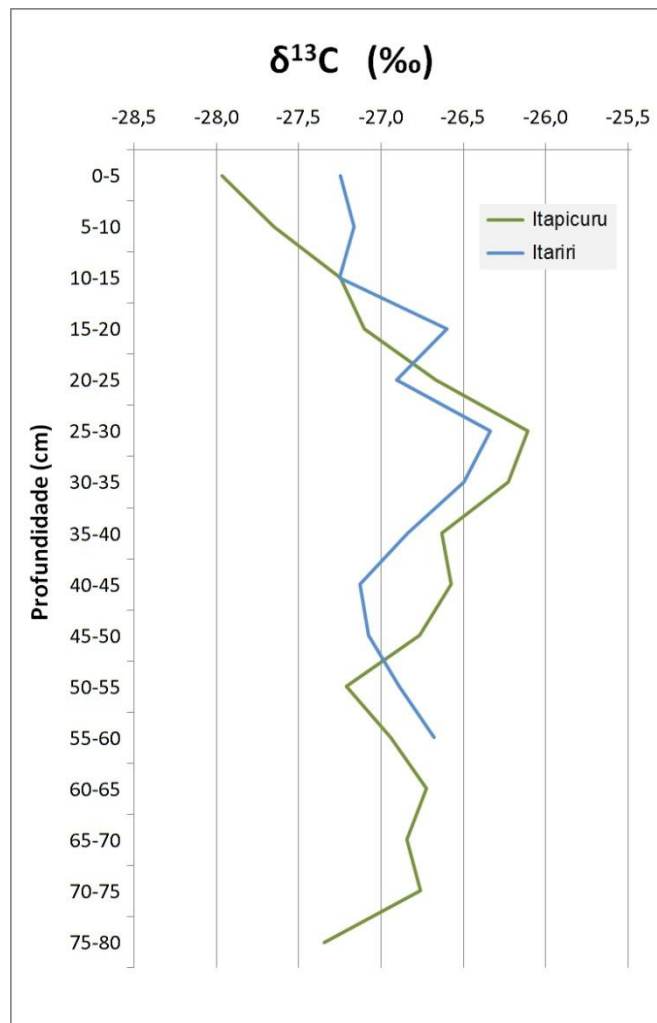


Figura 58. Gráfico de linhas com valores de $\delta^{13}\text{C}$ ao longo dos perfis de profundidade.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ observados nos sedimentos dos manguezais (Itapicuru $-26,94 \pm 0,49$ e Itariri $-26,90 \pm 0,30$) são compatíveis com valores de outros ecossistemas de mangues tropicais brasileiros, tal como os observados na Tabela 14.

Tabela 14. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ em manguezais da costa brasileira.

Autor	Local	$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$
Zucchi e Souza (2012) / Souza et al. (2013)	Caravelas - BA	$-26,9 \pm 0,3$
Tognella et al. (2016)	Palhoça / Laguna - SC	-24,6 a -22,0
Sampaio (2019)	Cananéia - SP	$-27,1 \pm 0,3$
Spanó et al. (2014)	Nova Viçosa - BA	-27,0 a -24,6
Santos (2011)	Alcobaça/Caravelas - BA	-26,65 a -26,44
Guimarães et al. (2019)	Conde - BA	$26,6 \pm 1,48$

Ainda que os pântanos costeiros da região exerçam influência no balanço de nutrientes, e até mesmo na matéria orgânica, nos manguezais adjacentes, suas composições florísticas incluem predominantemente plantas herbáceas de ciclo C3 (*Juncus* e *Scirpus*, dentre outras) e não devem causar variações consideráveis nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ no sedimento destes ecossistemas mixohalinos.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para o fitoplâncton, M.O suspensa e no sedimento, bem como nas comunidades macrobênticas, demonstram consistente correlação positiva com a salinidade (Kim et al. 2020). Uma vez que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ tendem a se manter mais ou menos constantes após a incorporação da M.O. no sedimento, mantendo sua assinatura de origem fotossintética (Meyers e Ishiwatari, 1993), este isótopo também pode ser empregado na identificação de variações ambientais costeiras além das vegetacionais (ciclos C3 e C4).

Usando-se o teor de carbonato (estimado sob a forma de calcita) como variável indicadora de massas d'água com características marinhas (maiores alcalinidades e pH), e portanto de salinidades mais elevadas, foi possível confirmar que existe correlação positiva com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apontando, novamente, para uma maior influência marinha em situações pretéritas. (Figura 59).

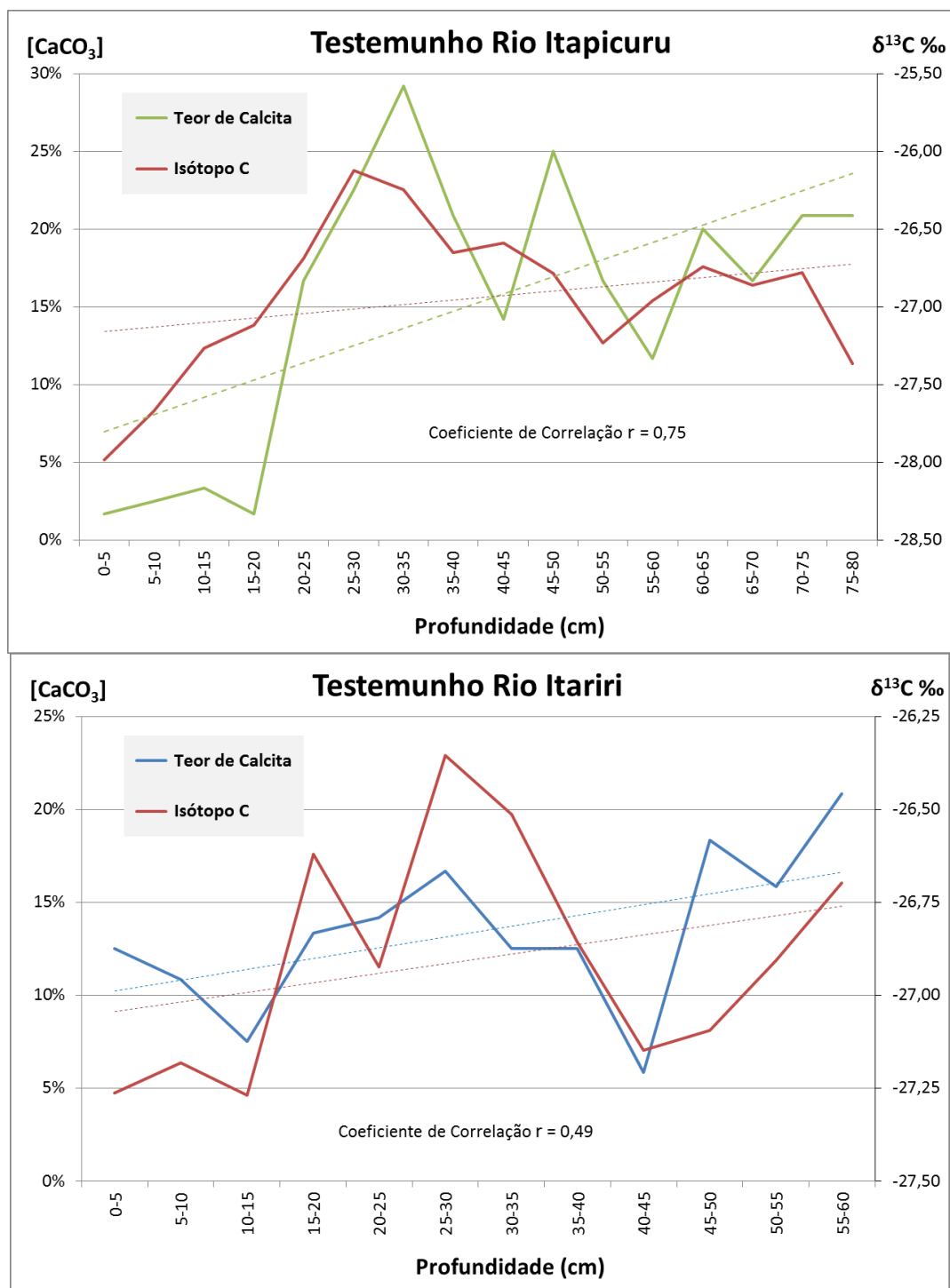


Figura 59. Gráficos com valores de $\delta^{13}\text{C}$ e das concentrações de calcita ao longo dos perfis de profundidade para os manguezais dos Rios Itapicuru (topo) e Itariri, apresentando, ainda, retas de regressão e valores de correlação entre as duas variáveis.

Esta relação direta entre estas variáveis em estuários (salinidade e isótopos de carbono) parece estar relacionada principalmente ao fato de termos num extremo mínimo de valores de $\delta^{13}\text{C}$ plantas vasculares de áreas úmidas (pântanos e manguezais com ciclo C3) e um aumento gradual da produção fitoplancctônica em direção aos oceanos ou até mesmo de

gramíneas marinhas submersas em algumas regiões costeiras (ciclo C4). O fitoplâncton, embora de metabolismo semelhante ao das plantas C3, é composto por produtores mais empobrecidos, pois além de utilizar o CO₂ atmosférico (-8‰) faz fotossíntese empregando preferencialmente Carbono Inorgânico Dissolvido -CID gerando valores isotópicos menores (Boutton, 1991). Segundo Kim et al. (2020) valores de $\delta^{13}\text{C}$ em fitoplâncton estuarinos variam entre -19 e -24‰ (Figura 60).

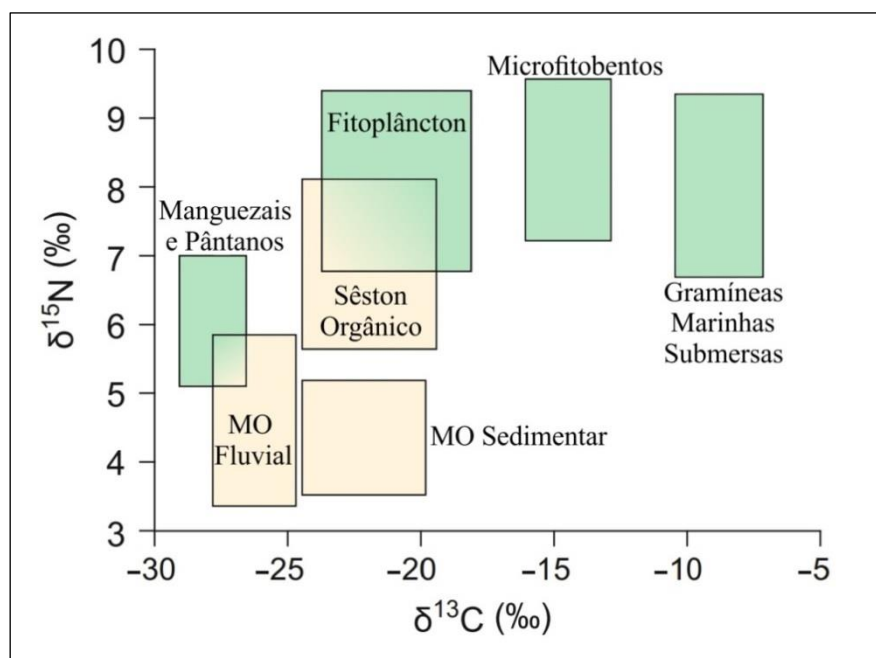


Figura 60. Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ estuarinos de fitoplâncton, M.O no sedimento e particulada suspensa (sêston orgânico), bem como fontes potenciais externas: M.O. fluvial, microfitobentos, terrenos inundáveis costeiros (miguezais / pântanos) e gramíneas marinhas, tal como *Zostera marina*. (a partir de Kim et al. 2020).

INTERPRETAÇÕES AMBIENTAIS

A partir de uma análise comparativa de valores isotópicos dos testemunhos de ambos os estuários e dos seus valores com a Razão C/N, por meio dos diagramas de dispersão, pode-se observar que a variável comum que melhor permite discriminá-los em dois grupos/ambientes distintos corresponde ao $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 61). As elipses representativas plotadas no gráfico que correlaciona os dois isótopos ambientais analisados foi calculada com nível de confiança de 95% e considerou o descarte dos dois valores mais superficiais do testemunho do Itapicuru (“outliers”) em função de análise de homogeneidade de variâncias. O resultado obtido indica assinaturas ou espaços isotópicos distintos entre os dois miguezais estudados.

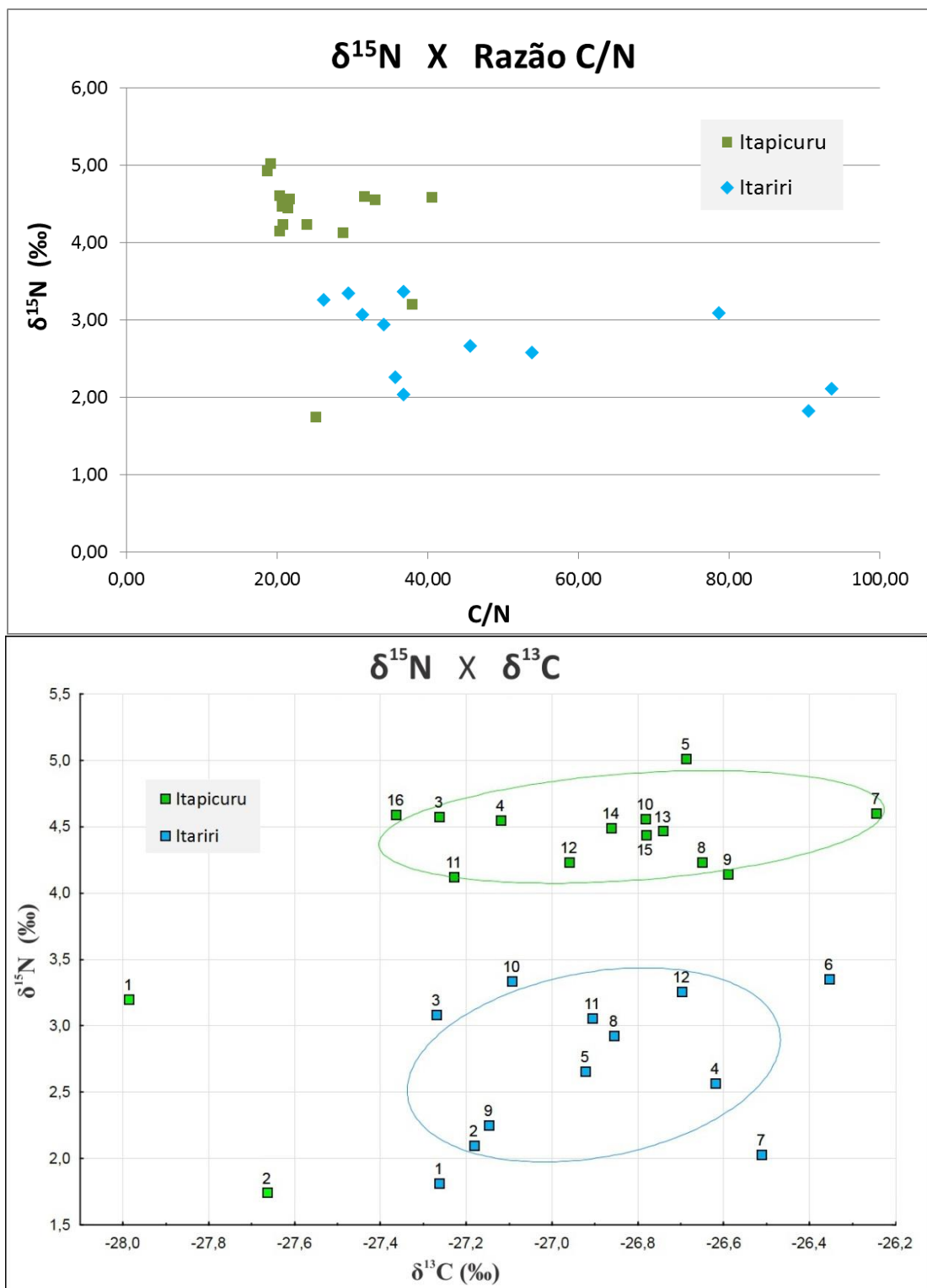


Figura 61. Gráficos de dispersão com valores de $\delta^{15}\text{N}$ por razão C/N (topo) e com valores de $\delta^{15}\text{N}$ por $\delta^{13}\text{C}$ apresentando as elipses representativas dos dois testemunhos. Pontos com menores numerações correspondem a camadas mais superficiais de sedimentos.

Por outro lado um diagrama de dispersão relacionando valores de Razão C/N e $\delta^{13}\text{C}$ parece útil como ferramenta de avaliação na variação temporal de influência marinha versus aporte fluvial (Figura 62).

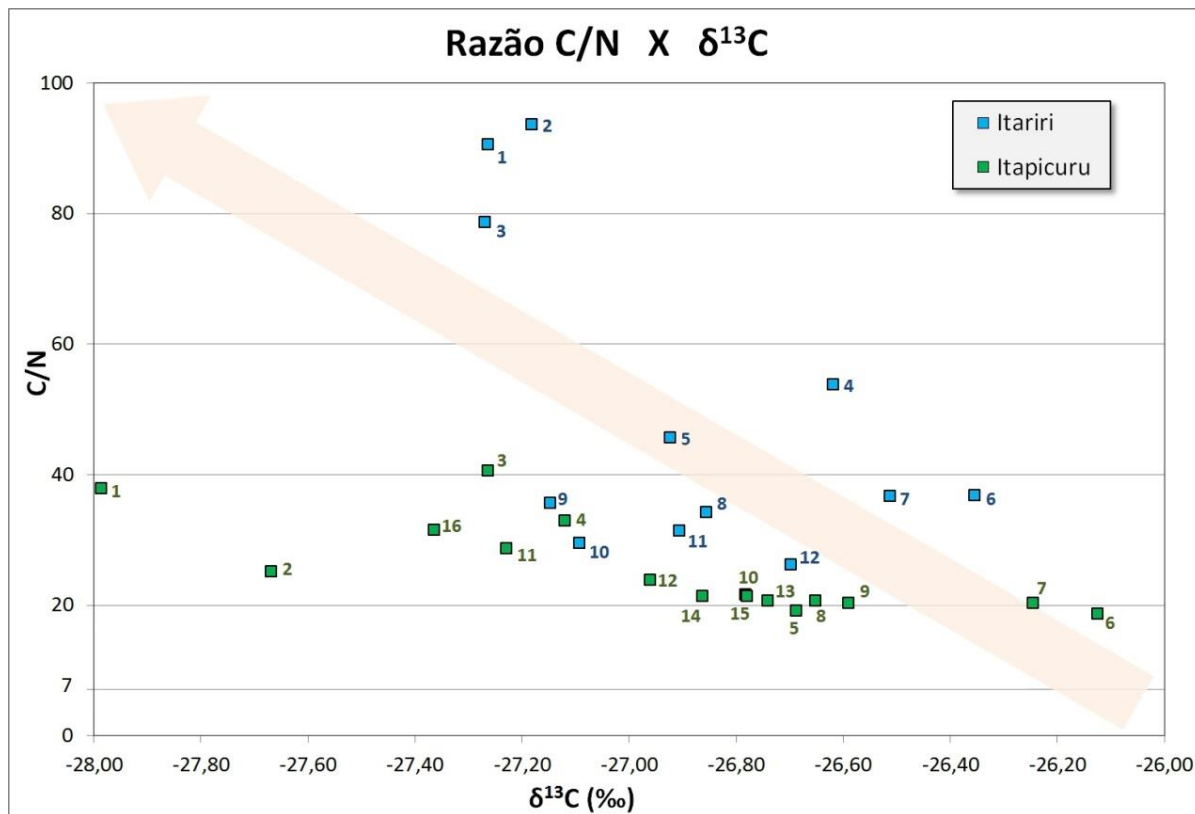


Figura 62. Diagrama de dispersão da Razão C/N por $\delta^{13}\text{C}$ com indicação por seta de redução da influência marinha segundo estas variáveis. Pontos com menores numerações correspondem a camadas mais superficiais de sedimentos.

As análises descritas sugerem que o estudo de camadas mais profundas de sedimentos (maiores que 10 centímetros) podem trazer informações mais completas e representativas para avaliações de partes dos ciclos de biogeoquímicos estuarinos (tal como acumulação de carbono). Isto porque valores isotópicos e de razão C/N em superfície parecem ser influenciados por fatores bióticos e abióticos (potencial Redox, ação de organismos detritívoros e comedores de depósito, salinidade, entre outros) um pouco distintos daqueles responsáveis por padrões mais estáveis nos sedimentos de maiores profundidades.

Warren e Underwood (1986) confirmam que escavações feitas por caranguejos alteram a microtopografia e a granulometria da superfície sedimentar em manguezais, bem como reduzem a cobertura do solo por algas. A bioturbação e a conseqüente aeração, causada por estes decápodos, altera substancialmente o potencial Redox dos sedimentos mais

superficiais, chegando a manter as concentrações de enxofre e íon amônio mais baixas (Smith III et al. 1991).

Além disso, testemunhos com maiores comprimentos correspondem a registros temporais maiores permitindo interpretações mais adequadas a estudos oceanográficos e climatológicos.

A interpretação conjunta das variações dos parâmetros analisados e de suas inter-relações mostrou convergência para uma redução gradativa na influência marinha nos manguezais estudados ao longo do período registrado nos testemunhos (Figura 63).

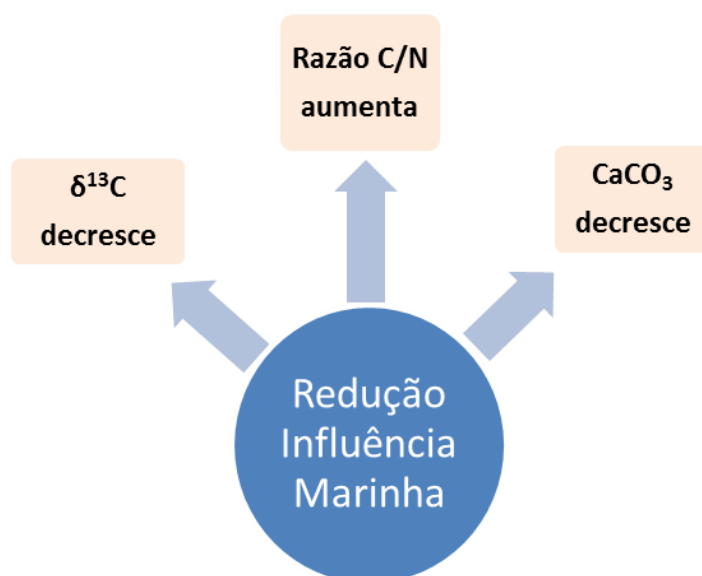


Figura 63. Diagrama ilustrando a tendência de alteração nos parâmetros afetados por redução da ação marinha ao longo do tempo nos estuários estudados.

Embora não tenha sido feita datação das camadas dos testemunhos para confronto científico com trabalhos existentes sobre variações climáticas e oceanográficas costeiras da região Norte do litoral da Bahia, a hidrologia é sempre um componente central (resultante e direcionador) dos fatores abióticos atuantes e deve ser considerada na análise regional.

Trabalhos visando estimar taxas de sedimentação estuarinas são relativamente raros e encontram-se distribuídos ao longo de áreas costeiras bastante distintas ao redor do globo dificultando a comparação com os dois estuários abordados neste trabalho.

As taxas são invariavelmente de poucos milímetros ao ano e alguns valores de estuários brasileiros e mundiais podem ser visualizados na Tabela 15.

Tabela 15. Valores referenciais de taxas de sedimentação estuarina.

Estuário	País	Taxa (mm/ano)	Referência
Caravelas	Brasil	6,7	Netto (2008)
Santos-Cubatão	Brasil	1,7	Luiz-Silva et al. (2012)
Itapicuru	Brasil	5,4	Farias (2014) / Guimarães et al. (2019)
Jacuípe	Brasil	3,7 - 6,0	Lima et al. (2011)
Cananéia	Brasil	5,0 - 10,0	Saito et al. (2001)
Hudson	EUA	1,0	McHugh et al. (2004)
Ravenglass	Inglaterra	2,0 - 7,0	Aston e Stanners (1981)
Vigo	Espanha	1,1 - 4,4	Perez-Arlucea et al. (2005)
Tagus	Portugal	0,1 - 5,0	Van Der Schriek et al. (2007)
Ho Havn	Dinamarca	0,3 - 1,2	Madsen et al. (2007)
Sado	Portugal	0,6	Costa et al. (2019)

De forma geral as taxas de sedimentação estuarina são medidas ao longo de canais onde os processos deposicionais são normalmente mais intensos (maiores taxas anuais), muitas vezes com aporte sedimentar tanto fluvial quanto marinho. Tal situação parece corresponder ao registrado no Rio Itapicuru por Guimarães et al. (2019), que afirmam que o ponto de coleta (canal do baixo estuário) possui hidrodinâmica dominada por ondas e marés, indicando sedimentação tanto de material marinho quanto de fluvial/terrígeno. Estudos sedimentológicos de Farias (2014) mapearam sedimentos pobremente selecionados na mesma região estuarina confirmando ação múltipla na hidrodinâmica e no aporte de sedimentos, que sugerem maiores valores de sedimentação do que aqueles esperados em planícies de alagamento adjacentes ocupadas por manguezais.

No Brasil, alguns autores tem demonstrado que as taxas de sedimentação estuarinas têm aumentado substancialmente nos últimos anos em função de impactos antrópicos nas respectivas bacias hidrográficas.

Com vistas a estimar o período provável de preenchimento do estuário do Itapicuru, Farias (2014) buscou avaliar taxas deposicionais obtendo dados somente para 10 centímetros do testemunho que corresponderam a apenas 20 anos. Amostras superficiais estão mais sujeitas a erros por bioturbação e mistura de camadas no processo de coleta e, por serem tão recentes, muito possivelmente apresentem um valor magnificado da taxa de sedimentação pelo registro dos últimos anos do crescimento de ação antrópica à jusante, com destaque para atividade agropecuária, desmatamento e plantio de lavouras diversas (*Pinus*, laranjas, coqueiros e manga, dentre outras).

Considerando-se, ainda, o período das coletas (final de 1998 e início de 1999) deste trabalho e diversas observações / registros indicando que a região costeira de Conde

apresentava boa integridade dos seus ecossistemas até períodos próximos ao ano de 2003 (Nogueira, 2006), valores menores que os descritos pelos trabalhos no estuário do Itapicuru (5,4mm/ano) são mais compatíveis com a situação deposicional dos locais de coleta dos testemunhos deste estudo (manguezais no médio estuário).

No Rio Jacuípe, também no Litoral Norte do Estado da Bahia, Lima et al. (2011) identificaram duas taxas nítidas e distintas relacionadas a dois períodos de incidência de ações antrópicas naquele estuário. A primeira, sob condições ambientais mais íntegras (3,7 mm/ano), aproxima-se da situação dos Rios Itariri e Itapicuru no período das coletas e uma segunda taxa (6,0 mm/ano) sob circunstâncias de acentuada influência antrópica da Região Metropolitana de Salvador, incluindo atividades múltiplas geradoras de aumento na carga sedimentar que atinge o estuário (lavra de materiais de construção civil, exploração petrolífera e expansão imobiliária, entre outras).

Diante do exposto, a taxa de sedimentação adotada para estimativa indireta da cronologia do testemunho do manguezal do Itapicuru considerou o mesmo valor (3,7mm/ano) registrado por Lima et al. (2011), também no Litoral Norte do Estado da Bahia, e mostrou-se coerente com a média calculada (3,5 mm/ano) para os valores apresentados na Tabela 15.

Dessa forma, para o Rio Itapicuru estimou-se que o testemunho de 80 centímetros pode conter registros de cerca de 220 anos. Vale salientar que, tanto pelo mais elevado nível de preservação do estuário e das áreas de vegetação ciliar quanto pelo menor caudal, condicionante dos processos de erosão à jusante e de transporte e deposição estuarina, o Rio Itariri deve apresentar valor médio de taxa anual de sedimentação consideravelmente mais baixo, chegando possivelmente a conter um período ainda maior na escala de tempo em seu testemunho coletado.

Nesta escala temporal de registro da redução da ação marinha, uma regressão gradual do nível relativo do mar é plausível e instigante, entretanto outros processos costeiros espacialmente mais restritos podem atuar nesta redução da ação marinha, como diluição e diminuição da penetração da salinidade ao longo dos estuários por períodos de maior pluviosidade e consequente aumento das descargas fluviais.

Uma análise de série histórica pluviométrica (INMET, 2020), com reta de regressão decrescente em direção às últimas décadas, indica que uma variação regional climática relacionada a períodos recentes mais chuvosos e, portanto, com maiores caudais dos rios estudados não foi o fator responsável na redução da influência marinha sobre as áreas estuarinas estudadas (Figura 64). Estudos publicados pelo IPCC (2001) corroboram que a região nordeste brasileira mostra tendência de diminuição dos índices de precipitação.

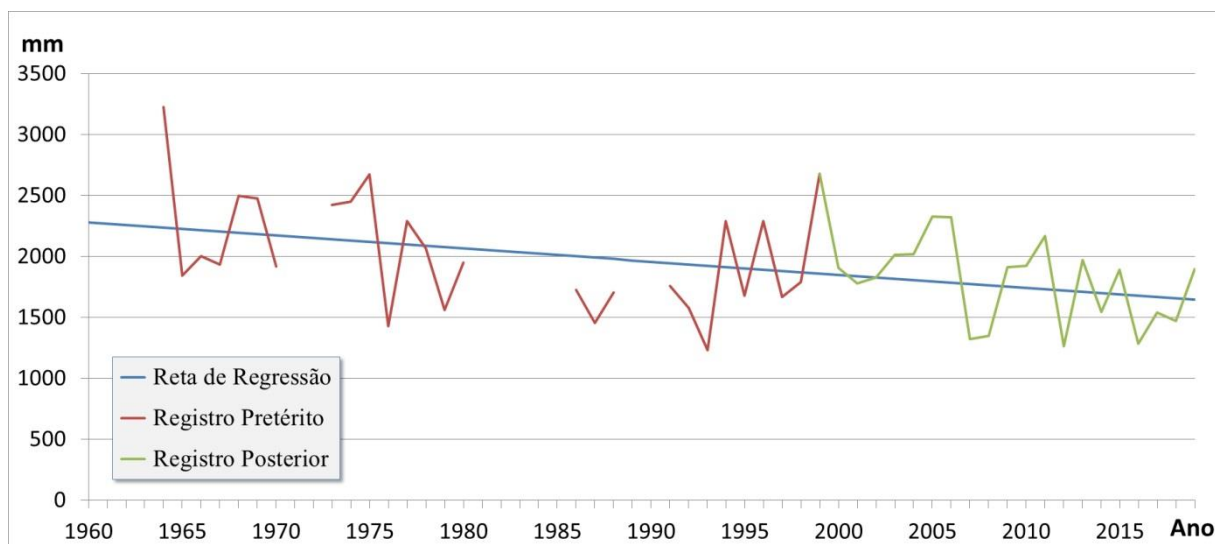


Figura 64. Dados de pluviosidade registrados em Salvador (estação meteorológica N° 83229) ilustrando, em vermelho, curva anterior ao período das amostragens realizadas neste estudo e, em verde, curva posterior às coletas. Falhas representam períodos sem registros e a reta, em azul, a linha de regressão, indicando redução pluviométrica ao longo de cerca de seis décadas (fonte: INMET, 2020).

De forma inversa ao observado nas discussões anteriores, a redução pluviométrica nesta região litorânea deve ter atuado na variação dos parâmetros analisados no sentido de aumentar a ação marinha sobre os manguezais estudados, tanto pela redução dos alagamentos de origem continental quanto pela gradual migração das frentes de maré em direção ao continente (aumentando as salinidades ao longo do médio estuário).

Dessa forma, outros fatores climático-oceanográficos de maior magnitude estão associados à redução da influência marinha observada sobre os manguezais estudados. Neste contexto, merece destaque um processo de regressão marinha recente na costa central/nordeste brasileira, bem conhecido e compatível com as observações anteriores para as várias décadas pretéritas analisadas.

Pode-se afirmar que a tendência geral das variações do nível relativo do mar, ocorridas no Brasil durante o Período Quaternário, é bem conhecida. Observações envolvendo diferentes trechos do litoral brasileiro são discutidas por Martin et al. (1982), Martin et al. (1986), Suguio (1993), Dominguez et al. (1992), Martin et al. (1996), Dominguez et al. (1996) e Angulo e Lessa (1997).

Um padrão geral de comportamento da variação holocênica de nível relativo do mar, incluindo a região de estudo, está caracterizado e pode ser visualizado pela curva definida para a Costa Central do Brasil, que considera diversas informações obtidas pela correlação

entre dados de campo (sedimentares, arqueológicos e paleontológicos) e datação pelo radiocarbono, sendo compatível com as observações descritas anteriormente (Figura 65).

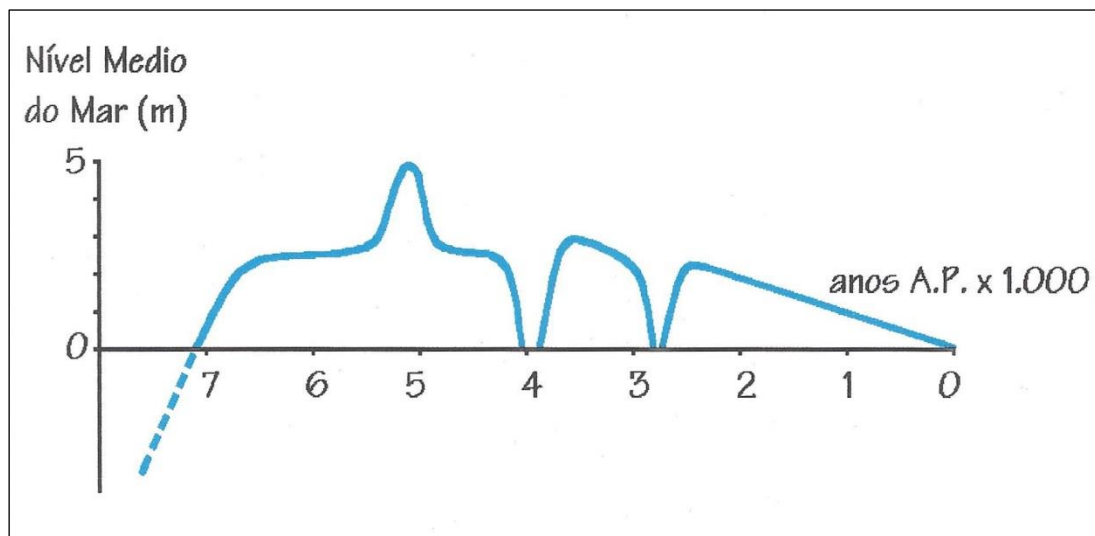


Figura 65. Curva de variação do nível do mar válida para a evolução holocênica na Costa Central do Brasil, mostrando a alternância de episódios de submersão e emersão durante os últimos 7.000 anos (a partir de Martin e Suguio, 1992).

Embora um ligeiro aumento das cotas nos manguezais possa ser esperado ao longo do tempo sua ação local sobre a redução da influência de massas d'água marinhas pode não ser muito expressiva, embora deva ser considerada junto à ação da regressão marinha num processo de emersão local. Isto porque em áreas correspondentes a canais mareais no médio estuário do tipo vale fluvial afogado camadas mais superficiais da lâmina d'água já tendem a ocorrer de forma misturada (mixohalinas) com pouca ou nenhuma presença de haloclina resultante da entrada de cunha salina durante as marés cheias. Este padrão estuarino sem estratificações pronunciadas nos ambientes estudados decorre da elevada cinética ambiental, resultante da ação combinada de ventos, ondas, marés, e fluxos fluviais.

De maneira análoga as concentrações de carbonatos e M.O, a razão C/N e os valores isotópicos de carbono não devem sofrer alterações consideráveis apenas por elevação de cota da superfície deposicional ao longo de algumas décadas.

Taxas de variação da cota em terrenos inundáveis parecem mudar amplamente em diferentes manguezais ao redor do mundo e, embora a acumulação sedimentar normalmente seja maior que compactação/subsidência, pode chegar a resultados anuais negativos (Krauss et al., 2014). Estes autores apontam 12 diferentes fatores bióticos e abióticos atuantes num complexo balanço que resulta na variação efetiva do nível topográfico da superfície.

Embora importantes, estudos que permitam uma verificação efetiva da cota ao longo do tempo são complexos e pouco práticos em manguezais e pântanos, pois dependem de técnicas de elevada precisão com uso de *datum* ou ponto de referência de nível situado sobre embasamento rochoso (McIvor et al., 2013).

5.4- CONSIDERAÇÕES ECOSSISTÊMICAS

Há décadas os cientistas buscam uma forma de avançar o papel meramente determinístico dos aspectos bióticos e abióticos na conceituação de ecossistema. A evolução deste processo tem extrapolado o interesse acadêmico direcionando a pesquisa científica e sócio-ecológica para ações de gestão de recursos, cada vez mais, com uma abordagem abrangente e integrada (Milioli, 2007). A sistematização ecológica, bem como a elaboração de modelos holísticos, está diretamente associada ao desenvolvimento da teoria geral dos sistemas (Bertalanffy, 2014) incorporando, simultaneamente, elementos que favoreçam sua aplicabilidade e identifiquem os serviços naturais associados.

5.4.1- SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como benefícios que a natureza provê ao homem, sendo indispensáveis para sua sobrevivência, para o desenvolvimento de atividades econômicas e para a manutenção de qualidade de vida e de bem estar social.

A despeito da existência de diversas classificações dos serviços ecossistêmicos, parece ocorrer uma convergência acadêmica no uso da proposta gerada por um grupo de trabalho de 77 países, sob a tutela da Organização das Nações Unidas - ONU, denominada Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005) conforme Tabela 16.

Tabela 16. Tipos de serviços ecossistêmicos (adaptado de MEA, 2005).

PROVISÃO / BENS Produtos obtidos diretamente da natureza, como alimentos (frutos, mel e pescados), lenha/madeira, água e recursos bioquímicos e genéticos.	REGULAÇÃO Serviços obtidos por processos que geram regulação do meio ambiente, tais como: qualidade do ar, controle de secas e inundações, polinização e moderação do microclima.	CULTURAIS / PAISAGÍSTICOS Benefícios recreacionais, educacionais, estéticos, contemplativos, espirituais e turísticos.
SUPORTE Relacionados à própria existência do ecossistema e necessários para a geração de todos os outros tipos de serviços, com oferta de espaço para atividades econômicas. Incluem produção primária e oxigênio, formação do solo e ciclagem de nutrientes, entre outros.		

Alguns exemplos de serviços ecossistêmicos prestados por terrenos inundáveis costeiros incluem filtração os resíduos, retenção de sedimentos, sequestro de carbono,

mitigação de cheias e secas extremas, criadouro de espécies marinhas comerciais, turismo e pesca recreativa.

Segundo Goulding (1996) os estuários são sistemas altamente produtivos e respondem por metade da matéria viva dos mares e oceanos. Tiner (1984) inclui os pântanos de maré entre os ecossistemas mais produtivos do globo terrestre. Na realidade as produções primárias dos pântanos estuarinos e das pradarias de gramíneas submersas somente são alcançadas em áreas com agricultura subsidiada (Mann, 1972; Zieman e Wetzel, 1980; Boynton e Heck, 1982). Os manguezais estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, exercendo uma função vital para as cadeias tróficas marinhas ao longo de muitas costas tropicais (Center for Marine Conservation et al., 1993; International Union for Conservation of Nature - IUCN, 2020).

As raízes aéreas e os caules dos arbustos e árvores típicas dos manguezais aumentam a diversidade local, provendo substrato duro para assentamento e habitat de inúmeras espécies de organismos (Figura 66).



Figura 66. Fotografia ilustrando a importância dos caules e raízes dos mangues como substrato para fauna bentônica, composta por caranguejos, gastrópodes, bivalves, cirripédios, ascídeas e esponjas, entre outros (fotografia: Henrique C. Dalton).

A madeira de *Rhizophora mangle* (peso específico 0,9 a 1,2) é difícil de serrar e durável, mesmo no solo, sendo utilizada em armadilhas de pesca e construção (estacas,

escoras, pilares e postes). Sua composição inclui 10,7% de proteína; 3,4% de gordura; 77% de carboidratos; 14,5% de fibras e 8,9% de cinzas. Entre os diversos usos conhecidos de *Rhizophora* na medicina popular estão remédios para angina, diabete, diarreia e disenteria. As folhas são utilizadas em feridas causadas por peixes peçonhentos, as raízes para angina e hemorragia e a casca para tratamento de hematúria e diarreia (Duke, 1983).

A National Academy of Sciences – NAS (1980) afirma que, nas Filipinas, os manguezais forneceram a maior parte do combustível empregado durante segunda guerra mundial. Sua lenha possui um valor calorífico maior que o do carvalho e pode ser rachada com relativa facilidade.

Eong (1993) explica que apesar do uso de mangue como combustível, o manejo de campo pode garantir equilíbrio do carbono no balanço entre o que é fixado como madeira e o que é queimado como lenha e carvão.

O carvão obtido de mangues é de excelente qualidade e possui valores elevados de enxofre (Burkill, 1966). Sua queima mais constante e a intensa liberação de calor sem fagulhas faz seu valor atingir o dobro de outros tipos de carvão comercializados (NAS, 1980).

Segundo o United Nations Environment Programme- UNEP (2014) e Spalding et al. (2016), os serviços ecossistêmicos prestados por manguezais podem ser valorados entre 33.000 e 57.000 dólares por hectare anualmente (Figura 67).

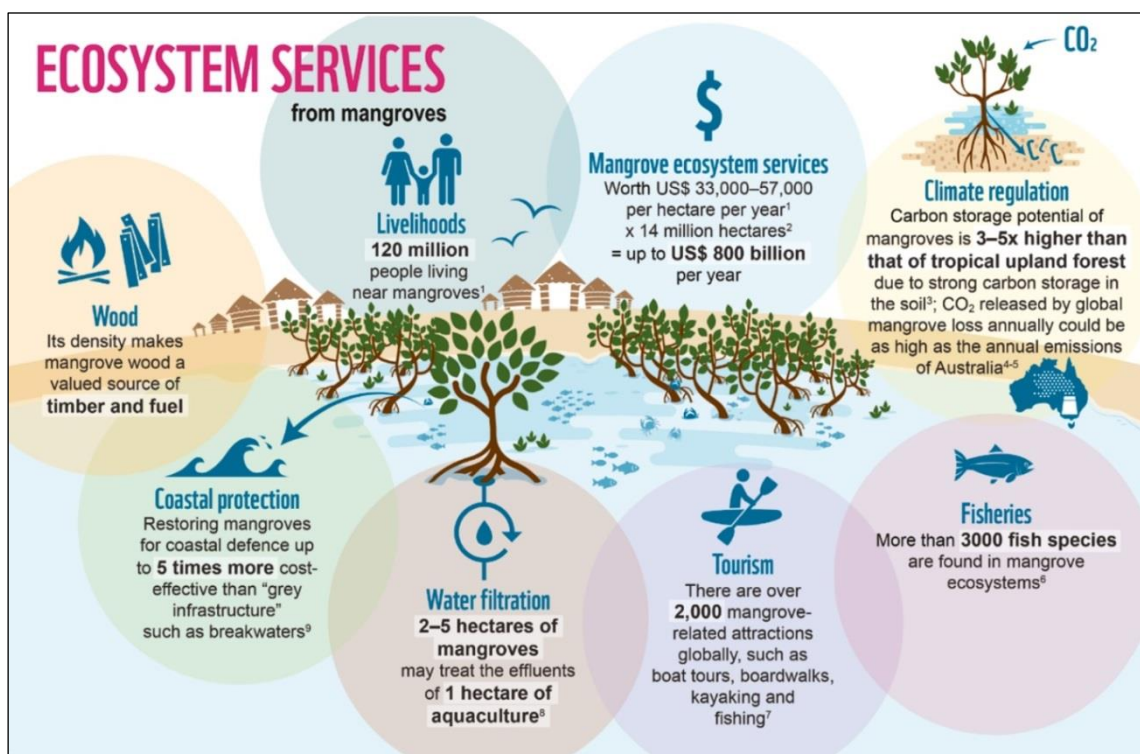


Figura 67. Serviços ecossistêmicos e benefícios providos pelos manguezais (a partir de Flint et al., 2018).

5.4.2- MODELAGEM ECOSSISTÊMICA

Os ecossistemas aquáticos costeiros parecem ser estruturalmente muito semelhantes aos ecossistemas vegetados terrestres, tal como uma floresta tropical, e podem ser zonados verticalmente em três estratos básicos: (1) o superior, onde ocorre grande parte da produção primária (fotossíntese nas folhas das árvores); (2) o intermediário, junto a substratos como o chão e galhos, onde diminui a energia luminosa disponível e passam a predominar processos heterotróficos (em diferentes níveis de consumo); e (3) o inferior, representado pelo solo, onde devido à inexistência de fotossíntese ocorrem somente processos heterotróficos e quimiotróficos para obtenção de energia a partir da decomposição de compostos orgânicos (liberação de nutrientes, gases e energia pela mineralização da M.O.).

Entretanto, duas alterações energeticamente importantes podem ser notadas: (1) um nítido achatamento vertical dos sistemas aquáticos devido à baixa penetrabilidade da energia solar em corpos d'água costeiros onde normalmente ocorrem baixas profundidades e elevada turbidez; e (2) elevadas taxas de reciclagem de nutrientes nos ambientes costeiros (marinhos, mixohalinos e mesmo dulce-aquícolas). A diminuição do espaço para estabelecimento de estruturas fotossintetizantes é certamente compensada pela presença do fitoplâncton, que ocupa eficazmente diferentes níveis da coluna d'água. As elevadas taxas de reciclagem de nutrientes dos ambientes aquáticos costeiros ocorrem em função do aporte oriundo da drenagem continental, da energia cinética provida pelas marés, da dominância de espécies da fauna e flora com ciclos de vida curtos e da presença de organismos decompositores também em suspensão (não restritos apenas às primeiras camadas de solo). Assim sendo, os ecossistemas costeiros são capazes de alterações rápidas tanto nas populações quanto nos fluxos energéticos, propiciando um excelente aproveitamento da energia disponível e um aumento na capacidade de autoperpetuação do sistema.

Dentre as variadas e importantes funções ecológicas desempenhadas pelos terrenos inundáveis costeiros merece destaque a capacidade de sintetizarem compostos orgânicos, exportando energia e regulando a concentração de nutrientes dissolvidos em estuários adjacentes. Uma vez que os diferentes terrenos inundáveis estuarinos apresentam comportamento ecológico semelhante e que os estuários sempre possuem estruturas e unidades ecossistêmicas correspondentes, o estuário da Lagoa dos Patos (RS) e os marismas associados podem exemplificar outros tipos de macroambientes estuarinos da costa brasileira (Figura 68). De fato parece existir boa correlação entre as funções ecológicas dos marismas, de climas mais frios, e dos manguezais num estuário sob condições tropicais.

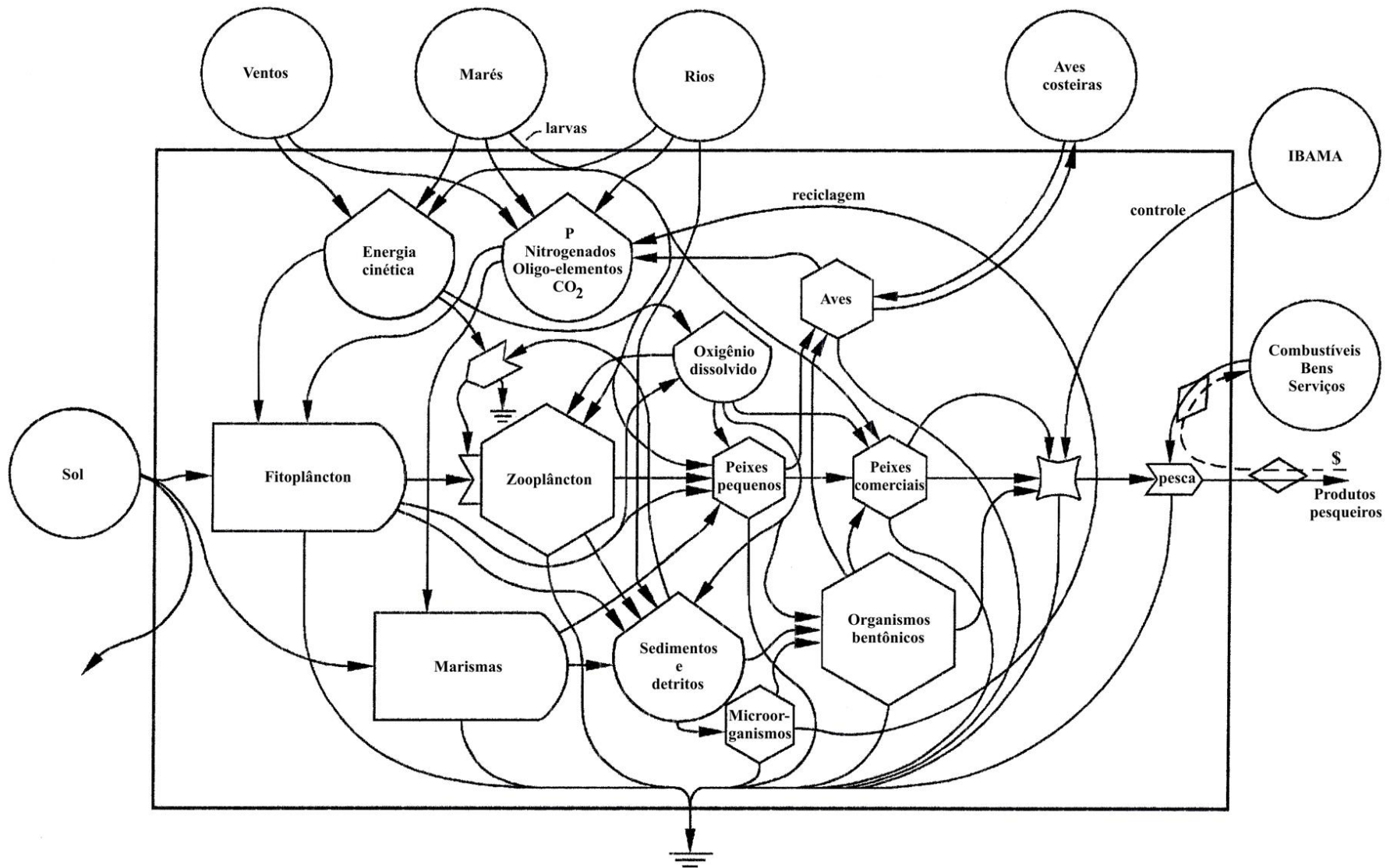


Figura 68. Modelo ecológico estrutural do estuário da Lagoa dos Patos, ilustrando os principais fluxos energéticos e a importância dos marismas como subsistemas produtores (adaptado de Odum et al., 1988).

As plantas típicas dos pântanos (tais como gramináceas, ciperáceas e *Juncus*) possuem ciclos de vida curtos e, de forma geral, toleram bem alterações ambientais mais aceleradas. Isto porque seus ciclos de vida podem se adaptar tanto a períodos de quase total ausência de estruturas subaéreas fotossintetizantes, devido à dessecação ou ao frio, quanto a períodos de extremo crescimento. Alguns parâmetros relacionados à reprodução indicam um padrão um tanto oportunista quando comparado àqueles das plantas típicas dos manguezais. As hastes com estruturas reprodutivas são responsáveis por um grande número de sementes (Figura 69), dispersas por períodos mais prolongados e capazes de sobreviver por vários meses sob condições de latência.

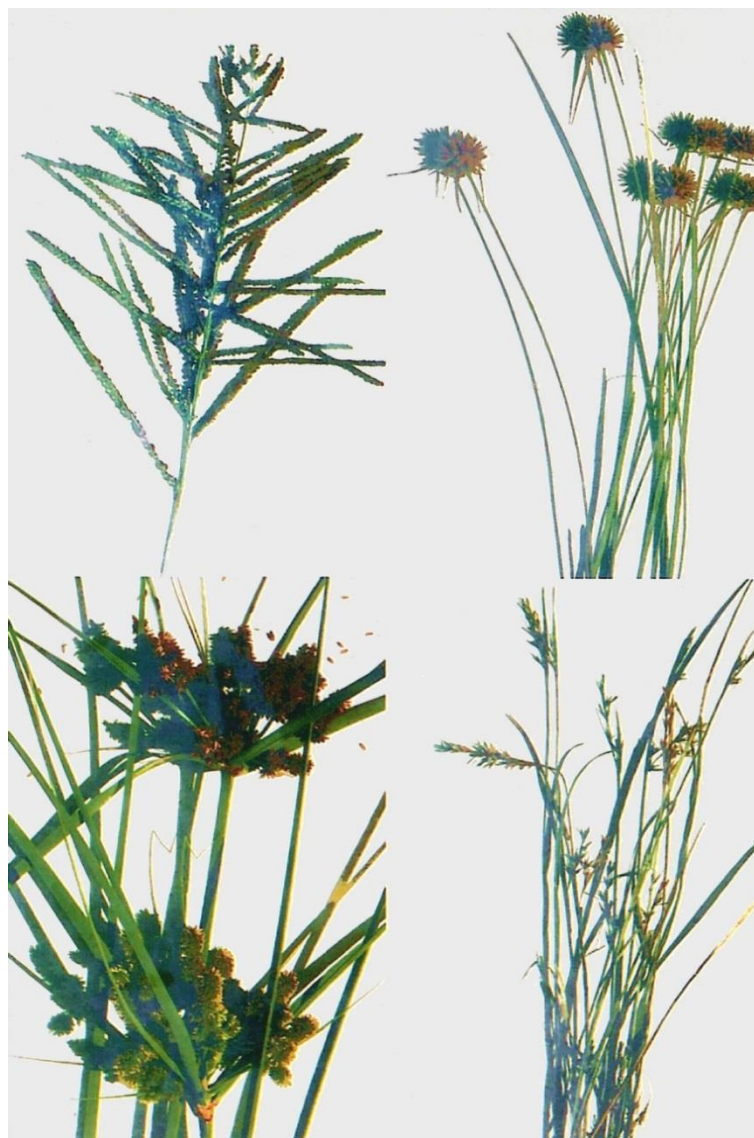


Figura 69. Hastes reprodutivas, com grande número de sementes, observadas em plantas herbáceas dos pântanos costeiros do Litoral Norte do Estado da Bahia (fotografias: Henrique C. Dalton).

Nos manguezais a luta constante da vegetação pela sobrevivência num ambiente com forte “stress”, causado pela salinidade e pelas submersões repetidas, e um ciclo de vida com estratégia menos oportunista, confere maior fragilidade ao ecossistema. A estratégia de reprodução parece ser mantida sob melhor controle pelas plantas dos mangues que procuram regular as diversas etapas às condições ambientais reinantes com melhor sincronismo e precisão, apostando num número menor de sementes mais desenvolvidas e numa maior viabilidade (Figura 70).



Figura 70. Fotografia de propágulos, em formato de seta (no centro), num ramo de *Rhizophora mangle* no manguezal do estuário do Rio Itariri, em Conde – BA (fotografia: Henrique C. Dalton).

O Soonabai Pirojsha Godrej Marine Ecology Centre (2020) explica que virtualmente todas as plantas dos manguezais compartilham como estratégias reprodutivas a dispersão por meio aquático e a viviparidade (o embrião desenvolve-se enquanto ainda ligado à árvore

reprodutora e durante a dispersão). Uma vez que o embrião desenvolve-se ininterruptamente, a partir do zigoto até a formação da muda sem qualquer estágio intermediário de descanso, a palavra semente é inapropriada para espécies vivíparas como os mangues, sendo preferível o uso do termo propágulo.

Pequenas alterações antrópicas podem não destruir diretamente as plantas e a fauna, mas tornam as árvores maduras susceptíveis a doenças e insetos, enfraquecendo o recrutamento e o poder de recuperação dos estoques. Apesar de ser normalmente considerada mais sensível, a comunidade faunística dos manguezais pode aparentar boas condições em situações de morte massiva da vegetação em estoques de *Rhizophora* atacadas por organismos fitopatológicos (Weste et al., 1982 e Pegg et al., 1980).

Uma vez que os terrenos inundáveis exibem tanto aspectos típicos de sistemas imaturos (ciclos minerais abertos e ciclos de vida curtos) quanto de sistemas maduros (cadeias tróficas complexas), Odum empregou o termo “estabilidade pulsante”, em 1971, para caracterização destes ambientes costeiros.

Os terrenos inundáveis costeiros podem manter um estado relativamente fértil pelos subsídios energéticos das marés, que aceleram a ciclagem dos nutrientes, aumentando a cinética do meio e a capacidade de suporte frente à exploração de recursos renováveis. A relativa regularidade de distúrbios físicos agudos de origem externa (tais como tempestades, secas, enchentes e erosão) mantém estes sistemas num estágio intermediário de desenvolvimento ecológico. Isto reflete porque conceitos tradicionais de sucessão têm aplicação limitada em sistemas alagáveis.

A metodologia de modelagem permite identificar processos geradores de benefícios ecossistêmicos e as relações de causa e efeito quanto a suas origens e a suas manutenções, facilitando detectar ações antrópicas de interferência bem como estabelecer gestão de serviços de interesse (Odum, 1983).

Asmus et al. (2018) propuseram um roteiro metodológico para o estabelecimento de uma base ecossistêmica de ambientes costeiros capaz de subsidiar ações de gerenciamento sob diferentes condições ambientais. Para tanto, foram concebidos seis passos, que podem ser adaptados de acordo com a finalidade, as circunstâncias de aplicação e o grau de detalhamento necessário (Figura 71).

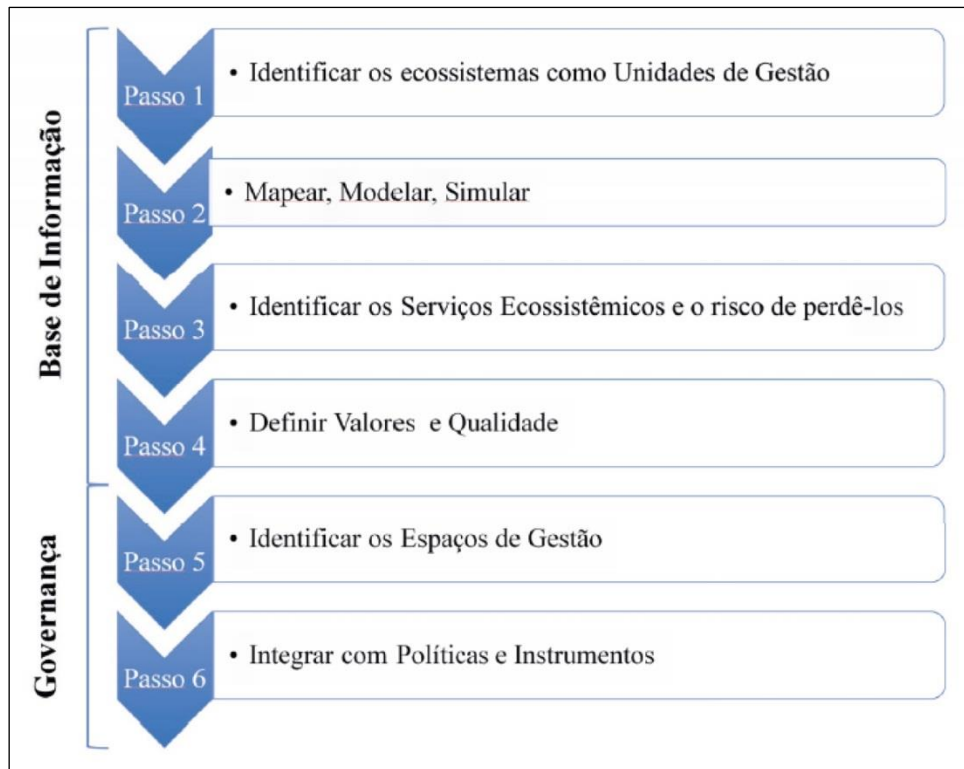


Figura 71. Esquema de roteiro metodológico com agrupamento de passos (extraído de Asmus et al. 2018).

A partir dos resultados discutidos neste estudo, pesquisa bibliográfica, observações de campo, conhecimentos pessoais e considerando métodos relacionados aos dois primeiros passos apresentados por Asmus et al. (2018), foi elaborado um modelo ecossistêmico para os terrenos inundáveis mixohalinos tropicais, segundo a linguagem/simbologia proposta por Odum et al. (1988).

Uma visão conjunta da geologia costeira e de parâmetros oceanográficos (com destaque para sedimentologia e análises do sêston) apontou ventos, marés e drenagem fluvial como principais fontes de energia cinética na região dos manguezais responsáveis pela dispersão de sementes e propágulos da vegetação, ressuspensão de M.O / detritos e aumento da dissolução de oxigênio.

Tanto a biogeoquímica elementar como a isotópica confirmaram ciclos minerais abertos e intensos, subsidiados pelos rios e massas d'água costeiras, que asseguram as bem conhecidas e elevadas taxas de produção primária e de sequestro de carbono nos sedimentos.

O modelo inclui fontes de energia e matéria externas e internas ao sistema, os principais fluxos e processos entre os diferentes componentes (produtores, consumidores e reservatórios), ilustrando, ainda, suas características de sistemas maduros e imaturos (Figura 72).

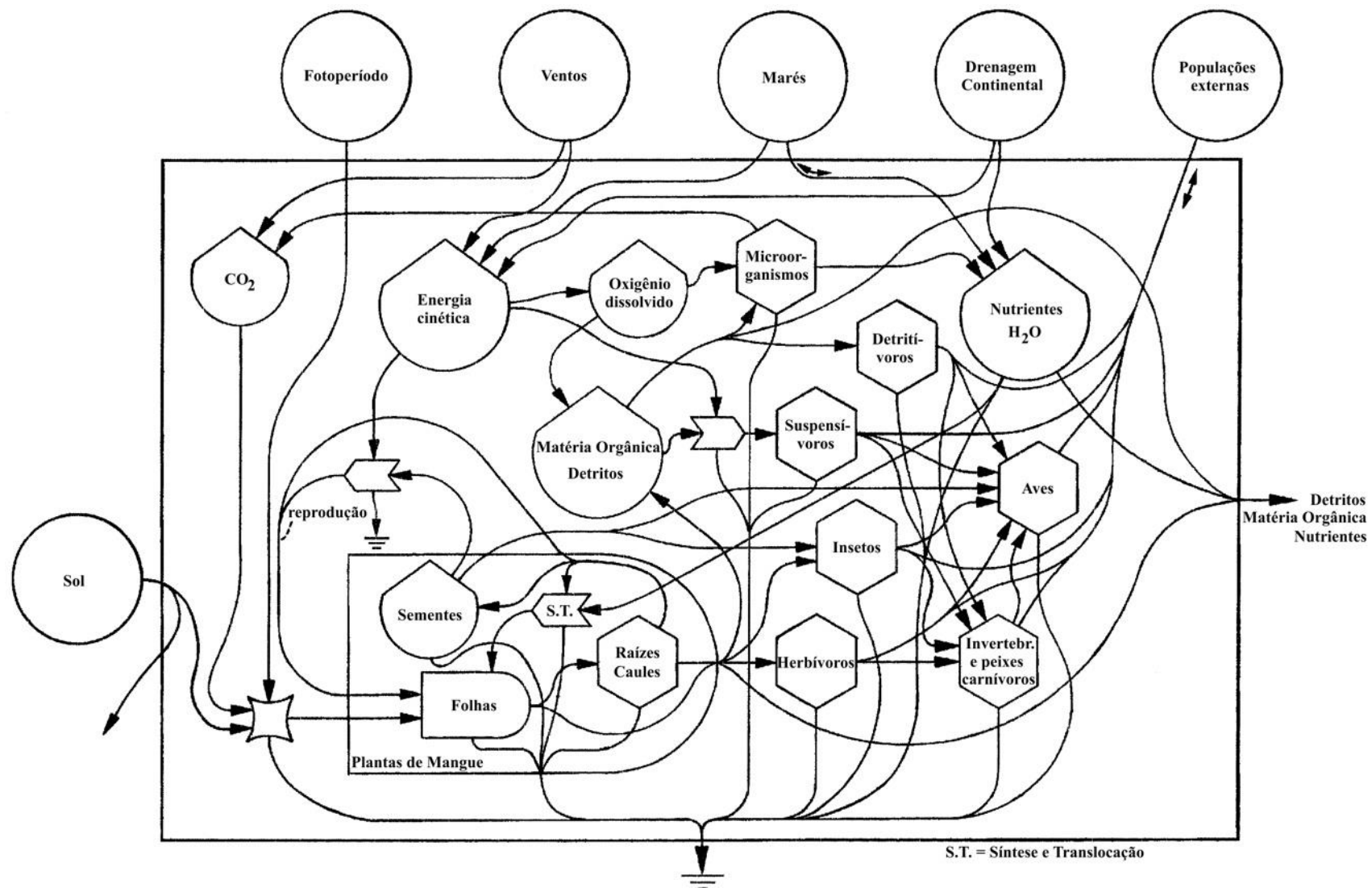


Figura 72. Modelo ecológico estrutural dos terrenos inundáveis mixohalinos (manguezais) presentes nos estuários do Litoral Norte do Estado da Bahia.

A elaboração de modelo visa integrar a base de informações ecossistêmicas com políticas e instrumentos de gestão, buscando aproximar e articular a ciência e setor governamental para apoio ao gerenciamento de áreas costeiras (Mee, 2012). Neste sentido, Asmus et al. (2018) explica que informações, organizadas como modelos ecossistêmicos, podem apoiar diferentes instrumentos de suporte às políticas públicas, tais como Planos de Ordenamento Territorial (POT), Zoneamentos Ecológico-Econômicos (ZEE), Planos de Gestão Ambiental (PGA), Planos Diretores (PD) e Estudos de Impacto Ambiental (EIA).

Conforme ilustrado no modelo proposto, a intensa troca de energia (nutrientes, cinética, matéria orgânica e fauna, incluindo ovos e larvas) entre os manguezais e os estuários anexos mantêm estes terrenos inundáveis num equilíbrio dinâmico de elevada produtividade. Ao mesmo tempo que este estado de fluxo é capaz de propiciar boa capacidade de recuperação a distúrbios ambientais agudos ele expõe os ecossistemas inundáveis estuarinos a impactos antrópicos e naturais de diferentes origens (marinhos, terrígenos e fluviais).

De forma simplificada, o grau de vulnerabilidade de um determinado ecossistema pode ser compreendido por meio de uma equação aritmética, tendo como variáveis o grau de exposição, a sensibilidade e a estabilidade intrínseca (Figura 73).

EXPOSIÇÃO X SENSIBILIDADE	
VULNERABILIDADE = -----	
ESTABILIDADE	
EXPOSIÇÃO	Depende da intensidade energética nas trocas com os ecossistemas adjacentes, da duração do impacto e, no caso de poluentes, da biodisponibilidade assumida pelo elemento ou composto no ambiente.
SENSIBILIDADE	Função das respostas comportamentais, fisiológicas e bioquímicas próprias das espécies, que compõem o ecossistema, frente a um determinado impacto ou poluente.
ESTABILIDADE	Definida pelo poder de autopropetuação, envolve a arquitetura do modelo ecossistêmico (sistemas imaturos e “feedbacks” intensos são mais fortes) e a ecologia das populações (espécies oportunistas, ciclos de vida curtos e consumo primário dão maior estabilidade).

Figura 73. Modelo teórico de análise do grau de vulnerabilidade para um dado ecossistema.

A sensibilidade pode ser estimada laboratorialmente, por meio de bioensaios, enquanto uma avaliação da estabilidade e do grau de exposição necessita de levantamentos de campo e da elaboração de modelo ecossistêmico.

Carvalho e Rizzo (1994) afirmam que os ecossistemas costeiros são em geral fisicamente inconsistentes e ecologicamente imaturos e complexos em resposta a ambientes

de formação geológica recente e de grande variabilidade natural. Tais circunstâncias torna-os frágeis e vulneráveis, tendendo ao desequilíbrio pelo consumo crescente de recursos e pelos impactos previstos por mudanças climáticas e de aumento do nível do mar.

Como regra geral, os terrenos inundáveis costeiros são muito expostos a distúrbios ambientais e, portanto, possuem considerável grau de vulnerabilidade, mas, desde que suprimidas as ações antrópicas impactantes, a recuperação natural tende a ocorrer em poucos anos dada à elevada estabilidade intrínseca.

5.5- CLASSIFICAÇÃO DOS TERRENOS INUNDÁVEIS

Inúmeros trabalhos propondo classificações de terrenos inundáveis (“wetlands”) têm sido publicados considerando para tanto, de forma mais ou menos compartimentada, os seguintes aspectos: cobertura vegetal/fisionomia, geomorfologia e hidrodinâmica (Gomes e Magalhães Jr., 2018).

Internacionalmente destaca-se a classificação adotada pela Convenção de Ramsar (2013), que considera três grandes grupos de ocorrência (marinhos/costeiros, continentais e origem antrópica/artificial). Mais recentemente, um grupo de trabalho liderado por Junk (2015) propôs uma classificação para os terrenos inundáveis no Brasil com vista a abranger todas as ocorrências/variações ao longo do território nacional, bem como fornecer ferramenta científica para ações de gestão destes ecossistemas.

Segundo Semeniuk e Semeniuk (2011), Brinson (1993) e Smith et al. (1995), a vegetação não deve ser o critério primário de classificação, pois inter-relaciona-se com fatores hidrológicos e geomorfológicos, uma vez que algumas funções importantes para manutenção e funcionamento parecem independentes do padrão vegetal observado.

De fato a hidrologia parece compor o fator abiótico mais importante no estabelecimento e manutenção dos ecossistemas inundáveis, observação corroborada pela U.S. Environmental Protection Agency – EPA (2008). Neste sentido, o presente trabalho buscou considerar não apenas a cobertura vegetal, mas enfatizar o componente hidrológico como formador e direcionador evolutivo dos terrenos inundáveis.

Neste Estudo, realizado na Zona Costeira do Município de Conde – Bahia, em ambos os Rios não foram identificados terrenos inundáveis do tipo brejo arbustivo (trechos amostrados da foz até suas intersecções com a rodovia BA-099 / Linha Verde). Por outro lado, os pântanos de água doce mostraram distribuições, hidrologia e diversidade florística mais complexas que as esperadas.

A distribuição dos pântanos costeiros está relacionada a três padrões hidrológicos principais, segundo os quais seus usos, fragilidades e necessidade de preservação estão condicionados: pântanos pluviais/freáticos, pântanos mareais ou mistos e pântanos fluviais.

Os diferentes tipos de informações geradas nos estudos desenvolvidos nos terrenos inundáveis costeiros do Município de Conde e observações em Municípios vizinhos permitem algumas extrapolações para ecossistemas análogos existentes ao longo do Litoral Norte do Estado da Bahia.

5.5.1- MANGUEZAIS

Áreas de manguezais com até poucas centenas de hectares, associadas a rios de pouca vazão tal como o Rio Itariri, e outros pequenos estuários, podem ser fisicamente dominados pelas marés com menor influência das dinâmicas fluvial e pluvial.

Confrontados aos dados de Ramos (2002), o mapeamento deste trabalho indica que os manguezais do Rio Itariri representam apenas 0,3% do total de 1.000 km² classificados como solos de mangue do Estado da Bahia.

O frágil equilíbrio dinâmico dos pequenos estuários e seus manguezais exige total conservação dos recursos hídricos envolvidos, tanto do ponto de vista hidrológico quanto da qualidade físico-química da água. O despejo de efluentes, assim como a retirada de água, em quaisquer córregos e canais do Litoral Norte do Estado da Bahia deve ser completamente evitado.

Estuários de médio porte incluem horizontes mixohalinos de maiores extensões, tal como o estuário do Rio Itapicuru, onde a área total de terrenos inundáveis com vegetação de manguezal pode atingir alguns milhares de hectares.

Considerando o total de 1.000 km² de manguezais na Bahia (Ramos, 2002), a área de manguezais associada ao Rio Itapicuru engloba cerca de 2% do total deste ecossistema neste Estado. Estes manguezais são menos sensíveis a ações antrópicas de curta e média duração, uma vez que suas capacidades de regeneração tendem a aumentar com a área ocupada. Isto ocorre tanto pelas maiores superfícies implicarem, normalmente, em uma maior diversidade ambiental (diferentes graus de exposição) quanto por uma maior força na capacidade de autopropriedade do ecossistema (maior número de estoques nas populações propicia recrutamento vegetal e animal mais diverso em termos genotípicos e temporais).

5.5.2- PÂNTANOS PUVIAIS / FREÁTICOS

Alinhados longitudinalmente à linha de costa são essencialmente de água-doce, ocupam pequenas depressões ou calhas situadas junto ao encontro, em superfície, de areias

holocênicas regressivas e areias litorâneas pleistocênicas. Seus componentes hidrológicos principais são a evapotranspiração, os fluxos freáticos e as chuvas, tendo, portanto, seus alagamentos associados às variações no regime de pluviosidade da região. Podem ser inundados tanto pela ação direta da chuva quanto pelo afloramento do lençol freático, sazonalmente mais elevado.

A proximidade com o cordão duna atual, a cota do espelho d'água em períodos chuvosos e um substrato essencialmente arenoso sugerem situações de fluxo freático em direção às faces praias anexas. Estes fluxos são certamente lentos e pouco representativos sob um ponto de vista essencialmente hidrológico, podem entretanto causar inapropriação de praias para banho, com perda da balneabilidade das áreas habitadas adjacentes, quando contaminados por coliformes fecais oriundos de esgotos clandestinos e fossas domésticas inadequadamente construídas.

Embora uma valoração econômica realista seja complexa e imprecisa, os pântanos costeiros de água doce do Litoral Norte do Estado da Bahia são, indubitavelmente, estruturas de reforço para a exploração turística devido ao incremento paisagístico de áreas associadas (Figura 74).



Figura 74. Fotografia de pântano costeiro do Município de Conde, ilustrando o valor paisagístico destes ecossistemas inundáveis como subsídio ao turismo (fotografia: Henrique C. Dalton).

5.5.3- PÂNTANOS MAREAIS OU MISTOS

Ocorrem em depressões topográficas mais extensas situadas sobre areias pleistocênicas erodidas e aplainadas, sobre o assoalho de antigas lagunas ou ocupando áreas correspondentes a paleodeltas, tal como constatado na Zona Costeira do Município de Conde. Sua associação com microbacias de drenagem pode imprimir a presença de canais sazonais ou mesmo permanentes, além da interligação ao estuário dinâmico (até onde se propaga a ação das marés) de rios próximos. Como observado no Rio Itariri, o canal de ligação ao estuário pode ocorrer sob a aparência de ser apenas pequenas áreas pantanosas do tipo pluvial/freático, tratando-se, na realidade, de pântanos sob a forma de faixas estreitas, parcialmente sujeitas à ação das marés, interligando o estuário à regiões tipicamente dulce-aquícolas em corpos pantanosos maiores.

Tal como no grande sistema pantanoso estudado no Município de Conde, linhas de contato direto entre a vegetação pantanosa e a vegetação de manguezais, indicando, de forma mais óbvia, pântanos mareais ou mistos, são esperadas uma análise dos demais estuários existentes na Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia.

Esta classe de pântanos do Litoral Norte do Estado da Bahia corresponde a ecossistemas extremamente produtivos e, junto com os manguezais, responsáveis pelo sensível equilíbrio entre detritos orgânicos e nutrientes presentes no estuário. A situação constatada em Conde indicou consumo de fosfato por estes pântanos e certamente inclui a exportação, em períodos chuvosos, de matéria orgânica sob a forma de detritos vegetais para o estuário anexo.

5.5.4- PÂNTANOS FLUVIAIS

São pântanos essencialmente ligados ao baixo curso dos rios da Zona Costeira do Litoral Norte do Estado da Bahia. Ocorrem como depressões e faixas ao longo das margens dos rios bem como de pequenos tributários e canais pluviais, ocupando, por vezes, planícies de inundação fluvial. Foram identificados em ambos os Rios estudados no Município de Conde ocorrendo a montante das áreas ocupadas por manguezais e suas inundações são condicionadas às cheias fluviais e, em menor intensidade, à drenagem localizada de chuvas.

A preservação da mata ciliar, não apenas dentro da Zona Costeira, mas ao longo de todo o curso dos rios do Litoral Norte da Bahia é de vital importância para estes terrenos inundáveis fluviais, bem como para os manguezais que ocorrem mais a jusante, evitando impactos físicos intensos como uma forte redução na transparência das águas (redução da fotossíntese) e o soterramento por aumento na deposição de sedimentos.

De uma forma simplificada, a distribuição de ecossistemas inundáveis na zona costeira do Litoral Norte do Estado da Bahia parece estar basicamente restrita a três padrões: (1) pântanos de água doce ou banhados ocorrendo como faixas alinhadas paralelamente à linha de costa e situados em zonas baixas entre os terraços arenosos de origem marinha e continental, correspondentes a antigas lagunas formadas durante os máximos transgressivos; (2) manguezais em pequenos estuários e desembocaduras fluviais e (3) brejos arbustivos e pântanos de água doce junto à mata ciliar nas margens de vales fluviais escavados em estratos sedimentares (tais como a Formação Barreiras).

Um modelo ilustrativo do padrão fisiográfico proposto para o Litoral Norte do Estado da Bahia, com base nos trabalhos desenvolvidos neste estudo e empregando a classificação apresentada para os terrenos inundáveis costeiros, pode ser visto na Figura 75.

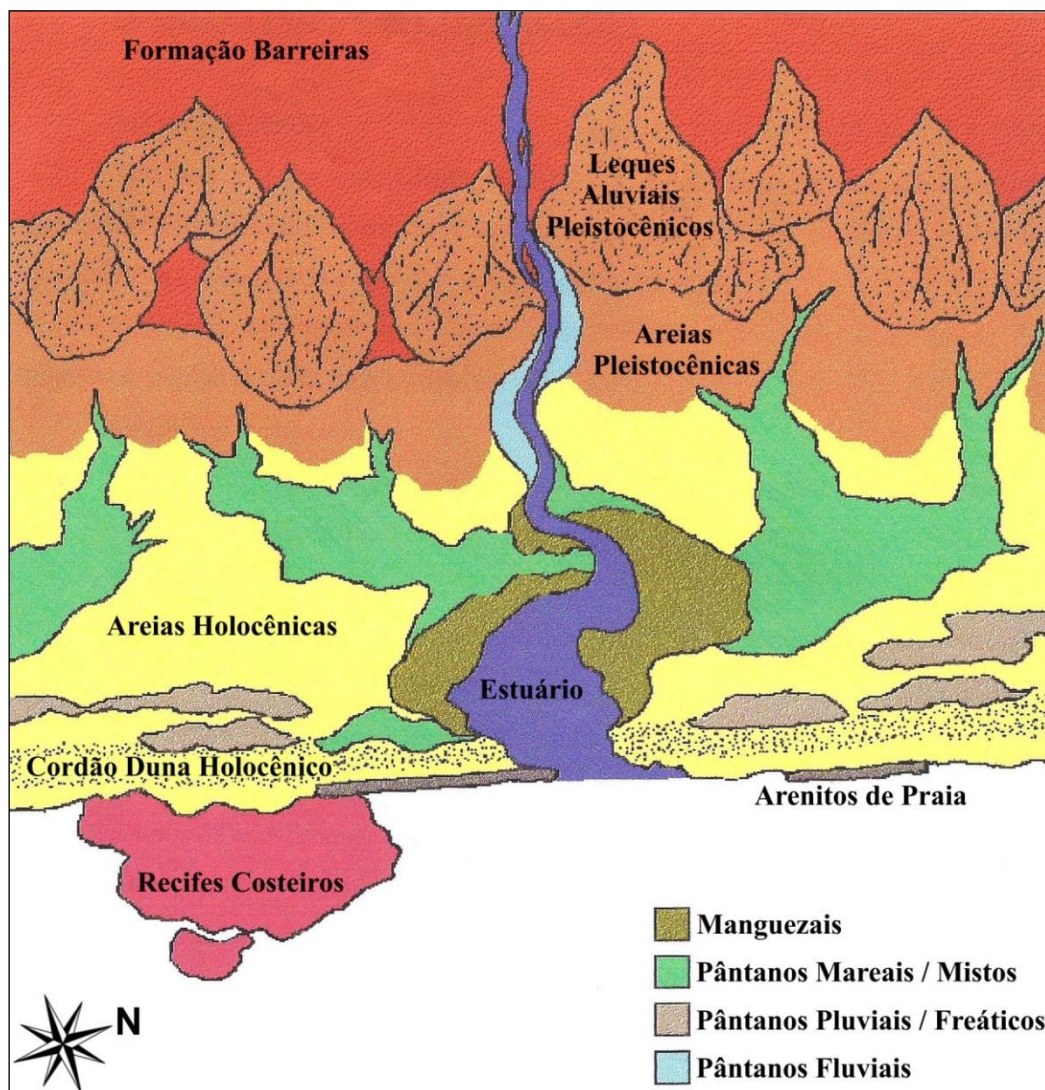


Figura 75. Modelo hipotético para o Litoral Norte do Estado da Bahia, ilustrando os domínios sedimentares (a partir de Dominguez et al., 1996) e a distribuição dos terrenos inundáveis costeiros, segundo classificação apresentada no presente trabalho.

6- CONCLUSÕES

Os terrenos inundáveis do Litoral Norte do Estado da Bahia correspondem a ambientes importantes tanto sob o prisma acadêmico (tema para novos estudos) quanto para ações de gestão governamental. Isto porque ocorrem espacialmente restritos e descontínuos, correspondem a ambientes sensíveis submetidos a ações antrópicas diversas, e por serem áreas geradoras de renda e subsistência para comunidades locais e para exploração turística.

A hidrologia observada nesta região costeira, principal fator abiótico responsável pelo tipo de ambiente inundável e pelas interligações energéticas com áreas circunvizinhas, mostrou-se multivariada e complexa. Alterações diretas nos padrões de alagamento devem ser especialmente impedidas. Não obstante, diversos outros impactos associados precisam ser igualmente evitados, incluindo: erosão nas bacias de drenagem conectadas aos estuários, aumento de carga suspensa, assoreamento acelerado, contaminação por efluentes, segmentação e estrangulamento por estruturas viárias, aterros e supressão da vegetação, incluindo queimadas e retirada clandestina de madeira.

Quando considerados os manguezais ao longo do Litoral Norte do Estado da Bahia, a intensidade e a frequência dos problemas ambientais parecem aumentar, em direção ao Sul, à proporção que o corredor rodoviário litorâneo torna menores as distâncias até a região metropolitana de Salvador.

Do ponto de vista sedimentológico, nos estuários estudados uma tendência natural de redução do aporte de sedimentos continentais associados à diminuição pluviométrica observada nas últimas décadas (menores erosão e transporte fluvial) pode estar sendo compensada pelo aumento de carga suspensa oriunda de ações antrópicas no baixo curso de ambos os rios (exposição e aumento da friabilidade do solo por atividades agropecuárias e perda de mata ciliar à montante). A sedimentologia mostrou-se útil na identificação dos padrões e na intensidade da cinética ambiental, servindo não apenas para identificar padrões de deposição, mas também como ferramenta auxiliar nas interpretações de estudos bióticos e isotópicos na região.

Embora ainda apresentando boas condições de qualidade de água na ocasião das coletas, os estuários já indicavam tendências de descontrole nos níveis de nutrientes sugerindo poluição antrópica. No Itariri, os nitrogenados, com destaque para o nitrato, apresentaram valores elevados junto ao baixo estuário/foz com provável origem doméstica e de caráter mais local, enquanto o estuário do Itapicuru mostrou-se mais exposto à lixiviação

de solos agriculturáveis sugerindo poluição não pontual e, possivelmente, de efluentes urbanos da sede municipal (níveis mais elevados de fosfatos).

Os menores fluxos fluviais associados a corpos estuarinos mais rasos, tal como no Itariri, podem causar o agravamento de situações de eutrofização e presença de amônia (NH₃) pelo progressivo aumento de pH e aquecimento em direção à foz. Mesmo estuários de pequeno porte, abrigam áreas de terrenos inundáveis de enorme importância ambiental, representando verdadeiros oásis de biodiversidade junto a uma zona costeira predominantemente composta por praias arenosas retilíneas. Os manguezais do Município de Conde demonstraram elevado potencial de sequestro de carbono (chamado carbono azul), com destaque àqueles da região estuarina do Rio Itariri conforme demonstrado pelos elevados valores de Razão C/N.

Mesmo os pântanos costeiros sem conexões hidrológicas nítidas (canais), que permitam trocas consideráveis de nutrientes e matéria orgânica (M.O.) com ecossistemas aquáticos adjacentes, possuem aspectos e funções próprias que os tornam importantes: (1) são muito representativos em termos de área, perfazendo um valor que parece superar 50% do total dos ecossistemas inundáveis da Zona Costeira do Norte do Estado da Bahia; (2) fornecem abrigo e alimento para fauna variada; e (3) possuem um valor paisagístico elevado, atuando como forte subsídio para exploração turística da região.

Novos estudos sobre terrenos inundáveis costeiros brasileiros devem buscar, cada vez mais, interpretar conjuntamente a dinâmica e a evolução dos terrenos inundáveis. Para tanto, além de pesquisas com monitoramento continuado, o uso da ciência isotópica aplicada na análise de testemunhos destaca-se como ferramenta capaz de gerar dados ambientais pretéritos que permitam modelar e projetar as respostas ecossistêmicas frente às variações ambientais antrópicas e naturais, tal como erosão costeira e subida do nível médio do mar.

Os terrenos inundáveis (terras úmidas) do Litoral Norte do Estado da Bahia precisam ser entendidos e preservados considerando não apenas suas fragilidades frente às dinâmicas ambientais intensas, típica de sistemas costeiros, mas também suas complexas estruturas ecossistêmicas envolvendo os diferentes tipos de cobertura vegetal observadas. Neste sentido, a elaboração de modelos ecossistêmicos pode contribuir sobremaneira nas ações de gestão e preservação de ambientes tão dinâmicos e mutáveis.

Miller e Egler (1950) afirmaram que um mosaico presente numa comunidade vegetal inundável pode ser tomado como uma expressão momentânea, diferente no passado, destinada a ser diferente no futuro e tão típica quanto pode ser uma fotografia de nuvens em movimento.

7- REFERÊNCIAS

Amundson, R.; Austin, A.T.; Schuur, E.A.G.; Yoo, K.; Matzek, V.; Kendall, C.; Uebersax, A.; Brenner, D. e Baisden, W.T.; 2003. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. *Global Biogeochemical Cycles* 17: p.1031-1035

Angulo, R.J e Lessa, G.C.; 1997. The Brazilian sea level curves: a critical review with emphasis on the curves from Paranaguá and Cananéia regions. *Marine Geology*, 140(1-2): p.141-166

Asmus, H.E.; Asmus, M.L. e Tagliane, P.R.; 1989. O estuário da Lagoa dos Patos: um problema de planejamento costeiro. *Anais do Encontro Brasileiro de Gerenciamento Costeiro*, V.3.

Asmus, M.L.; Nicolodi, J.; Scherer, M.E.G.; Gianuca, K.; Costa, J.C.; Goersch, L.; Hallal, G.; Victor, K.D.; Ferreira, W.L.S.; Ribeiro, J.N.A.; Pereira, C.R.; Barreto, B.T.; Torma, L.F.; Souza, B.B.G.; Mascarello, M. e Villwock, A.; 2018. Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, V.44, Edição especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro. p.4-19

Aston, S.R. e Stanners, D.A.; 1981. Americium in intertidal sediments from the coastal environs of Windscale. *Marine Pollution Bulletin*, 12(5). p.149-153

Atwood, D.K.; 1981. Proceeding of symposium on environmental research needs in the Gulf of Mexico. Atlantic Oceanographic and Meteorological Laboratories, Miami.

Baptista, J.M.R.; Baumgarten, M.G.Z. e Niencheski, L.F.H.; 1987. Caderno de Análises em Oceanografia Química. Editora da FURG. Rio Grande. 62pp

Bemvenuti, C.E.; (comunicação pessoal). Disciplina de Bentologia II, ministrada em 1989, Curso de Bacharelado em Oceanologia - Universidade do Rio Grande (FURG).

Bertalanffy, L. Von; 2014. Teoria geral dos sistemas: fundamentos, desenvolvimento e aplicações. Editora Vozes, 8ª edição. 360pp

Bittencourt A.C.S.P.; Dominguez J.M.L; Martin L. e Silva I.R.; 2000. Patterns of Sediment Dispersion Coast wise the State of Bahia – Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 72(2): p.271-287

- Boutton, T.W. 1991.** Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Coleman, D.C., Fry, B. (eds). Carbon Isotope Techniques. New York: Academic Press, p.173-185.
- Boynton, W.R. e Heck Jr., K.L.; 1982.** Ecological role and value of submerged macrophyte communities: a scientific summary. p.428-502. In: Chesapeake Bay Program Technical Studies: A Synthesis. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Brinson, M. M.; 1993.** A hydrogeomorphic classification for wetlands. Technical Report WRP-DE-4, U.S. Army Engineers Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 79pp+appendix
- Broome, S.W.; 1991.** Creation and restoration of tidal wetlands of the Southeastern United States. In Wetland creation and restoration. Island Press, Washington, D.C. p.37-66
- Burkill, J.H.; 1966.** A Dictionary of economic products of the Malay Peninsula. Art Printing Works, Kuala Lumpur. 2 vols. 2444pp
- Burton, J.D. e Liss, P.S.; 1976.** Estuarine chemistry. London. Academic Press. XII+229pp
- Calliari, L.J.; Griep, G. e Vieira, H.; 1977.** Características sedimentológicas do 2º perfil de bentos – Lagoa dos Patos – Parte Sul. “Projeto Lagoa”, Rio Grande. Revista Atlântica 2 (1), p.63-82
- Camargo Filho, M. e Bigarella, J.J.; 1998.** Correlação de parâmetros estatísticos de sedimentos de vertentes, rampas de colúvio-alúvio e terraço de várzea da bacia do Bananas – Guarapuava – PR. Geosul, v. 14, p.438-442
- Carmo, D.L. e Silva, C.A., 2012.** Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. Revista Brasileira de Ciências do Solo (36). p.1211-1220
- Carmouze, J.P.; Galvão, S.G.; Nishiara, L. e Mesquita, S.L.; 1998.** Modelling chemical changes of tidal waters emerging from a mangrove forest at Cananéia, Brazil. Mangroves and Salt Marshes 2. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p.43-49
- Carvalho, V.C. e Rizzo, H.G.; 1994.** A Zona Costeira brasileira: subsídios para uma avaliação ambiental. Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal (MMA). Brasília, DF. 211pp
- Centeno, A.J.; 1990.** Curso de estatística aplicada à biologia. Centro Editorial e Gráfico / UFG, Goiânia. 188pp

Center for Marine Conservation; World Conservation Union: World Wildlife Fund; United Nations Environment Programme e World Bank; 1993. Global marine biological diversity: a strategy for building conservation into decision making. Island Press, Suite 300, 1718 Connecticut Avenue, NW, Washington, D.C. XXXII+ 383pp

Chabreck, R.H.; 1972. Vegetation, water and soil characteristics of the Louisiana coastal region. LSU. Agricultural Experiment Station. Reports. 147. Bulletin N°664. Baton Rouge. 77pp

Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM; 1996. A água em Revista – revista técnica e informativa da CPRM. Edição de Maio/1996. 38pp.

Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM; 2013. Regionalização de vazões nas bacias hidrográficas brasileiras. Recife. 154pp

Conell, J.H. e Slatyer, R.O.; 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Naturalist* 3(982); p.1120-1144

Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA; 2005. Resolução CONAMA N°357 de 17/03/2005. - Classificação de corpos de água e diretrizes ambientais. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf Acesso em outubro/2020

Costa, A.M.; Freitas, M.C.; Leira, M.; Costas, S.; Costa, P.J.M.; Andrade, C.; Bao, R.; Duarte, J.; Rodrigues, A.; Cachão, M.; Araújo, A.C.; Diniz, M. e Arias, P.; 2019. The role of climate, marine influence and sedimentation rates in late-Holocene estuarine evolution (SW Portugal). *The Holocene* 2019, Vol. 29(4) p.622–632

Cowardin, L.M.; Carter, V.; Golet, F.C. e LaRoe, E.T.; 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. 20240 - 142pp

Craine, J.M.; Brookshire, E.N.J.; Cramer, M.D.; Hasselquist, N.J.; Koba, K.; Marin-Spiotta, E. e Wang, L.; 2015. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. *Plant Soil* 396: p.1–26. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2542-1>

Crisman, T.L.; Chapman, L.J. e Chapman, C. A.; 1996. Conserving tropical wetlands though sustainable use. *Geotimes* N°7, V.41. p.23-25

Cruz, C.R.; Lage, C.S.; Falk, F.H.; Marinho, M.M.O.; Gonçalves, N.M.S. e Lyrio, R.S.; 1991. Empreendimento da Linha Verde (B.A. 099) – Um projeto para o desenvolvimento sustentável do Litoral Norte (meio Físico), Bahia, p.16-50.

Dalrymple R.W., Zaitlin B. A., Boyd R. 1992. Estuarine Facies Models: Conceptual Basis and Stratigraphic Implications. *Journ. Sedim. Petrol*, 62 (6): p.1130-1146

Dalton, H.C.e Belém, A.L.; (inédito). Criação de ilhas artificiais com marismas e outras propostas para minimizar os impactos causados pelas atividades de dragagem no município de Rio Grande (R.S.).

Dalton, H.C.; (no prelo). Criação de marismas em ilhas artificiais com material de dragagem no município de Rio Grande - R.S. In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Áreas Úmidas, 2018, Brasília. Resumo N°84, Área Temática: Wetlands artificiais.

Dalton, H.C.; 1999. Terrenos Inundáveis (“Wetlands”) da Zona Costeira do Brasil: Herança Geológica e Alterações por Mudanças Regionais e Globais. Anais do VII Congresso da ABEQUA, Porto Seguro – BA., 03 a 09 de outubro de 1999.

Dominguez, J.M.L.; Bittencourt, A.C.S.P. e Martin, L.; 1992. Controls on Quaternary coastal evolution of the east-northeastern coast of Brazil: roles of sea-level history, trade winds and climate. *Sedimentary Geology*, 80: p.213-232

Dominguez, J.M.L.; Leão Z.M.A.N. e Lyrio, R.S.; 1996. Litoral Norte do Estado da Bahia: evolução costeira e problemas ambientais. Roteiro de Excursão E4 do XXXIX Congresso Brasileiro de Geologia. 32pp

Dominguez, J. M. L.; Martin, L.; Bittencourt, A. C. S. P.; Testa, V.; Leão, Z. M. A. N.; Silva, C. C.; 1999. Atlas Geo-Ambiental da Zona Costeira do Estado da Bahia - Conde. Convênio SICM / SGM / UFBA / FAPEX. 19pp

Duane, D.B.; 1964. Significance of skewness in recent sediments, Western Pamlico Sound, North Carolina. *Journal of Sedimentary Petrology*, 34. p.864-874

Duke, J.A.; 1983. Handbook of Energy Crops. - *Rhizophora mangle L.* Disponível em: https://hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Rhizophora_mangle.html Acesso em julho/2020

Dyer, K.R. 1995. Sediment transport processes in estuaries. In: *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*, - Developments in Sedimentology, 53. Elsevier Science, p.423-449

- Eong, O.J.; 1993.** Mangroves - A Carbon Source and Sink. *Chemosphere* 27(6) p.1097-1107
- Esteves, F.A.; 1988.** Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência Ltda./FINEP. Rio de Janeiro. 575pp
- Ewel, K.C.; 2010.** Appreciating tropical coastal wetlands from a landscape perspective. *Frontiers in Ecology and The Environment*. 8(1): p.20-26
- Farias, F.F.; 2014.** Condições de sedimentação e preenchimento dos estuários Itapicuru e Real, Litoral Norte do Estado da Bahia, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências - UFBA. 123pp
- Fisher, R. A., e Yates, F.; 1938.** Statistical tables for biological, agricultural and medical research. Oxford, England: Oliver & Boyd.
- Flint, R.; Herr, D.; Vorhies, F. e Smith, J. R.; 2018.** Increasing success and effectiveness of mangrove conservation investments: A guide for project developers, donors and investors. IUCN, Geneva, Switzerland, and WWF Germany, Berlin, Germany. 106pp
- Folk, R.L.; 1954.** The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62(4), p.344-359
- Folk, R.L.; 1968.** Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill's, Austin, Texas, 170pp
- Friedman, G.M.; 1961.** Distinction between dune, beach and river sands from their textural characteristics. *Journal of Sedimentology and Petrology*, Nº 31, p.514-529
- Fritz, P. e Fontes, J. Ch.; 1980.** Handbook of environmental isotope geochemistry. Elsevier, Amsterdam. 322pp
- Froelich, P.N.; 1980.** Analysis of organic carbon in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 25(3). p.564-572
- Fry, B.; 2006.** Stable isotope ecology. New York: Springer. 308pp. ISBN-10: 0-387-30513-0
- Gambrell, R.P. e Patrick Jr., W.H.; 1978.** Chemical and Biological Properties of Anaerobic Soils and Sediments. In: *Plant Life in Anaerobic Environments*. Ann Arbor, Michigan. p.375-423
- Global Environment Facility – GEF; 2017.** Mangroves in the Spotlight. Disponível em: <https://www.thegef.org/news/mangroves-spotlight>. Acesso em agosto 2018.

- Gilmore, R.G.; Donohoe, C.J. e Cooke, D.W.; 1983.** Observations on the distribution and biology of East-central Florida populations of common Snook, *Centropomus undecimalis* (Block). Fla. Scientist N° 46, p.313-336
- Gomes, C.S. e Magalhães Jr., A.P.; 2018.** Sistemas de classificação de áreas úmidas no Brasil e no mundo: panorama atual e importância de critérios hidrogeomorfológicos. Geo UERJ N°33. E-ISSN 1981-9021. 32pp
- Goulding, M.; 1996.** Estuary. In: Encarta 96 Encyclopedia. Microsoft.
- Gower, A.M.; 1980.** Water quality in catchment ecosystems. John Wiley & Sons. N.Y. 335pp
- Grasshoff, K.; Ehrhardt, M. e Kremling, K.; 1983.** Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie. 2nd Edition. 419pp
- Guimarães, L.M.; Lima, T.A.C.; De França, E.J.; Arruda, G.N.; Souza, J.R.B. e Albergaria-Barbosa, A.C.R.; 2019.** Impactos da mudança de vegetação local no aporte de matéria orgânica para um estuário tropical preservado (estuário do Rio Itapicuru – BA). Quim. Nova, Vol. 42, N°6. p.611-618
- Guo, L.; Tanaka, T.; Wang, D.; Tanaka, N. e Murata, A.; 2004.** Distributions speciation e stable isotope composition of organic matter in the southeastern Bering Sea. Marine Chemistry 91, p.211-226
- Heaton, L; Fullen, M. A. e Bhattacharyya, R.; 2016.** Critical Analysis of the van Bemmelen Conversion Factor used to Convert Soil Organic Matter Data to Soil Organic Carbon Data: Comparative Analyses in a UK Loamy Sand Soil. Espaço Aberto, PPGG - UFRJ, V. 6, N.1, p.35-44
- Högberg, P.; 1997.** Tansley review no 95: 15N natural abundance in soil-plant systems. New Phytologist 137: p.179-203
- Howarth, R.W.; 2008.** Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. Harmful Algae, Volume 8, Issue 1. p.14-20
- Ingram, R.L.; 1971.** Sieve analysis. In: CARVER, R.E. (ed.) Procedures in Sedimentary Petrology. Wiley Interscience, p.49-69.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE; 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9662-censo-demografico-2010.html?edicao=9673&t=resultados>. Acesso em 25 de junho de 2019

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA; 2019. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/apa-litoral-norte-do-estado-da-bahia/> Acesso em 13 junho 2019.

Instituto Nacional de Meteorologia – INMET; 2019. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em maio/2019

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET; 2020. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Acesso em julho/2020

Intergovernamental Painel of Climate Change - IPCC; 2001. Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability – Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report. Cambridge University Press. 1032pp. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGII_TAR_full_report-2.pdf Acesso em julho de 2020.

International Union for Conservation of Nature - IUCN, 2020. Mangroves and coastal ecosystems. Disponível em: <https://www.iucn.org/node/31231> Acesso em setembro/2020

Jesus, L.V e Andrade, A.C.S.; 2013. Parâmetros Granulométricos dos sedimentos da praia dos Artistas – Aracaju – SE. Scientia Plena. Vol.9, Num.5. 11pp

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F; Lourival, R.; Wittmann, F; Kandus, P; Lacerda, L.D; Bozelli, R.L; Esteves, F.A; Cunha, N.C; Maltchik, L; Schöngart, J; Schaeffer- Novelli, Y.; Agostinho, A.A; Nóbrega, R.L.B; Camargo, E.; 2015. Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Cunha, C. N.; Piedade, M.T.F; Junk, W. J. Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Cuiabá: EdUFMT. 165pp

Keller, Edward A.; 1996. Environmental geology. 7ª Edition. Prentice- Hall, Upper Saddle River, New Jersey. XV+560pp

Kendall, C.; Young, M.B. e Silva, S.R.; 2010. Applications of Stable Isotopes for Regional to National-Scale Water Quality and Environmental Monitoring Programs. In Book: Isoscapes. Publisher: Springer. p.89-111

Kennard, W.C.; Lefor, M.W. e Civco, D.L.; 1983. Analysis of coastal marsh ecosystems: effects of tides on vegetational change. U.S. Department of Interior Office of Water Resources Technology. Research Completion Report Project BO-14. 144pp

Kim, C.; Kang, H.Y.; Lee, Y.J.; Yun, S.G.; Kang, C.K., 2020. Isotopic Variation of Macroinvertebrates and their Sources of Organic Matter Along an Estuarine Gradient. *Estuaries and Coasts* (2020) 43: p.496–511 <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00543-z>

Krauss, K.W.; McKee, K.L.; Lovelock, C.E.; Cahoon, D.R.; Saintilan, N.; Reef, R. e Chen, L.; 2014. How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist* 202: p.19–34

Kuhlmann, D.H.H.; 1988. The sensitivity of coral reefs to environmental pollution. *Ambio* 17: p.13-21

Laponi, J.C.; 1997. Estatística usando Excel 5.0 e 7.0. Laponi Treinamento e Editora. São Paulo. 420pp

Leong, L.S. e Tanner, P.A.; 1999. Comparison of methods for determination of organic carbon in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin*, Vol.38. p.875-879

Lessa, G.C.; 1994. A morphodynamic approach to the hydrodynamics and evolution of two small macrotidal estuaries: Central Queensland Coast-Australia. A dissertation submitted to Faculty of Science of the University of Sydney in fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. XII+246pp

Lewis, R.R; Gilmore, D.W. e Odum, W.E.; 1985. Mangrove habitat and fishery resources of Florida, p.281-336. In: *Florida Aquatic Habitat and Fishery Resources*. Fla. Chapter, American Fisheries Society. Kissimme, Florida.

Lima, G.M.P.; Vilas-Boas, G.S.; Costa, A.B. e Argollo, R.M.; 2011. Taxas de sedimentação recentes provenientes dos métodos Cs137 e Pb210 e estimativa de preenchimento do estuário Jacuípe, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Geociências* 41(1): p.44-55

Lindall, W.N.; Mager, Jr.A.; Thayer, Jr.G.W. e Ekberg, D.R.; 1979. Estuarine habitat mitigation planning in the Southeast. In: *The mitigation symposium*. p.129-135.

Lindholm, R.C.; 1987. A practical approach to sedimentology. Allen & Unwin, Inc. USA. 278pp

Luiz-Silva, W.; Matos, R.H.R.; Machado, W. e Nizoli, E.C.; 2012. Taxas de sedimentação em estuário do sudeste do Brasil, baseadas em assinatura geoquímica e histórico industrial. UNESP - São Paulo. Geociências, V.31, N°1. p.69-78

Mac Dougall, A.S. e Turkington, R.; 2004. Relative importance of suppression-based and tolerance-based competition in an invaded oak savanna. Journal of Ecology 92. p.422-434

Machado, C.G.; 2011. Caracterização química dos agregados e sedimentos superficiais na zona de máxima turbidez no complexo estuarino de Paranaguá (CEP). Boletim Paranaense de Geociências, V.64-65, p.40-47

Madsen, A.T.; Murray, A.S.; Andersen, T.J. e Pejrup, M.; 2007. Temporal changes of accretion rates on an estuarine salt marsh during the late Holocene - Reflection of local sea level changes? The Wadden Sea, Denmark. Marine Geology, 242, p.221-233

Magliocca, A.; 1987. Glossário de Oceanografia. Editora da Universidade de São Paulo - EDUSP. São Paulo. 355pp

Mahiques, M. M.; 1998. Características da Matéria Orgânica Sedimentar da Plataforma Continental Interna e Média entre a Baía da Guanabara (RJ) e São Francisco do Sul (SC). (Tese de Livre-Docente ao Departamento de Oceanografia Física) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 50 1998. 86pp

Mann, K.H.; 1972. Macrophyte production and detritus food chain in coastal waters. In. Mem. Fst. Ital. Idrobiol, 29. p.353-383

Marinha do Brasil; 2020. Centro de Hidrografia da Marinha. Disponível em: https://www.marinha.mil.br/chm/sites/www.marinha.mil.br.chm/files/dados_de_mare/salvador_2020.pdf Acesso em setembro/2020

Martin, L.; Bittencourt, A.C.S.O. e Vilas-Boas, G.S.; 1982. Primeiras ocorrências de corais pleistocênicos na costa brasileira – datação máxima da Penúltima Transgressão. Revista Ciência Terra, N° 3; p.13-17

Martin, L.; Mörner, N.A; Flexor, J.M.; Suguio, K.; 1986. Fundamentos e reconstrução de antigos níveis marinhos do Quaternário. Boletim do Inst. Geociências da USP. Publicação Especial N° 4. 161pp

- Martin, L. e Suguio, K.; 1992.** Variation of coastal dynamics during the last 7.000 years recorded in beach-ridge plains associated with river mouths: example from the Central Brazilian coast. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, N°99. p.119-140
- Martin, L; Suguio, K.; Flexor, J.M.; Dominguez, J.M.L. e Bittencourt, A.C.S.P.; 1996.** Quaternary sea-level history and variation in dynamics along the central brazilian coast: consequences on coastal plain construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciência*. Volume 68, N°3. p.303-354
- Martinelli, L.A.; Ometto, J.P.H.B.; Ferraz, E.S.; Victoria, R.L.; Camargo, P.B. De; Moreira, M.Z.; 2009.** Desvendando as questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: Oficina de Textos. 144pp. ISBN: 978-85-86238-85-7
- Martins, L.R.; 1965.** Significance of skewness and kurtosis in environmental interpretation. *Journal of Sedimentary Petrology*, 35 (1): p.768-770
- Martins, L.R.; 2003.** Recent Sediments and Grain size analysis: *Revista Gravel*, Porto Alegre (1): p.90-105
- McAnally, W. H. e Mehta, A. J.; 2001.** Collisional Aggregation in Fine Estuarial Sediment. In: *Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes*. Elsevier, Amsterdam, p.19-37
- McCormick, J. e Somes, H.A.; 1982.** The coastal wetlands of Maryland. Maryland Department of Natural Resources. Annapolis, MD. 241pp
- McHugh, C.M.G.; Pekar, S.F.; Christie-Blick, N.; Ryan, W.B.F.; Carbotte, S. e Bell. R.; 2004.** Spatial variations in a condensed interval between estuarine and open-marine settings: Holocene Hudson River estuary and adjacent continental shelf. *Geology*, 32(2). p.169-172
- McIvor, A.; Spencer, T.; Möller, I. e Spalding M.; 2013.** The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. *Natural Coastal Protection Series: Report 3*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 42. Published by The Nature Conservancy and Wetlands International. 59pp
- Mee, L.; 2012.** Between the Devil and the Deep Blue Sea: The coastal zone in an Era of globalization. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, p.1-8
- Meyers, P.A.; 1994.** Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*. v.114, p.289-302

Meyers, P.A., Ishiwatari, R., 1993. Lacustrine organic geochemistry: an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.* Vol 20, N^o.7, p.867-900

Milioli, G.; 2007. O pensamento ecossistêmico para uma visão de sociedade e natureza. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, N.15, p.75-87

Millennium Ecosystem Assessment - MEA; 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Washington, Island Press, 137pp Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> Acesso em outubro/2020

Miller, W.R. e Egler, F.S.; 1950. Vegetation of the Wequetequock-Pawcatuck tidal marshes, Connecticut. *Ecological Society of America - Ecological Monographs*. 20. p.143-172

Ministério da Saúde; 2011. Portaria N^o2.914 de 12/12/2011. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e padrão de potabilidade. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/kit_arsesp_portaria2914.pdf Acesso em agosto/2020

Ministério do Desenvolvimento Regional, 2020. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos> Acesso em dezembro de 2020.

Ministério do Meio Ambiente – MMA; 2019. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html> Acesso em julho de 2019.

Missouri State Regulations; 2018. Rules of Department of Natural Resources - Division 20 - Clean Water Commission. Chapter 7 - Water quality - 53pp

Mitsch, W.J. e Gosselink, J.G.; 1986. Wetlands. Ed. Van Nostrand Reinhold Company. 539pp

Morgan, J.J. e Stumm, W.; 1996. Aquatic chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. 3rd Edition. John Wiley & Sons Inc. N.Y. XVI+1022pp

Nardoto, G.B.; Ometto, J.P.H.B.; Ehleringer, J.R.; Higuchi, N.; Bustamante, M.M.C. e Martinelli, L.A.; 2008. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. *Ecosystems* 11: p.1234-1246

National Academy of Sciences - NAS; 1980. Firewood crops. Shrub and tree species for energy production. Washington, D.C. The National Academies Press. 255pp

National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA e U.S. Environmental Protection Agency – EPA; 1988. Strategic Assessment of Near Coastal Waters. Chapter 3 - Susceptibility and status of northeast estuaries to nutrient discharges. 50pp

National Research Council - NRC; 1979. Ammonia. Subcommittee on Ammonia. University Park Press. Baltimore, MD. 384pp

Netto, A.M.; 2002. Morfologia e Sedimentologia da Plataforma Continental Entre os Rios Itariri e Itapicuru, Litoral Norte do Estado da Bahia. 136pp. Dissertação de Mestrado - Curso de Pós-Graduação em Geologia - Universidade Federal da Bahia - UFBA.

Netto, A.M.; 2008. Modificações da zona costeira do extremo sul da Bahia nos últimos 150 anos, e sua relação com a sedimentação do banco de Abrolhos. Tese de Doutorado em Geologia. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 176 p

Netto, A.M.; 2017. A zona costeira e marinha. In: Nunes, J.M.C. e Matos, M.R.B. (Org.). Litoral Norte da Bahia – caracterização ambiental, biodiversidade e conservação. EDUFBA: p.15-28

Niering, W.A.; 1987. Vegetation dynamics (succession and climax) in relation to plant community management. *Conservation Biology* 1(4). p.287-295

Niering, W.A. e Warren, R.S.; 1980. Vegetation patterns and processes in New England salt marshes. *BioScience* 30; p.301-307

Nogueira, R.X.S.; 2006. Mapeamento dos ecossistemas costeiros e das mudanças na ocupação do solo no município de Conde, Litoral Norte da Bahia, Brasil: Integração de sensoriamento remoto e SIG para a gestão costeira. Dissertação de Mestrado - Instituto de Geociências - UFBA. 148pp

Nunes, B.T.A.; Ramos, V.L.S. e Dillinger, A.M.S.; 1981. Geomorfologia. In: Folha SD.24 Salvador. Rio de Janeiro. Projeto RADAMBRASIL, (Levantamento de Recursos Naturais, V.24). p.193-276

Odum, E.P.; 1971. Fundamentals of ecology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania.

Odum, H. T.; 1983. Systems Ecology. New York: John Wiley. 644 pp

Odum , W.E.; Mclvor, C.C. e Smith, T.J.; 1982. The ecology of the mangroves of South Florida: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biol. Services. Washington, D.C.

Odum, W.E.; Smith, T.J.; Hoover, J.K. e Mclvor C.C.; 1984. The ecology of tidal freshwater marshes of United States East Coast: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service. Office of Biol. Services. Washington, D.C.

Odum, H.T.; Odum, E.C.; Brown, M.T.; Lahart, D.; Bersok, C. e Sendzimir, J.; 1988. Environmental system and public policy. University of Florida – Gainesville. 253pp

Ogden, J.C. e Gladfelter, E.H.; 1983. Coral reefs, seagrass beds and mangroves, their interaction in the coastal zones of the Caribbean. UNESCO reports in Marine Science. 23pp

Paula, A.S.; Sanches Filho, P.J.; Sousa, E.E.H. e Cardoso, J.P.; 2009. Comparação de Métodos para Determinação de Matéria Orgânica no Sedimento do Canal Santa Bárbara. 49º Congresso Brasileiro de Química – Porto Alegre – RS. Disponível em: <http://www.abq.org.br/cbq/2009/trabalhos/5/5-575-6467.htm> Acesso em abril de 2019

Pegg, K.G.; Gillespie, N.C. e Forsberg, L.I.; 1980. *Phytophthora sp.* Associated with mangrove death in Central Coastal Queensland. Australasian Plant Pathology, 9: p.6-7

Perez-Arlucea, M.; Mendez, G.; Clemente, F.; Nombela, M.; Rubio, B. e Filgueira, M.; 2005. Hydrology, sediment yield, erosion and sedimentation rates in the estuarine environment of the Ria de Vigo, Galicia, Spain. Journal of Marine Systems, 54. p.209-226

Ramos, S.; 2002. Manguezais da Bahia: Breves Considerações. Editora da UESC. 103pp

Ramsar Convention Secretariat; 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Gland, Switzerland. 109pp Disponível em: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-e.pdf> Acesso em setembro/2020

Redfield, A.C.; 1967. The Ontogeny of a salt marsh estuary. In: Estuaries. American Association for the advancement of science, N°83, p.108-114

Reis, C.R.G.; Nardoto, G.B.; Rochelle, A.L.C.; Vieira, S.A. e Oliveira, R.S.; 2017a. Nitrogen dynamics in subtropical fringe and basin mangrove forests inferred from stable isotopes. Oecologia 183:p.841–848. DOI 10.1007/s00442-016-3789-9

Reis, C.R.G.; Nardoto, G.B. e Oliveira, R.S.; 2017b. Global overview on nitrogen dynamics in mangroves and consequences of increasing nitrogen availability for these systems. *Plant Soil* 410:p.1–19. DOI 10.1007/s11104-016-3123-7

Reis, C.R.G.; Reed, S.C.; Oliveira, R.S.; Nardoto, G.B.; 2019. Isotopic Evidence that Nitrogen Enrichment Intensifies Nitrogen Losses to the Atmosphere from Subtropical Mangroves. *Ecosystems* 22: p.1126–1144. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0327-0>

Resgalla Jr.C.; 2004. Taxas fisiológicas e potencial de crescimento do mexilhão de cultivo *Perna perna* (L.). Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Depto. de Fisiologia, USP. 143pp

Robertson, A.I. e Alongi, D.M.; 1996. Mangrove systems in Australia: structure, function and status. Technical Annex: 1. State of the marine environment report for Australia. Australian Institute of Marine Science. p.119-133

Saito, R.T.; Figueira, R.C.L.; Tessler, M.G. e Cunha, I.I.L.; 2001. Geochronology of sediments in the Cananéia-Iguape estuary and in southern continental shelf of São Paulo State, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 250, Nº1. p.109–115

Saito, Y.; Nishimura, A. and Matsumoto, E.; 1989. Trasgressive sand sheet covering the shelf and upper slope of Sendai, Northeast Japan., *Marine Geology*, 89. p.249-258

Sampaio, J.A.G, Reis, C.R.G., Cunha-Lignon, M., Nardoto, G.B. e Salemi, L.F.; no prelo. Interactive Effects of Abiotic and Biotic Factors Drive Aquatic Plant Colonization in Subtropical Mangroves.

Sampaio, J.A.G.; 2019. Invasão biológica em manguezais subtropicais: uma avaliação dos fatores que favorecem a invasão e efeitos sobre o estoque de C e N no sedimento e biomassa de plantas nativas. Dissertação de Mestrado - PPGCA-UnB; 77pp

Sampaio, L.; Freitas, R.; Máguas, C.; Rodrigues, A. and Quintino, V.; 2010. Coastal sediments under the influence of multiple organic enrichment sources: An evaluation using carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine Pollution Bulletin*, 60. p.272-282

Sanders, C.J.; Eyre, B.D.; Santos, I.R.; Machado, W.; Silva, W.L.; Smoak, J.M.; Breithaupt, J.L; Ketterer, M.E.; Sanders, L., Marotta, H. e Filho, S.E.; 2014. Elevated rates of organic carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in a highly impacted mangrove wetland, *Geophys. Res. Lett*, v. 41, p.2475–2480

Santos, T.H.R.; 2011. Aprimoramento da metodologia de análise elementar de razão isotópica do $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ em sedimentos. Determinação da razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ e da razão atômica C/N da matéria orgânica de sedimentos. Evidência para o entendimento da origem e transporte de sedimento marinho. Relatório final para o programa Institucional de bolsas de Iniciação Científica (PBIC) 7pp

Selvam, V.; Gnanappazham, L.; Navamuniyammal, M.; Ravichandran, K. K. and Karunakaran, V. M.; 2002. M.S. Swaminathan Research Foundation. Atlas of Mangrove Wetlands of India. Part I - TTK Healthcare Limited - Printing Division. 112pp. Disponível: <http://59.160.153.188/library/sites/default/files/Atlas%20Mangrove%20WetlandsTN%20Part%201.pdf> Acesso em setembro/2020

Semeniuk, C.A.; Semeniuk, V.; 2011. A comprehensive classification of inland wetlands of Western Australia using the geomorphic-hydrologic approach. Journal of the Royal Society of Western Australia, 94: p.449–464

Shepard, F.P.; 1954. Depositional mechanisms from the size analysis of clastic sediments. Journal of Sedimentary Petrology, Tulsa, Okla., V. 34, p.73-83

Silva, I.R.; Guimarães, J.K.; Bittencourt, A.C.S.P.; Rodrigues, T.K. e Neto, G.F.A.; 2017. Avaliação da dinâmica litorânea da região de Baixo/Barra do Itariri, Litoral Norte do Estado da Bahia, utilizando o Sistema de Modelagem Costeira (SMC-Brasil). Pesquisas em Geociências, 44 (2): p.221-234

Smith, R.D.; Ammann, A.; Bartoldus, C.; Brinson, M.; 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Technical Report WRP–DE–9, U.S. Corps of Engineers, Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 72pp+appendix

Smith, R.L.; 1996. Marshland. In: Encarta 96 Encyclopedia Microsoft.

Smith, R.L. e Smith, T.M.; 2001. Ecology and field biology. Benjamin Cummings Publisher, 6th Edition. 720pp

Smith III, T.J.; Boto, K.G.; Frusher, S.D. e Giddins, R.L.; 1991. Keystone Species and Mangrove Forest Dynamics: the Influence of Burrowing by Crabs on Soil Nutrient Status Forest Productivity. Estuarine, Coastal and Shelf Science 33. p.419-432

Soonabai Pirojsha Godrej Marine Ecology Centre; 2020. Ecosystem Characteristics - Adaptations Disponível em: <http://www.mangroves.godrej.com/ecosystem-characteristics.html> Acesso em outubro/2020

Souza, J.R.B.; Costa, A.B.; Azevedo, A.E.G.; Santos, T.H.R.; Spanó, S.; Lentini, C.A.D.; Bonabamba, T.J.; Silva, R.O.; Novotny, E.H. e Zucchi, M.R.; 2013. Carbon and nitrogen stable isotope compositions of organic matter in marine sediment cores from the Abrolhos region: indicators of sources and preservation. *Geochimica Brasiliensis* 27(1): p.13-23

Spalding, M.D.; Brumbaugh R.D. and Landis, E.; 2016. Atlas of Ocean Wealth. The Nature Conservancy. Arlington, VA. 124pp

Spanó, S.; Belém, A. L.; Doria, R. N.; Zucchi, M. R.; Sousa, J. R. B.; Costa, A. B.; Lentini, C. A. D. e Azevedo, A. E. G.; 2014. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter of Nova Viçosa-Caravelas estuarine complex, southern Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, V.44, p.13-21

Stein, R.; 1991. Accumulation of organic carbon in marine sediments. Results from the Deep Sea Drilling Project/Ocean Drilling Program, Springer, Berlin. 217pp. ISBN 978-3-540-53813-4

Street, H.E. e Öpik, H.; 1974. Fisiologia das Angiospermas: crescimento e desenvolvimento. Editora Polígono S.A. e EDUSP. São Paulo. 332pp

Suguio, K.; 1973. Introdução à sedimentologia. Edgar Blucher, São Paulo, 317pp.

Suguio, K.; 1980. Rochas Sedimentares: Propriedades, Gênese e Importância Econômica. Editora Edgard Blucher Ltda. São Paulo. 500pp

Suguio, K.; 1992. Dicionário de Geologia Marinha. Editora T.A. Queiroz Ltda. São Paulo. 171pp

Suguio, K.; 1993. Holocene relative sea-level changes along the Central Brazilian and Japanese coasts: possibilite significance of their similarities and differences. *Anais da Academia Brasileira de Ciência* . V. 65, Nº 3. p. 271-278.

Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI; 2003. Uso atual das terras: Bacias do Recôncavo Norte e do Rio Inhambupe. Salvador: 114pp. Ilustrações e tabelas. (Série estudos e pesquisas, Nº64). ISBN 85-85976-47-0

Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia–SEI; 2019a. Disponível em: http://www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=65&Itemid=284. Acesso em 29 de junho de 2019.

Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia–SEI; 2019b. Disponível em: http://www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=2403&Itemid=523. Acesso em: 01 de julho de 2019.

The Nature Conservancy; 2020. Disponível em: <https://www.nature.org/en-us/about-us/where-we-work/united-states/florida/stories-in-florida/why-mangroves-important/> - Acesso em 23/setembro/2020

Tiner Jr.,R.W.; 1984. Wetlands of the United States: current status and recent trends. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C.

Tisdale, S.L.; Werner, L.N. e Beaton, J.D.; 1985. Soil fertility and fertilizers McMillian, New York.

Tognella, M.M.P.; Soares, M.L.G.; Cuevas, E. e Medina, E.; 2016. Heterogeneity of elemental composition and natural abundance of stable isotopes of C and N in soils and leaves of mangroves at their southernmost West Atlantic range. *Brazilian Journal Biol* 76. p.994–1003

Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonian. *Journal of Ecology* 75. p.377-407

United Nations Environment Programme- UNEP; 2014. The importance of mangroves to people: A call to action. Edited by J. van Bochove, E. Sullivan, and T. Nakamura. Cambridge: UNEP World Conservation Monitoring Centre. Disponível em: <http://newsroom.unfccc.int/es/el-papel-de-la-naturaleza/la-onu-alerta-de-la-rapida-destruccion-de-los-manglares>.

United States Army Corps of Engineers; 1986. Beneficial uses of dredge material. Engineer Manual 1110-2-5026. Office, Chief of Engineers, Washington, D.C.

United States Army Engineer Waterways Experiment Station; 1978. Wetland Habitat Development with Dredge Material: Engineering and Plant Propagation. Report number DS-78-16 Vicksburg, Mississippi. 163pp

United States Geological Survey - USGS; 2019. Imagens Landsat - TM. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/> Acesso em outubro/2019

United States Geological Survey - USGS; 2020. By Virginia Carter. Technical Aspects of Wetlands:Wetland Hydrology, Water Quality, and Associated Functions. Disponível em: <https://water.usgs.gov/nwsum/WSP2425/hydrology.html> Acesso em 27/setembro/2020

U.S. Environmental Protection Agency - EPA; 1987. Quality criteria for water. EPA Publication 440/5-86-001. Washington, D.C. 395pp

U.S. Environmental Protection Agency - EPA. 2008. Methods for Evaluating Wetland Condition: Wetland Hydrology. Office of Water, Washington, DC. EPA-822-R-08-024. 37pp

U.S. Environmental Protection Agency - EPA; 2020. Wetland Functions and Values Disponível em: https://cfpub.epa.gov/watertrain/moduleFrame.cfm?parent_object_id=262 Acesso em setembro 2020.

Van der Schriek, T.; Passmorea, D.G.; Rolão, J. e Stevenson, A.C.; 2007. Estuarine-fluvial floodplain formation in the Holocene Lower Tagus Valley (Central Portugal) and implications for Quaternary fluvial system evolution. *Quaternary Science Reviews*, 26. p.2937-2957

Walker, L.R.; Clarkson, B.D.; Silvester, W. B. e Clarkson, B.R.; 2003. Colonization dynamics and facilitative impacts of a nitrogen-fixing shrub in primary succession. *Journal of Vegetation Science* 14. p.277-290

Ward, L.K. e Jennings, R.D.; 1990. Sucession of disturbed and undisturbed chalk grassland at Aston Rowant National Nature Reserve: Dynamics of species changes. *Journal Applied Ecology* 27. p.897-912

Warren, J.H. e Underwood, A.J.; 1986. Effects of burrowing crabs on the topography of mangrove swamps in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 102. p.223-235

Wentworth, C.K.; 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, Nº30. p.377-392

West, R.C.; 1956. Mangrove swamps of the Pacific Coast of Colombia. *Annals of the Association of American Geographers*. V.46. p.98-121

Weste, G.; Cahill, D. e Stamps, D.J.; 1982. Mangrove dieback in North Queensland, Australia. *Transactions of the British Mycological Society*. V.79, Issue 1, p.165-167

Williams, S.J. e Stewart, R.; 1996. Understanding coastal wetland processes. *Geotimes* N° 7, V. 41, p.18-22

World Health Organization - WHO; 1986. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 54 - Ammonia. ISBN 92 4 154194 6. 153pp

Yaron, D.; 1981. Salinity in irrigation and water resources. Marcel Dekker, Inc. NY. VII+432pp ISBN 0-8247-6741-1

Zieman, J.C. e Wetzel, R.G.; 1980. Productivity in seagrasses: methods and rates. p.87-116. In: *Handbook of Seagrass Biology*. Garyland STPM Press, New York.

Zucchi, M. R. e Souza, J. R. B.; 2012. Análise da matéria orgânica em testemunhos de sedimentos da região de Abrolhos utilizando isótopos estáveis do carbono e nitrogênio. Disponível em: <http://www.repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/7445>. Acesso em 25 agosto 2018

ANEXO 1



Imagem da Zona Costeira do Município de Conde, com identificação de feições geográficas e estações de coleta associadas ao Rio Itariri (Fonte: Google Earth).

ANEXO 2



Imagem da Zona Costeira do Município de Conde, correspondente à área do baixo curso do Rio Itapicuru, com referências geográficas e estações de coleta (Fonte: Google Earth).

ANEXO 3



Imagem da Zona Costeira do Município de Conde, correspondente aos Pântanos de Água Doce, com referências geográficas e estações de coleta associadas (Fonte: Google Earth).

ANEXO 4



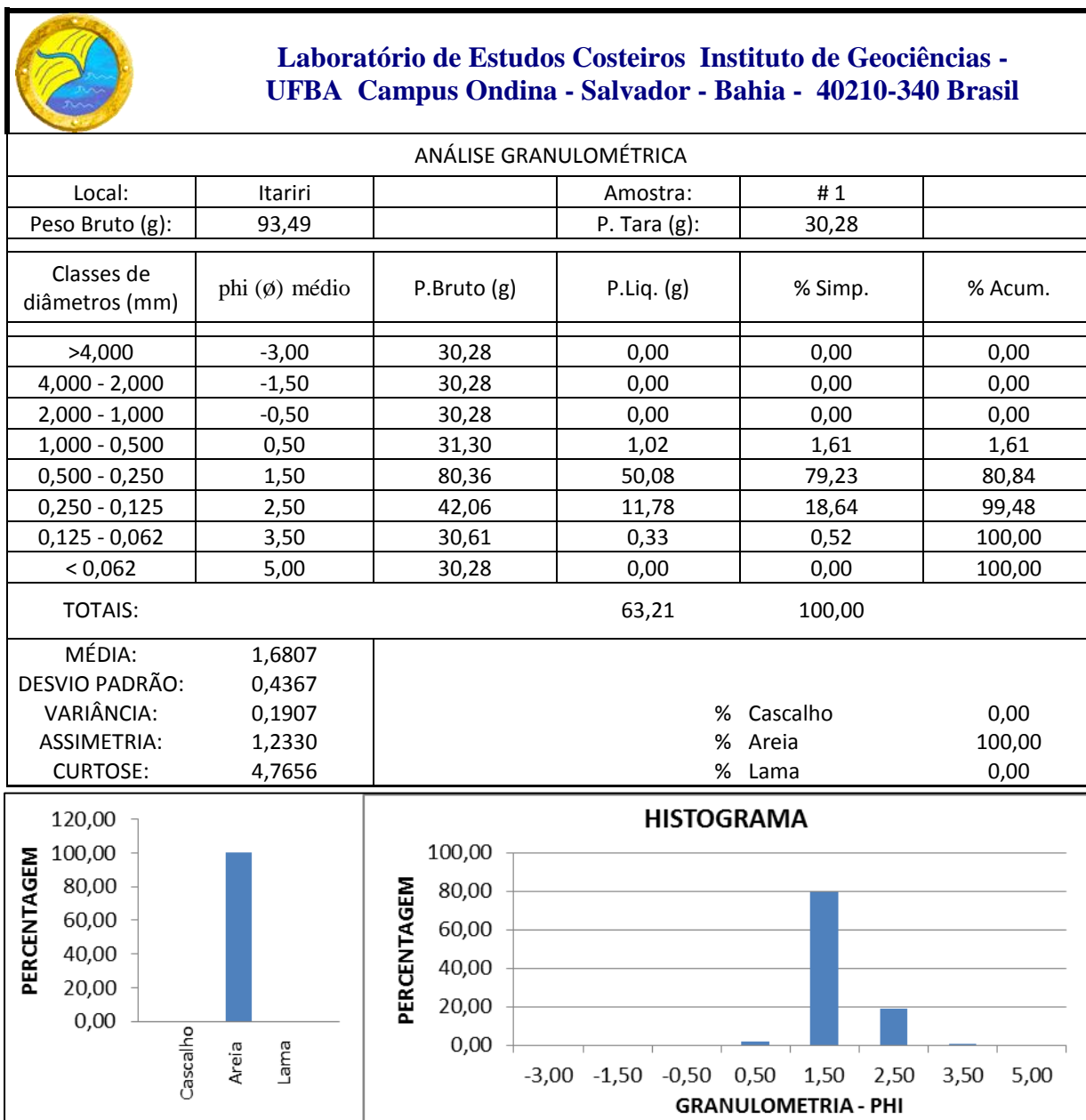
Imagem da Zona Costeira do Município de Conde, com identificação de feições geográficas e estação de coleta do testemunho em manguezal do Rio Itariri (Fonte: Google Earth).

ANEXO 5



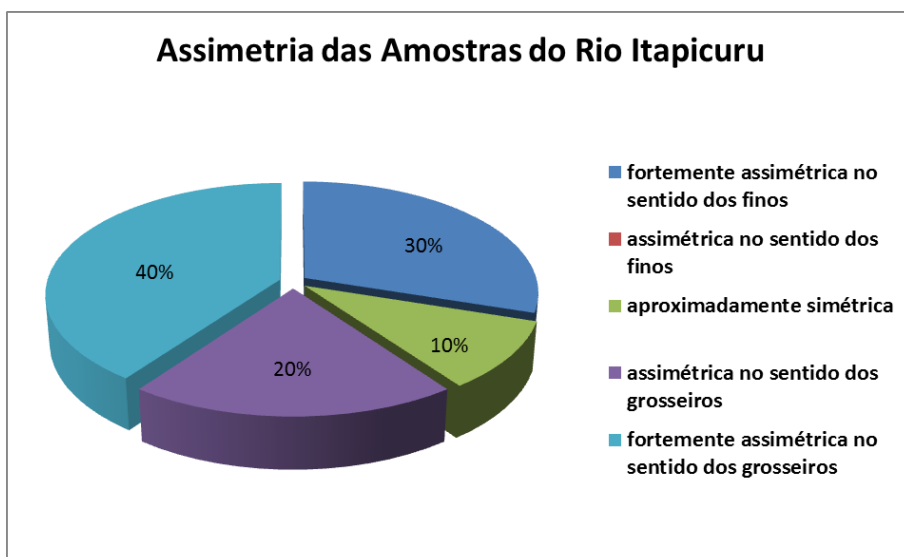
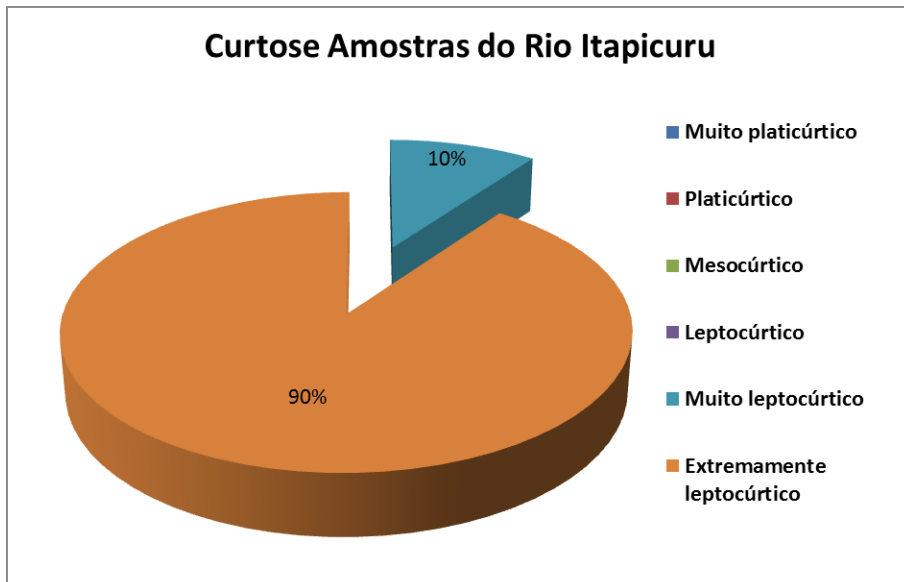
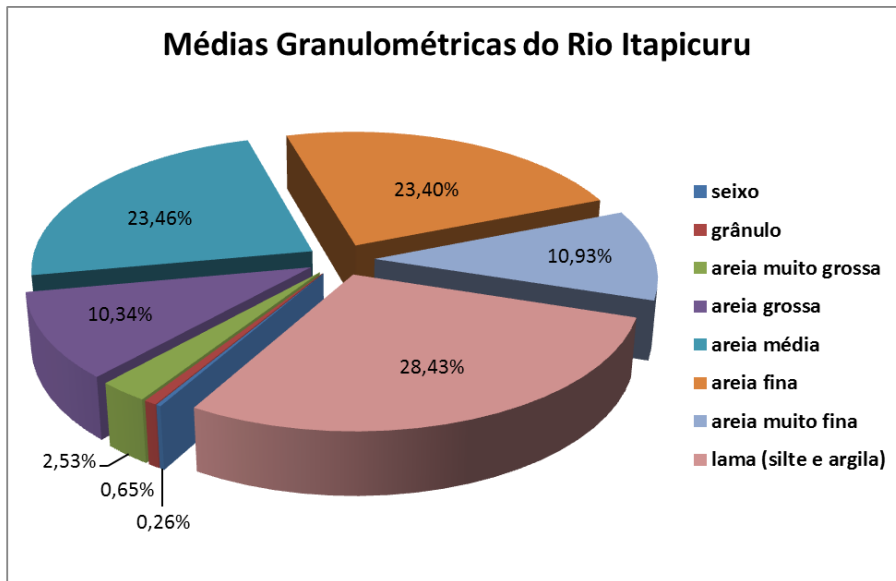
Imagem da Zona Costeira do Município de Conde, correspondente à região estuarina no baixo curso do Rio Itapicuru, com localização da estação de coleta do testemunho (Fonte: Google Earth).

ANEXO 6

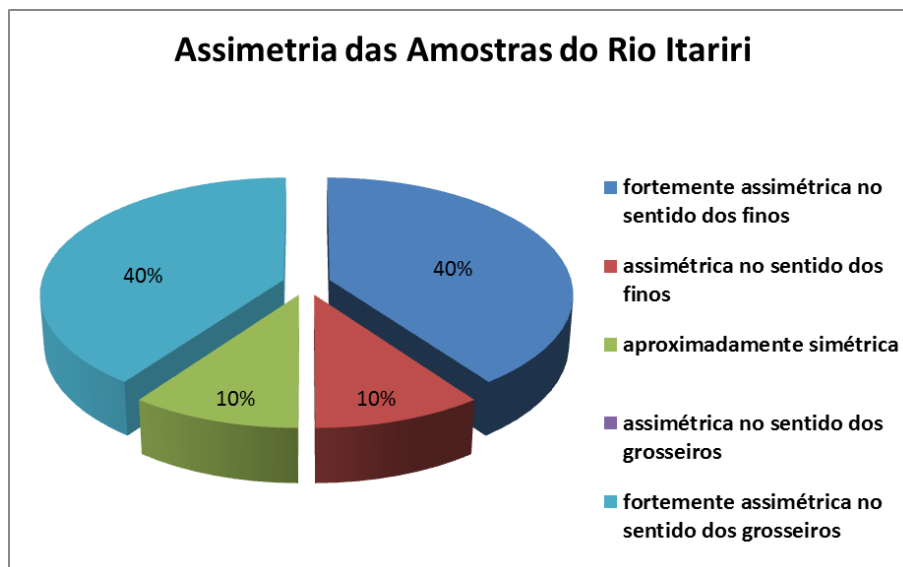
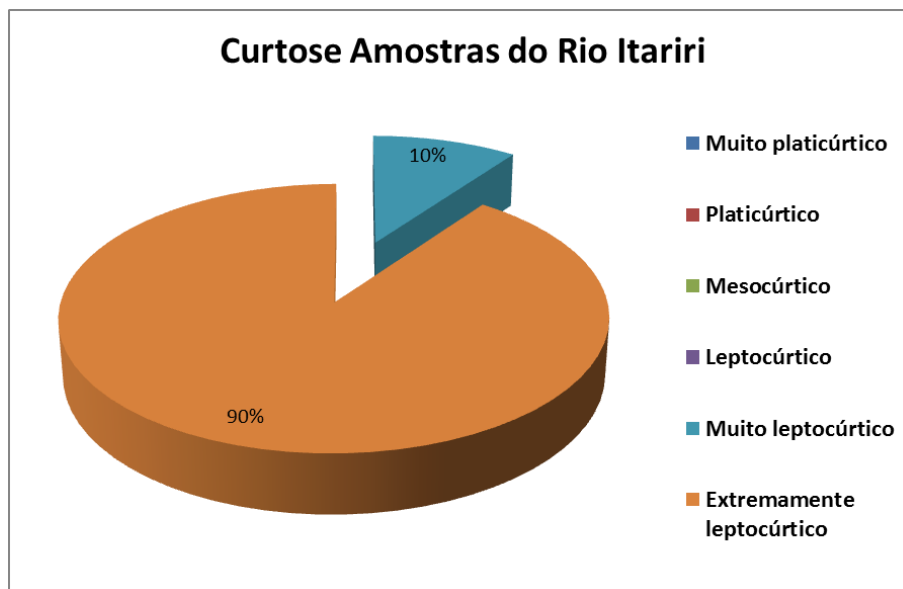
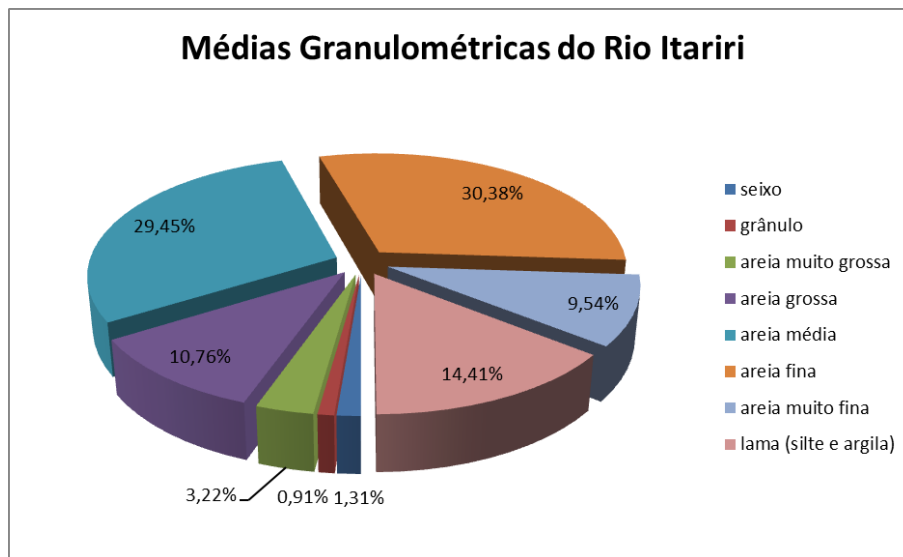


Modelo adaptado de planilha com histogramas, empregada para análise individual das amostras, tomando como exemplo a amostra #1 (desembocadura) do Rio Itariri. Os valores de assimetria e curtose foram calculados segundo as equações publicadas por Lindholm, R.C. (1987).

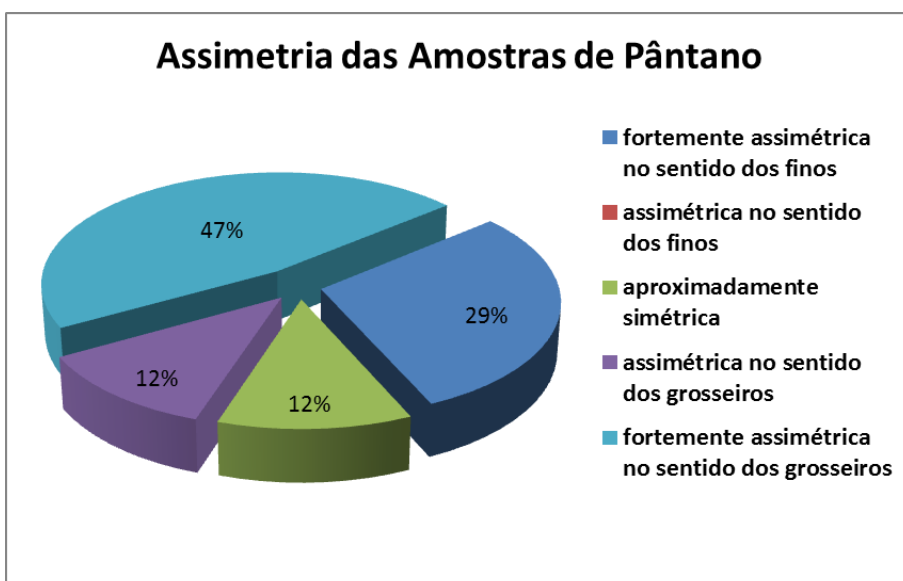
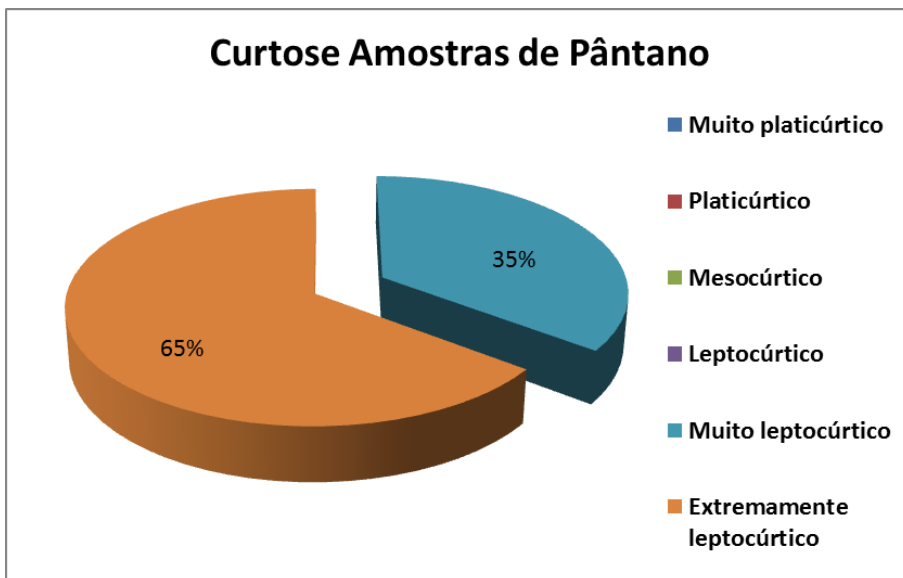
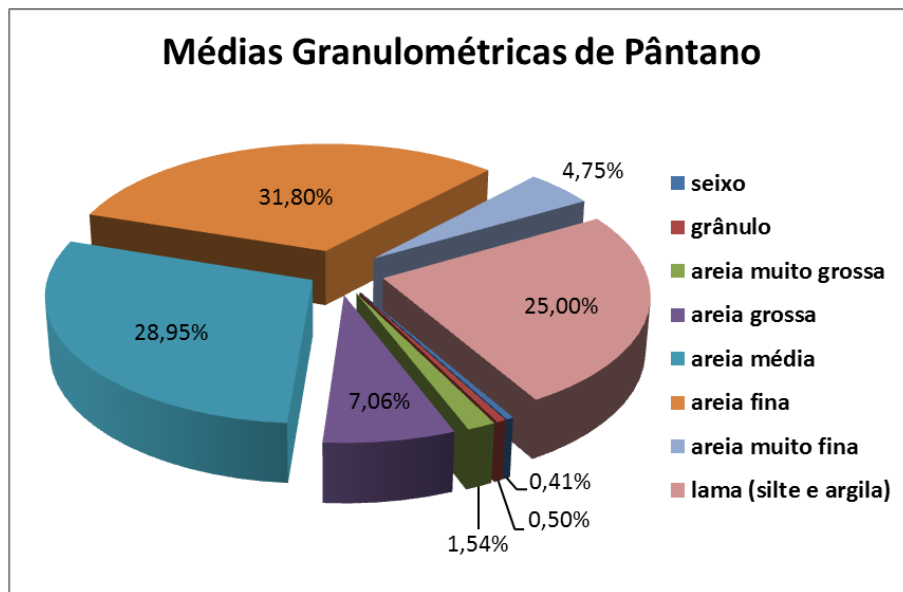
ANEXO 7



ANEXO 8



ANEXO 9



ANEXO 10

