



PROAMB

AVALIAÇÃO DE AMBIENTES NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos

RECUPETRO-PROAMB



PROAMB

Antônio Fernando de Souza Queiroz

Joil José Celino

Organizadores

**AVALIAÇÃO DE AMBIENTES
NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS:
ASPECTOS GEOQUÍMICOS,
GEOFÍSICOS E BIOLÓGICOS**

Salvador, BA – 2008



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

Tiragem

1ª Edição – 200 exemplares

Coordenação Editorial, Revisão e Formatação

Gisele Mara Hadlich e Joil José Celino

Capa

Foto: manguezal - Gisele Mara Hadlich

Impressão

EDUFBA – Editora da Universidade Federal da Bahia

Biblioteca Central Reitor Macêdo Costa

Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos : aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos / Antônio Fernando de Souza Queiroz, Joil José Celino, organizadores ; prefácio Naomar Monteiro de Almeida Filho. - Salvador : UFBA, 2008.
300 p. : il.

ISBN : 978-85-60667-24-6

1. Ecossistema - Todos os Santos, Baía de (BA). 2. Ecologia dos manguezais - Todos os Santos, Baía de (BA). 3. Impacto ambiental - Todos os Santos, Baía de (BA). 4. Avaliação de riscos ambientais. I. Queiroz, Antônio Fernando de Souza. II. Celino, Joil José.

CDD - 574.5

Notas do editor:

- 1) Optou-se, nesta publicação, por adotar a citação de fontes e as referências conforme as normas Chicago.
- 2) Figuras, tabelas e quadros apresentados correspondem a resultados de pesquisas dos autores, exceto quando citado.



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

Rede de Pesquisa CT-Petro



- **RECUPETRO:** Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas.
Coordenador Geral: Antônio Fernando de Souza Queiroz – UFBA
- **PROAMB:** Projeto Cooperativo 1 – Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes Impactados por Atividades Petrolíferas.
Coordenador: Joil José Celino – UFBA
- **BIOPETRO:** Projeto Cooperativo 2 – Identificação e Imobilização de Microrganismos para Recuperação de Ambientes Contaminados com Petróleo e Derivados.
Coordenador: Afrânio Aragão Craveiro – PADETEC
- **BAPPD:** Projeto Cooperativo 3 – Biorremediação de Ambiente Poluído por Petróleo ou seus Derivados.
Coordenadora: Maria de Fátima Vieira Queiroz Souza – UFPE
- **RELINÉ:** Projeto Cooperativo 4 – Gestão e Tratamento de Resíduos Líquidos Gerados na Cadeia Produtiva do Petróleo.
Coordenador: Mario Takayuki Kato – UFPE



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

**Projeto Cooperativo Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes
Impactados por Atividades Petrolíferas - PROAMB**

Coordenador Geral

Prof. Dr. Joil José Celino (UFBA)

Coordenadores Institucionais e Participantes do PROAMB

Prof. Dr. Joil José Celino (IGEO – UFBA)

Prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz (IGEO - UFBA)

Profa. Dra. Bárbara Rosemar Nascimento de Araújo (UNIME - BA)

MSc. Cássia Regina de Elias Onofre (IQ - UFBA)

Profa. Dra. Catherine Prost (IGEO - UFBA)

Prof. Dr. João Lamarck Argôlo (IGEO - UFBA)* *in memorian*

Prof. Dra. Josanídia Santana Lima (IBIO - UFBA)

MSc. Karina Santos Garcia (NEA - UFBA)

MSc. Maria Betânia Figueredo Silva (IBIO - UFBA)

Prof. Dra. Maria das Graças Andrade Korn (IQ - UFBA)

Profa. Dra. Olga Maria Fragueiro Otero (FTC – BA)

Profa. Dra. Olívia Maria Cordeiro de Oliveira (IGEO - UFBA)

Profa. Dra. Rita Maria Weste Nano (CEFET-BA)

Prof. Dr. Ronaldo Barbosa Montenegro (IGEO – UFBA)

MSc. Sarah Adriana de Nascimento Rocha (NEA – UFBA)

Profa. Dra. Vera Lúcia Câncio Souza Santos (IQ - UFBA)

Prof. Dra. Gisele Mara Hadlich (IGEO - UFBA)

Prof. Dr. José Martin Ucha (CEFET-BA)

Prof. Dr. Geraldo da Silva Vilas Boas (IGEO - UFBA)

Prof. Dr. Sandro Lemos Machado (Fundação Politécnica – UFBA)

Prof. Dra. Iara Brandão de Oliveira (Fundação Politécnica - UFBA)

MSc. Jander Welton Oliveira de Moraes (Cetrel Ltda.)

Prof. MSc. José Marcílio Ladeia Vilasboas (UCSAL)

Prof. MSc. Kleber Azevedo Dourado (Fundação Politécnica - UFBA)

MSc. Larissa da Silva Paes Cardoso (Fundação Politécnica - UFBA)

Prof. MSc. Luis Anibal de Oliveira Santos (Fundação Politécnica - UFBA)

Prof. Dr. Marco Antonio Barsottelli Botelho (IGEO - UFBA)

Prof. MSc. Maria do Socorro Costa (UEFS)

Prof. Dra. Miriam de Fátima Carvalho (UCSAL)

Prof. Dr. Orencio Monje Vilar (USP)

Prof. MSc. Riseuda Pereira de Souza (UEFS)

Prof. Dr. Roberto Bagattini Portela (Fundação Politécnica - UFBA)

Prof. Dr. George Satander Sá Freire (UFC)

Profa. Dra. Helena Becker (UFC)

Dra. Diolande Ferreira Gomes (UFC)

MSc. Ligia Cláudia Castro de Oliveira (UFC)

Prof. MSc. Ronaldo Gomes Bezerra (UFC)

MSc. Israel César Viana Bonfim (UFC)

MSc. Rosemary Silva Landim Gonçalves (UFC)

Prof. Dra. Tereza Cristina dos Santos Calado (UFAL)

Profa. Dra. Iracilda Maria de Moura Lima (UFAL)

Profa. Dra. Enaide Marinho de Melo Magalhães (UFAL)

MSc. Maria Célia de Andrade Lira (UFAL)

Prof. Dr. Henrique Osvaldo Monteiro de Barros (UFRPE)

Profa. Dra. Maryse Nogueira Paranaguá (UFRPE)

Prof. Dr. Marcos Souto Alves (UFRPE)

Prof. Dr. Mauro Melo Júnior (UFRPE)

MSc. Viviane Almeida (UFRPE)

Prof. Dr. Antônio Expedito Gomes de Azevedo (IFN - UFBA)

Prof. Dr. Alexandre Barreto Costa (IFN - UFBA)

Profa. Dr. Maria do Rosário Zucchi (IFN - UFBA)

MSc. Carolina Roberta Alves de Matos (IFN - UFBA)

Consultores:

Profa. Dra. Eliane Soares de Souza (LENEP - UENF)

Prof. Dr. Jorge Alberto Triguis (LENEP - UENF)

Prof. Dr. Kenneth Lee (Dalhousie University, Halifax, NS, Canadá)

Prof. Dr. Norman Duke (University of Queensland, Brisbane, Austrália)

Prof. Dr. Zendhi Wang (Environment Canada, Ottawa, Canada)

Apoio técnico:

Elinaldo Fonseca Sales (NEA - UFBA)

Irenilda Silva Barros (NEA - UFBA)

Jorge Mário Palma Gomes (NEA - UFBA)

Thiago Leal de Oliveira (NEA - UFBA)

Apoio administrativo:

Sr. Alexsandro Rocha dos Santos (NEA - UFBA)

Sra. Célia Maria Gomes de Santana (NEA - UFBA)

Sr. Cícero Gonçalves da Silva (NEA - UFBA)

Sra. Izabel Biasi (NEA - UFBA)



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

Comissão Editorial

- Prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz (IGEO - UFBA)
- Profa. Dra. Catherine Prost (IGEO - UFBA)
- Profa. Dra. Gisele Mara Hadlich (IGEO - UFBA)
- Prof. Dr. Joil José Celino (IGEO - UFBA)
- Prof. Dr. Jorge Alberto Triguís (LENEP - UENF)
- Profa. Dra. Olívia Maria Cordeiro de Oliveira (IGEO - UFBA)
- Profa. Dra. Solange Maria Costa de Amorim (UEHF - UEFS)



PROAMB

Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos

Sobre os organizadores:

Antônio Fernando de Souza Queiroz

Doutorado em Geologia - Geoquímica do Meio Ambiente - Geoquímica de Manguezais pela Université Louis Pasteur de Strasbourg-França; Mestrado em Geociências - Geoquímica de Manguezais pela Universidade Federal da Bahia (UFBA); Graduação em Geologia pela UFBA. Atualmente é Professor Adjunto do Departamento de Geoquímica do Instituto de Geociências (IGEO) da UFBA, representante do IGEO no Conselho de Ensino Pesquisa e Extensão (CONSEPE/UFBA) e membro da Câmara de Ensino de Pós-Graduação em Pesquisa da UFBA. Membro da Câmara de Assessoramento e Avaliação Científico-Tecnológica na área de Ciências Biológicas e Meio Ambiente da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) - Secretaria de Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado da Bahia. Tem experiência na área de Geociências, atuando principalmente nos seguintes temas: Geoquímica Ambiental, Geoquímica de Manguezais e Recuperação (biorremediação) de Áreas Impactadas por Atividades Petrolíferas.

Contato: Antônio Fernando de Souza Queiroz (e-mail: queiroz@ufba.br)
Universidade Federal da Bahia – Instituto de Geociências – UFBA/IGEO
Núcleo de Estudos Ambientais – NEA
Rua Barão de Geremoabo, s/n, Sala 305A1, Federação
CEP 40170-290, Salvador – Bahia

Joil José Celino

Pós-Doutorado no Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC); Doutorado em Geologia Regional pela Universidade de Brasília (UNB); Especialização em Ensino de Geociências pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP); Mestrado em Geoquímica e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Bahia (UFBA) e graduação em Geologia pela UFBA. Atualmente é professor adjunto do Departamento de Geologia e Geofísica Aplicada do Instituto de Geociências (IGEO) da UFBA. Participante dos Diretórios dos Grupos de Pesquisa do CNPq. Membro do Conselho Editorial e do Conselho Consultivo de revistas e periódicos. Consultor *ad hoc* de Universidades Estaduais. Desenvolve atividades de extensão universitária junto a IES públicas e particulares. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geoquímica, atuando principalmente nos seguintes temas: geoquímica do petróleo, geoquímica inorgânica, geoestatística, avaliação e riscos ambientais e ensino das geociências.

Contato: Joil José Celino (e-mail: joil@ufba.br)
Universidade Federal da Bahia – Instituto de Geociências – UFBA/IGEO
Departamento de Geologia e Geofísica Aplicada
Rua Barão de Geremoabo, s/n, Sala 308C, Federação
CEP 40170-290, Salvador – Bahia



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

Autores:

ADRIANA URURAHY SORIANO
Dra. Engenheira Química
Centro de Pesquisas da Petrobras (CENPES),
Gerência de Biotecnologia e Tratamentos
Ambientais (BTA). Av. Horácio Macedo, 950
– Cidade Universitária, Ilha do Fundão. CEP
21941-915
Rio de Janeiro, RJ.
adrianasoriano@petrobras.com.br

ALAN MARTINS DE CASTRO
Engenheiro Ambiental
Faculdade de Tecnologia e Ciências (FTC),
Depto. Engenharia Ambiental. Av. Luís Viana
Filho, 8812.
CEP 41741-590 Salvador, BA
alan_castro10@hotmail.com

ALEXANDRE BARRETO COSTA
Dr. Física
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Física, Centro de Pesquisa em Geofísica e
Geologia. CEP 40170-115 Salvador, BA
abc@ufba.br

ANDRÉ GIL SALES DA SILVA
MSc. Biologia
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais –
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57051-090 CEP 57021-090 - Maceió, AL
andrebiomaceio@yahoo.com

ANTONIO CARLOS BLOISE
Dr. Física
Universidade de São Paulo, Instituto de Física
de São Carlos. CP 369. CEP 13560-970 São
Carlos, SP
acbloise@ifsc.usp.br

ANTONIO EXPEDITO GOMES
AZEVEDO
Dr. Física
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Física, Centro de Pesquisa
em Geofísica e Geologia. CEP 40170-
115 Salvador, BA
expedito@ufba.br

ANTÔNIO FERNANDO DE SOUZA
QUEIROZ
Dr. Geoquímica do Meio Ambiente
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Geociências, Núcleo de
Estudos Ambientais. Av. Barão de
Geremoabo, s/n., sl. 314A
CEP 40170-290 Salvador, BA
queiroz@ufba.br

BÁRBARA LUANA FERREIRA
MÂCEDO
Engenheira Ambiental
Faculdade de Tecnologia e Ciências
(FTC), Depto. Engenharia Ambiental.
Av. Luís Viana Filho, 8812. CEP
41741-590 Salvador, BA
bmacedo11@yahoo.com.br

BÁRBARA ROSEMAR
NASCIMENTO DE ARAÚJO
Dra. Biologia
Governo do Estado da Bahia, Secretaria
de Educação, Escola Alfredo
Magalhães – Rua Ipirá, s/n. CEP
41940-230 Salvador, BA
brosemar@ig.com.br

CÁSSIA REGINA DE ELIAS ONOFRE
MSc. Geoquímica e Meio Ambiente
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Núcleo de Estudos Ambientais,
Laboratório de Estudos do Petróleo
(LEPETRO). Av. Barão de Geremoabo, s/n.,
sl. 314A CEP 40170-290 Salvador, BA.
cassiam@click.com.br

MARIA CÉLIA DE ANDRADE LIRA
Bióloga
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57021-090 - Maceió, AL
liracelia@ig.com.br

CLÁUDIA DA SILVA LEÃO
MSc. Geoquímica Ambiental
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Núcleo de Estudos Ambientais.
Av. Barão de Geremoabo, s/n., sl. 314A
CEP 40170-290 Salvador, BA
claudiasleao@zipmail.com.br

EDUARDO RIBEIRO DE AZEVEDO
Dr. Física
Universidade de São Paulo, Instituto de Física
de São Carlos. CP 369. CEP 13560-970 São
Carlos, SP
azevedo@ifsc.usp.br

ELIANE MARIA DE SOUZA NOGUEIRA
Dra. Biologia
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57021-090 Maceió, AL.
emsnogueira@gmail.com

ENAIDE MARINHO DE MELO
MAGALHÃES
Dra. Biologia
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57021-090- Maceió, AL
enaidemmm@gmail.com

GISELE MARA HADLICH
Dra. Geografia
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Geociências, Núcleo de
Estudos Ambientais. Av. Barão de
Geremoabo, s/n., sl. 314A CEP 40170-
290 Salvador, BA.
gisele@ufba.br

HENRY XAVIER CORSEUIL
Dr. Engenharia Ambiental
Universidade Federal de Santa
Catarina, Depto. de Engenharia
Sanitária e Ambiental, Laboratório de
Remediação de Águas Subterrâneas
(REMAS). Campus Universitário, CP
476. CEP 88010-970 Florianópolis, SC
corseuil@ens.ufsc.br

IARA BRANDÃO DE OLIVEIRA
Dra. Engenharia Ambiental
Universidade Federal da Bahia, Escola
Politécnica, Depto. de Engenharia
Ambiental. Rua Aristides Novis, 02.
CEP 40210-630 Salvador, BA
oliveira @ufba.br

ISA GUIMARÃES VEIGA
MSc. Geologia
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, Laboratório de Engenharia
e Exploração de Petróleo (LENEP).
Rod. Amaral Peixoto, Km 163 - Av.
Brenand s/n, Imboassica - CEP 27925-
310 Macaé, RJ
isa.veiga@gmail.com

JEANE FRANCO DE ARAÚJO
MSc. Informática Médica
Faculdade Ruy Barbosa. Rua
Theodomiro Batista, 422.
CEP 41940-320 Salvador, BA
jeane@ufba.br

JOIL JOSÉ CELINO
Dr. Geologia Regional
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Geociências, Núcleo de
Estudos Ambientais. Av. Barão de
Geremoabo, s/n., sl. 314A CEP 40170-
290 Salvador, BA
joil@ufba.br

JORGE ALBERTO TRIGÜIS

Dr. Geologia
Universidade Estadual do Norte Fluminense,
Centro de Ciências e Tecnologias
Agropecuárias, Laboratório de Engenharia e
Exploração de Petróleo (LENEP).
Rod. Amaral Peixoto, Km 163 - Av. Brenand
s/n, Imboassica. CEP 27925-310 Macaé, RJ
triguais@ufba.br

JOSÉ MARTIN UCHA

Dr. Geologia
Centro Federal de Educação Tecnológica da
Bahia - CEFET-BA. Rua Emídio dos Santos,
s/n. CEP 40300-010 Salvador, BA.
ucha@cefetba.br

KARINA SANTOS GARCIA

MSc. Geoquímica Ambiental
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Núcleo de Estudos Ambientais,
Laboratório de Estudos do Petróleo
(LEPETRO). Av. Barão de Geremoabo, s/n.,
sl. 314A CEP 40170-290 Salvador, BA
garciaaks@ufba.br

LILIANE SIBILA SCHMAEDECKE

TONIAL - Bióloga
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57021-090 Maceió, AL
leetonial@gmail.com

LÚCIA LÁZARO TAVARES

Química
Centro de Pesquisas da Petrobras (CENPES),
Gerência de Relacionamento com a
Comunidade de Ciência e Tecnologia (RCT).
Ilha do Fundão, s/n.- Quadra 7 – CEP 21941-
598 Rio de Janeiro, RJ
lucialt@petrobras.com.br

**MARCO ANTONIO BARSOTTELLI
BOTELHO**

Dr. Geofísica
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Depto. de Geofísica Aplicada.
Rua Barão de Geremoabo s/n, 312C. CEP
40170-190 Salvador, BA
botelho@cpgg.ufba.br

MARIA DO ROSÁRIO ZUCCHI

Dra. Física
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Física, Centro de Pesquisa
em Geofísica e Geologia. CEP 40170-
115 Salvador, BA
maria.zucchi@univasf.edu.br

MARILDA FERNANDES

Dra. Química Analítica
Universidade Federal de Santa
Catarina, Laboratório de Remediação
de Águas Subterrâneas (REMAS).
Campus Universitário, CP 476. CEP
88010-970 Florianópolis, SC
marilda@ens.ufsc.br

MIRIAM DE FATIMA CARVALHO

Dra. Geotecnia
Universidade Católica do Salvador,
Escola de Engenharia. Av. Prof. Pinto
de Aguiar, 2589. CEP 41710-000
Salvador, BA
miriam@ucsal.br

OLGA MARIA FRAGUEIRO OTERO

Dra. Geologia
Faculdade de Tecnologia e Ciências
(FTC), Depto. Engenharia Ambiental.
Av. Luís Viana Filho, 8812. CEP
41741-590 Salvador, BA
otero.ssa@ftc.br

**OLÍVIA MARIA CORDEIRO DE
OLIVEIRA**

Dra. Geoquímica Ambiental
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Geociências, Núcleo de
Estudos Ambientais. Av. Barão de
Geremoabo, s/n., sl. 314A CEP 40170-
290 Salvador, BA
olivia@ufba.br

RITA MARIA WESTE NANO

Dra. Química
Centro Federal de Educação
Tecnológica da Bahia - CEFET-BA.
Rua Emídio dos Santos, s/n. CEP
40300-010 Salvador, BA.
ritanano@cefetba.br

RONALDO MONTENEGRO BARBOSA
Dr. Geoquímica
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Núcleo de Estudos Ambientais.
Av. Barão de Geremoabo, s/n., sl. 314A CEP
40170-290 Salvador, BA
ronaldo@ufba.br

SANDRO LEMOS MACHADO
Dr. Geotecnia
Universidade Federal da Bahia, Escola
Politécnica, Depto. de Engenharia Ambiental.
Rua Aristides Novis, 2. CEP 40210-630
Salvador, BA
smachado@ufba.br

TEREZA CRISTINA DOS SANTOS
CALADO
Dra. Zoologia
Universidade Federal de Alagoas, Instituto de
Ciências Biológicas e da Saúde, Laboratórios
Integrados de Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade, 452.
CEP 57021-090 Maceió, AL
terezacalado@gmail.com

THAÍS MURCE MENDES DA SILVA
Eng. Química
Centro de Pesquisas da Petrobras (CENPES),
Programa Tecnológico de Mudanças
Climáticas (PROCLIMA). Ilha do Fundão,
s/n. Q. 7 CEP 21941-598 Rio de Janeiro, RJ
tmurce@petrobras.com.br

TIAGO COSTA DOURADO
MSc. Geofísica
Universidade Federal da Bahia, Instituto de
Geociências, Depto. de Geofísica Aplicada.
Rua Barão de Geremoabo s/n, 312C.
CEP 40170-190 Salvador, BA
tcd@cpgg.ufba.br

TITO JOSÉ BONAGAMBA
Dr. Física
Universidade de São Paulo, Instituto de Física
de São Carlos. CP 369.
CEP 13560-970 São Carlos, SP
tito@ifsc.usp.br

VERA LUCIA CANCIO SOUZA
SANTOS
Dra. Química
Universidade Federal da Bahia,
Instituto de Química. CEP 40.170-290
Salvador, BA
veralucia@ufba.br

WILLIAM FERNANDES DE
ARAÚJO BARBOSA
Biólogo
Universidade Federal de Alagoas,
Instituto de Ciências Biológicas e da
Saúde, Laboratórios Integrados de
Ciências do Mar e Naturais
(LABMAR). Rua Aristeu de Andrade,
452. CEP 57021-090 Maceió, AL
barbosawfa@gmail.com



PROAMB

Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos

Apresentação

A crescente preocupação com o meio ambiente é o foco principal desta obra concebida e estruturada pela experiência de quase uma década exercida e desenvolvida na Baía de Todos os Santos (BTS). Os capítulos correspondem à apresentação de resultados técnico-científicos desenvolvidos no âmbito do Projeto Cooperativo PROAMB - Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes Impactados por Atividades Petrolíferas, o qual faz parte, juntamente com os Projetos Cooperativos BIOPETRO, BAPPD e RELINE, da Rede RECUPETRO – Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas, iniciada em 2001 em atendimento ao Edital FINEP-CTPetro-CNPq 03/2001.

Os principais elementos focalizados neste trabalho são:

- aspectos filosóficos/teóricos, indicando as intenções dos autores;
- aspectos metodológicos, explicitando a perspectiva delineada em cada parte; e os
- aspectos investigativos determinados e a abordagem interpretativa sobre o conjunto dos dados.

As etapas de abordagem possuem direção definida, pois vão de elementos mais abrangentes da avaliação de ambientes na BTS para os específicos de cada substrato e/ou contaminante, sendo organizado em quatro partes, descritas a seguir.

PARTE 1 - Ecossistemas Costeiros e Estuarinos - aborda assuntos sobre o “meio” relacionando os ecossistemas, a exemplo dos manguezais, ecossistemas costeiros e dos apicuns, o que possibilita a compreensão de que o meio ambiente não pode ser bem entendido sem que se tenha clareza da sua história, significado e do conjunto de fatores significativos que o influenciam. Isto nada mais é do que buscar o sentido da prática de conservação ambiental para o meio no qual está inserido.

PARTE 2 - As Redes Cooperativas de Meio Ambiente – trata, em primeiro momento, dos aspectos inerentes à gestão do Projeto Cooperativo PROAMB, sua história, formas de gestão administrativa e técnica; em seguida aborda a temática da gestão de Redes Cooperativas de Meio Ambiente, na tentativa de estabelecer o bom gerenciamento e relacionamento do sistema científico-tecnológico com setores produtivos da sociedade.

PARTE 3 - Investigação do Substrato e do Contaminante - revela diversos aspectos relacionados com a qualidade ambiental do substrato e as ferramentas geoquímicas e geofísicas adotadas num contexto de preparação contínua de nós mesmos para enfrentar as constantes mudanças do meio ambiente. Procurou-se também, em algumas situações, avaliar e identificar contribuições naturais e antrópicas de hidrocarbonetos de petróleo.

PARTE 4 – Diversidade Biológica – versa sobre os organismos dos ecossistemas da BTS (mangue, crustáceos, zôo e fitoplâncton), desvendando aspectos ecológicos e biogeoquímicos relacionados a comunidades biológicas de relevante importância para o conjunto de ecossistemas da BTS.

Este trabalho é elaborado tendo em vista uma retrospectiva da atividade científica e profissional: uma profunda reflexão sobre o meio ambiente com base na interação substrato e contaminante, sua aplicação prática, uma avaliação dos resultados obtidos e um sumário das perspectivas.

Assim como o conteúdo define a proposta científica, a avaliação deverá estar a serviço desta proposta. Com isso fecha-se um ciclo, mas não se encerra o processo, levando-nos a uma constante busca pelo elo homem – ambiente.

Salvador, agosto de 2008.

Joil José Celino
Coordenador Geral do PROAMB

Antônio Fernando de Souza Queiroz
Coordenador Geral da Rede RECUPETRO



PROAMB

Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos

Prefácio

A Baía de Todos os Santos tem mais do que uma história gloriosa, desde quando era o maior entreposto comercial do Brasil Colônia, até tornar-se último bastião da Coroa Portuguesa no Brasil, expulsos no 2 de julho de 1823. Com aproximadamente 1.100 km² de superfície e um perímetro recortado de quase 200 km, abriga mais de trinta e cinco ilhas e ilhotas. Ao seu redor estão localizados quinze municípios e inúmeros aglomerados urbanos. Dentre esses municípios, Salvador, capital do Estado da Bahia, possui um lugar de destaque, não somente por seus atributos culturais, artísticos e turísticos, mas também pelo contingente populacional que congrega, de quase 3 milhões de habitantes.

Durante os mais de cinco séculos depois de seu reconhecimento e apropriação pelas expedições portuguesas que aqui começavam a chegar nos 1500, a região que circunda a Baía de Todos os Santos (BTS) desenvolveu-se economicamente com base em ciclos extrativistas. Dessa forma, se sucederam, ou em algumas épocas coexistiram, os ciclos do pau-brasil, da cana-de-açúcar, da pesca da baleia, do fumo, da farinha de mandioca. Em passado mais recente, importantes processos industriais se instalaram ao redor dessa baía, a exemplo de produção têxtil, petrolífera, de transformação e petroquímica. Não deve ser esquecido, ainda, pelas características ambientais desse belo corpo d'água, o seu potencial turístico, que vem se consolidando como um dos mais importantes segmentos econômicos viáveis para o seu desenvolvimento sustentável.

Todos esses processos, que conduzem a valores economicamente ativos, entretanto, trazem um custo para o meio ambiente. Eles podem ser, e muitas vezes o são, ecodegradores, pois podem afetar todos os compartimentos ambientais: ar, água, solo e, conseqüentemente, todos os elementos da biota que habitam áreas de influência direta ou indireta desse importante corpo hídrico.

Com a presente iniciativa, a Universidade Federal da Bahia, através do seu Instituto de Geociências, a Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas – RECUPETRO, e mais particularmente o Grupo de Pesquisadores do Projeto Cooperativo PROAMB (Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes Impactados por Atividades Petrolíferas), trazem, neste livro, a justa pretensão de contribuir para a disponibilização de material bibliográfico nacional de qualidade.

Coletânea coordenada pelos Professores Antônio Fernando de Souza Queiroz e Joil José Celino, ambos do IGEO/UFBA, esta obra situa-se num contexto contemporâneo de avaliação crítica de territórios a partir de matrizes múltiplas, com abordagens

interdisciplinares. Compreende uma coleção de trabalhos científicos que trazem importantes informações relacionadas a aspectos ambientais avaliados em regiões de influência direta para a Baía de Todos os Santos. Assim, assuntos como manguezais, apicuns, diversidade biológica e até mesmo estudos relacionados com hidrocarbonetos provenientes de atividades petrolíferas, incluindo reflexivamente o próprio modelo de gestão de redes cooperativas que estudam a BTS, são abordados com a intenção de estabelecer marco teórico, metodológico e operacionais para outros estudos relacionados a essas temáticas e outras temática similares, fundamentais para o desenvolvimento sustentado da região e do nosso País.

Salvador – Bahia – agosto de 2008

Naomar de Almeida Filho
Reitor da UFBA



PROAMB

Avaliação de ambientes na
Baía de Todos os Santos: aspectos
geoquímicos, geofísicos e biológicos

Sumário

RESUMOS	19
PARTE 1 – Ecossistemas costeiros e estuarinos	37
CAPÍTULO 1 - Manguezais e ecossistemas estuarinos da Baía de Todos os Santos	39
CAPÍTULO 2 - Apicuns na Baía de Todos os Santos: distribuição espacial, descrição e caracterização física e química	59
PARTE 2 – As redes cooperativas de meio ambiente	73
CAPÍTULO 3 - Gestão do projeto cooperativo PROAMB no âmbito da RECUPETRO	75
CAPÍTULO 4 - Modelo de gestão das redes cooperativas de meio ambiente	89
PARTE 3 – Investigação do substrato e do contaminante	99
CAPÍTULO 5 - Valores de referência para metais traço nos sedimentos de manguezais da Baía de Todos os Santos	101
CAPÍTULO 6 - Valores orientadores para hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em água e sedimentos de manguezais na Baía de Todos os Santos	115
CAPÍTULO 7 - Sulfetos voláteis acidificados (SVA) e metais extraídos simultâneos (MES) em sedimentos de manguezais da Baía de Todos os Santos	134
CAPÍTULO 8 - Hidrocarbonetos saturados em sedimentos de manguezais na área norte da Baía de Todos os Santos	149
CAPÍTULO 9 - Caracterização da matéria orgânica de sedimentos da Baía de Todos os Santos	173
CAPÍTULO 10 - Uso do GPR no diagnóstico ambiental de áreas impactadas por atividades petrolíferas	188

PARTE 4 – Diversidade biológica	211
CAPÍTULO 11 - Biogeoquímica de folhas de <i>Avicennia schaueriana</i> (Avicenniaceae) na área norte da Baía de Todos os Santos	213
CAPÍTULO 12 – Metais traço no ecossistema manguezal da Baía de Aratu	233
CAPÍTULO 13 - Diversidade de Crustacea Decapoda e Stomatopoda de áreas impactadas por atividades petrolíferas na Baía de Todos os Santos	246
CAPÍTULO 14 - Comunidade zooplanctônica da Baía de Todos os Santos	271
CAPÍTULO 15 - Diversidade fitoplanctônica na zona litorânea da Baía de Todos os Santos	279

RESUMOS

CAPÍTULO 1

MANGUEZAIS E ECOSSISTEMAS ESTUARINOS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Antônio Fernando de Souza Queiroz & Joil José Celino

O Brasil possui uma das maiores faixas litorânea do mundo, apresentando diversos estuários, baías, cabos, enseadas e penínsulas, com grande potencial turístico e econômico. O manguezal constitui um dos ecossistemas costeiros, que ocorre na região do estuário, característico de regiões tropicais e subtropicais, sofrendo influência direta do regime das marés. A Bahia apresenta aproximadamente 932 km de litoral e uma área média de 100 mil hectares ocupada por manguezais. A Baía de Todos os Santos (BTS) é uma reentrância costeira, inserida na microrregião do Recôncavo Baiano, sendo considerada a maior e mais importante baía navegável da costa tropical do Brasil; a Baía do Iguape constitui uma das baías internas da BTS e a baía de Aratu está localizada na faixa costeira da Região Metropolitana de Salvador. O melhor conhecimento dos ecossistemas estuarino, costeiro e de manguezal na BTS, contribui para uma melhor atuação de avaliação e monitoramento ambiental diante da realidade imposta pelas atividades econômicas.

Palavras-chave: manguezal, estuário, Bahia.

Mangroves and estuarine ecosystem of the Todos os Santos Bay

Brazil has one of the largest coastal tracks of the world, presenting several estuaries, bays, cables, inlets and peninsulas, with great touristic and economic potential. The mangrove is one of the coastal ecosystems, which occurs in the estuary, characteristic of tropical and subtropical regions, under direct influence of the tides system. The State of Bahia, presents approximately 932 km of coastline and an average area of 100 thousand hectares occupied by mangroves. The Todos os Santos Bay (TSB) is a coastal reentrance, hosted by micro-region of the Recôncavo Baiano and is considered the largest and most important traversable bay of the tropical coast of Brazil; the Iguape Bay is one of the bays of the TSB and the Aratu Bay, is located in the coastline of the metropolitan area of Salvador. The better understanding of estuarine ecosystems, and coastal mangrove in the TSB, contributes to a better performance of assessment and environmental monitoring, facing the reality imposed by economical activities.

Key-words: mangrove, estuary, Bahia.

CAPÍTULO 2

APICUNS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS: DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL, DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

Gisele Mara Hadlich, José Martin Ucha, Joil José Celino

Os apicuns são áreas planas de elevada salinidade ou acidez, localizadas na região de supra-maré e desprovidas de vegetação ou com vegetação rasa; estão necessariamente associados a manguezais e são encontrados nas regiões intertropicais em todo o mundo. Na Baía de Todos os Santos – BTS os manguezais e apicuns ocupam, respectivamente, 177,6 km² e 10,2 km². A distribuição dos apicuns é irregular, não ocorrendo em todas as áreas de manguezais encontradas. Fotografias aéreas das últimas décadas mostram a estabilização de alguns apicuns, o recuo de outros devido ao avanço de manguezal, e a sua ocupação pela carcinicultura. A abertura de perfis nos apicuns evidenciou a presença de um pacote sedimentar de granulometria mais grosseira recobrimdo sedimentos antigos de manguezais, de coloração escura e com presença de raízes em decomposição; níveis com conchas podem ser encontrados em profundidade, determinando aumento de pH. Pedologicamente trata-se de um perfil de solo enterrado. Na transição apicum-manguezal observa-se a presença de troncos mortos em superfície, comprovando o assoreamento local. No apicum, em período seco, a salinidade é maior e pode ultrapassar 100 em superfície; no período de chuvas, é menor, e os valores aumentam em profundidade. A presença de água doce remove o excesso de sais, possibilitando o avanço da vegetação. O complexo sortivo aumenta significativamente no apicum em relação às encostas e, ao que se refere ao Mg e Na, também em relação ao manguezal. Os apicuns evoluem a partir da interação entre erosão das encostas, de condições hidrológicas que envolvem o movimento das marés e do aporte de água doce.

Palavras-chave: manguezal, apicum, planícies hipersalinas.

Supra-tidal salt flats associated to mangroves of the Todos os Santos Bay: spatial distribution, description and physical and chemical characterization.

“Apicuns” are plain areas of elevated salinity or acidity, localized on the supra-tidal regions and with none or almost no vegetation; they are necessarily associated to mangroves and can be found on inter-tropical zones of the world. In Todos os Santos Bay – TSB, the mangroves and apicuns occupies, respectively, 177,6 km² e 10,2 km². The apicuns’ distribution is irregular, not occurring in all of the mangroves. Air photographs of the last decades show the stabilization of some apicuns, the recoil of others due to the progress of the mangroves and the occupation of the apicuns for the shrimp culture. The excavation on the apicuns revealed the presence of a sedimentary pack of thicker granulometry recovering antique mangrove sediments, dark colored and with the presence of roots in process of decomposition; some deeper levels with shells can be found, determining the raise of the pH. Pedologically means a buried soil layer. On the apicum-mangrove transition it is observed the presence of dead trunk of the surface, proving the local silt up. The salinity of the apicuns, on dry times, is higher and can pass 100 on the surface; on the rainy times, it is lower, and the values increase with deepness. The presence of fresh water removes the excess of salts, enabling the advance of the vegetation. The absorption complex gets higher significantly in the apicum in relation to the hills and, referring to Mg and Na, also in relation to mangroves. The “apicuns” evolve from the erosion of the hills, buried mangroves; erosive processes associated to hydrological conditions like the movement of the tides and the input of fresh water determine the evolution of the apicuns and it’s relation to the mangroves and adjacent hills.

Key-words: mangrove, supra-tidal salt flats associated to mangroves, hipersaline supratidal flats.

CAPÍTULO 3

GESTÃO DO PROJETO COOPERATIVO PROAMB – PROTOCOLOS DE AVALIAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES IMPACTADOS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS – NO ÂMBITO DA REDE COOPERATIVA EM RECUPERAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS – RECUPETRO

*Joil José Celino, Antônio Fernando de Souza Queiroz,
Gisele Mara Hadlich, Jeane Franco de Araújo*

O PROAMB está embasado na relação interinstitucional construída entre o Núcleo de Estudos Ambientais (NEA), criado em 1993 no Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia, e diferentes Centros de Pesquisa da Região Nordeste do Brasil. O PROAMB reúne capacidades instaladas em diversos centros de pesquisa (UFBA, UCSal, FTC, UFAL, UFRN, UFRPE e UFC), além da experiência do grupo do Laboratório de Engenharia e Exploração de Petróleo (LENEP) da Universidade Estadual Norte Fluminense (UENF). Para o gerenciamento do PROAMB está estabelecido um Grupo de Gestão, presidido pelo Coordenador do Projeto e composto pelos Coordenadores dos Sub-Projetos, com a participação de consultores internos e externos. As principais etapas são: planejamento, seleção e priorização de projetos; provisão de recursos; execução dos projetos. Deverá estar inserido dentro desse contexto o comprometimento, nível de envolvimento e contribuição; dinâmica e funcionamento e convergência de interesses diversificados. A criação do Banco de Dados (BD) – RECUPETRO, contendo informações geradas através da coleta de dados, traz benefícios como: concentrar as informações por áreas, possibilitar a obtenção de pesquisas por critérios de maior relevância, realizar o levantamento de dados estatísticos e posteriormente a identificação de áreas em um mapa. Desenvolve-se a avaliação dos projetos e indicadores de acompanhamento de projetos, assim como o programa de treinamento e capacitação.

Palavras-chave: gestão, PROAMB, banco de dados.

Management of the PROAMB Cooperative Project (Protocols of Evaluation and Rehabilitation of Impacted Environments by Petroleum Activities) under the cooperative network on recovery of contaminated areas by petroleum activities - RECUPETRO

The PROAMB is based on the built in relationship between the Core of Environmental Studies (NEA), created in 1993 at the Institute of Geosciences of the Federal University of Bahia and different Research Centers of the Northeast Region of Brazil. The PROAMB puts together capacities installed in various centers of research (UFBA, UCSal, FTC, UFAL, UFRN, UFRPE and UFC), and the experience of the group of the Laboratory of Engineering and Exploration of Oil (LENEP) of the North Fluminense State University (UENF). The management of PROAMB is established by Management Group, chaired by the Coordinator of the Project and composed by the coordinators of the Sub-Projects, with the participation of internal and external consultants. The main steps are: planning, selection and prioritization of projects, provision of resources; execution of the projects. They should be inserted within this context the commitment, level of involvement and contribution; and dynamic operation and convergence of diverse interests. The creation of the Database (BD) - RECUPETRO containing information generated through the collection of data brings benefits as: to concentrate the information by area, to enable the attainment of researches by criteria of greater relevance, to enable survey of statistical data and then the identification of areas on a map. It also develops the evaluation of projects and indicators for monitoring of projects as well as the program of training and capacity building.

Key-words: management, PROAMB, database.

CAPÍTULO 4

MODELO DE GESTÃO DAS REDES COOPERATIVAS DE MEIO AMBIENTE

Adriana Ururahy Soriano, Thaís Murce Mendes de Silva, Lúcia Lázaro Tavares

A geração do conhecimento em redes tende a ser um caminho para a pesquisa no mundo de hoje. Entretanto, para avaliar os resultados das associações em rede e maximizar os efeitos positivos de suas interações, faz-se necessária a adoção de práticas de gestão, que estabeleçam não apenas a forma de funcionamento do sistema científico-tecnológico desenvolvido, mas que também possibilitem a mensuração dos benefícios gerados pelo mesmo. Dentre outras Redes de Conhecimento, a Petrobras vem apoiando, junto à FINEP e através do CT-PETRO, as Redes Cooperativas de Meio Ambiente. Face ao elevado potencial de geração e aplicação do conhecimento na área ambiental, tais redes foram focos de discussão e elaboração de um modelo de gestão, atividades que contaram com o esforço de todas as partes envolvidas. O capítulo sintetiza este esforço e apresenta Modelo de Gestão proposto, que contempla: o olhar dos diferentes atores envolvidos, o sistema de *governança*, o macro-fluxo das redes, os seus objetivos e, finalmente, o processo e a metodologia de acompanhamento dos resultados gerados.

Palavras-chave: redes, meio ambiente, modelo de gestão.

Cooperative Networks of Environment Management Models

The generation of knowledge in networks is a tendency in the research nowadays. Nevertheless, to analyze the results of network associations and maximize their effects, it is necessary de adoption of management practices, which should be able to establish rules and standards, as well as to allow the technical-scientific performance evaluation.

The Brazilian Petroleum Company – Petrobras, in association with FINEP, is supporting The Cooperative Environmental Network, among others knowledge networks. Due to their high potential of knowledge generation and application in the environmental area, those networks were focused during the discussion and establishment of a network management model. Those activities were accomplished by all stakeholders.

This work summarizes all the effort made and presents the network management model proposed. This model comprises: the stakeholders vision, the governance system, a network macro-flux, the objectives of cooperative networks and, finally, the process and the methodology of their performance monitoring.

Keywords: network, environment, management model

CAPÍTULO 5

VALORES DE REFERÊNCIA PARA METAIS TRAÇO NOS SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS.

Olga Maria Fragueiro Otero, Ronaldo Montenegro Barbosa, Antônio Fernando de Souza Queiroz, Alan Martins de Castro, Bárbara Luana Ferreira Macedo

Os sedimentos de manguezal foram utilizados como um sensível indicador, temporal e espacial, para o monitoramento de contaminantes do ambiente estuarino e estabelecimento de valores de referência. A poluição por metais traço é um dos tipos mais importantes, podendo-se concentrar nesse ambiente. Este pode ser considerado como um compartimento de acumulação de várias espécies de poluentes, a partir da coluna d'água, por suas capacidades de sorção e acumulação. A Baía de Todos os Santos (BTS) constitui um ambiente estuarino-lagunar típico, apresentando remanescentes da Mata Atlântica e ecossistemas associados com manguezais, restingas e áreas úmidas. Na BTS a amostragem foi realizada em sedimentos de manguezal nas regiões de Iguape, Jaguaripe e Maragojipe. Os resultados obtidos mostram uma tendência para a elevação dos teores dos metais com o aumento do ferro, argila e matéria orgânica. A concentração desses teores pode ser influenciada pelas contribuições antrópicas. Os conhecimentos gerados neste trabalho permitirão a tomada de ações mais adequadas, utilizando-se os valores de referência, na recuperação de áreas contaminadas.

Palavras-Chave: metais traço; sedimento; valores de referência.

Trace Metals Reference Values in Mangrove Sediments of the Todos os Santos Bay.

The sediments of mangrove were used as sensitive time and space indicator, for the monitoring of environmental contaminants estuarine and establishment of reference standard values. The pollution from heavy metals is one of the most important types and can be concentrated in that environment. This may be regarded as an accumulation compartment of various kinds of pollutants, from the water column, due to their sorption and accumulation ability. The Todos os Santos Bay (TSB) is a typical lagoon-estuarine environment, showing remnants of the Atlantic Forest and ecosystems associated with mangroves, sandbanks and wetlands. In TSB the sampling was conducted in sediments of mangrove in the regions of Iguape, Jaguaripe and Maragojipe. The results show a trend towards raising the levels of metals with the increase of iron, clay and organic matter. The concentration of these levels can be influenced by human contributions. The knowledge generated in this work will allow the taking of actions more appropriate, using the reference standards values, the rehabilitation of contaminated areas.

Keywords: trace metal; sediment; reference values.

CAPÍTULO 6

VALORES ORIENTADORES PARA HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM ÁGUA E SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Joil José Celino, Henry Xavier Corseuil, Jorge Alberto Trigüis, Marilda Fernandes

A Baía de Todos os Santos (BTS) mescla características dos demais setores costeiros, apresentando atividades portuárias, ocupação urbana em considerável extensão e crescente atividade turística e seus respectivos impactos sobre a qualidade ambiental. Contaminantes orgânicos tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) podem entrar no ambiente marinho a partir de diferentes fontes incluindo enxurradas de rio, precipitação atmosférica, emissários de esgotos e transportes marítimos. Os valores de referência foram obtidos a partir de análises estatísticas descritivas e multivariadas dos dados analíticos de HPAs e outros parâmetros determinados em amostras dos sedimentos e água da BTS, coletadas em áreas sem influências antropogênicas. No intuito de avaliar o quanto a água e os sedimentos da BTS poderiam causar efeitos tóxicos, os níveis de HPAs foram comparados com os valores (ER-L e ER-M) desenvolvidos pelo US NOAA e os valores aqui sugeridos para alerta e intervenção. As mais altas concentrações da Σ HPAs encontradas nos sedimentos e águas estão muito abaixo daqueles valores do ER-L (4000ng.g^{-1}) assim como dos valores de alerta sugeridos. Um problema freqüentemente encontrado, quando do uso de valores orientadores numéricos pré-estabelecidos, é saber como lidar com as condições específicas de cada local, que é único em suas características devido ao tipo de contaminante, propriedades e uso do solo e situação hidrogeológica. Durante o período de vigência da aplicação dos valores orientadores para a BTS pretende-se dar continuidade para validação dos mesmos, expansão da lista de contaminantes e atualização de metodologias do cenário internacional. Ao término deste período, será realizada uma avaliação para estabelecer a forma final de sua instrumentalização.

Palavras-Chave: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA); água superficial; sedimento.

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Guiding Values in the Water and Mangrove Sediments of the Todos os Santos Bay

The Todos os Santos Bay (TSB) blend characteristics of other coastal sectors, giving port activities, urban occupation in a considerable extent and growing tourist activity and their impacts on environmental quality. Organic contaminants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) may enter in the marine environment from various sources including river runoff, atmospheric precipitation, emissaries of sewage and marine shipping. The reference values were obtained from descriptive statistics and multivariate analyses of data from analytical HPAs and other parameters determined in sediment and water samples of TSB, collected in areas without anthropogenic influences. In order to assess how the water and sediments in TSB could have toxic effects, levels of HPAs were compared with the values (ER-L and ER-M) developed by the U.S. NOAA and the values here suggested for warning and intervention. The highest concentrations of Σ HPAs found in the sediment and water are far below those values of the RS-L (4000ng.g^{-1}) as well as the alert values suggested. A problem often found when the use of pre-established numerical guiding values, is how to deal with the specific conditions of each site, which is unique in its characteristics due to the type of contaminant, properties and land use and hydrogeological situation. During the period of the implementation of the guiding values for the BTS it is pretended to provide continuity for the validation of them, to expand the list of contaminants and to upgrade methodologies of the international scene. At the end of this period, an evaluation will be conducted to establish the final shape of the instrumentation.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); surface water; sediment.

CAPÍTULO 7

SULFETOS VOLÁTEIS ACIDIFICADOS (SVA) E METAIS EXTRAÍDOS SIMULTÂNEOS (MES) EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Cássia Regina de Elias Onofre, João Lamarck Argôlo (in memorian), Joil José Celino, Antônio Fernando de Souza Queiroz, Rita Maria Weste Nano

A distribuição espacial de Sulfetos Voláteis em Ácido (SVA) e Metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) Extraídos Simultaneamente (MES) foi determinada no substrato lamoso do sedimento de manguezal da região de São Francisco de Conde (SFC) e Madre de Deus (MD), situados na porção norte da Baía de Todos os Santos. Foram escolhidas quatro estações, em um total de 25 pontos de coleta, em zona urbana, industrial e portuária. Os testes estatísticos aplicados mostraram não haver diferença estatística entre as estações. O SVA foi extraído do sedimento anaeróbico com ácido clorídrico 1 mol.L⁻¹, a frio, e os metais bivalentes liberados durante este tratamento são referidos como metais extraídos simultaneamente (MES). Com objetivo de entender os processos referentes à biodisponibilidade dos metais em associação com os sulfetos, foram determinados os parâmetros físico-químicos da água superficial, assim como frações granulométricas, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio total, metais traço. Comparando-se esses resultados com valores de referência internacionais (*National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA e Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines*) verificou-se estarem abaixo dos valores estabelecidos e com àqueles encontrados em outras regiões (do Brasil e do mundo). Encontrou-se ainda, valores <1 para a relação $\sum[MES]/[SVA]$, sugerindo a não biodisponibilidade desses metais. Estes resultados indicam que os teores dos metais estão em níveis correspondentes àqueles que não devem apresentar efeitos adversos à biota, exceto aos organismos bentônicos que ingerem partículas.

Palavras-Chave: biodisponibilidade, sedimento; metais.

Acid-Volatile Sulfides and Simultaneous Extracted Metals in Mangrove Sediments from the Todos os Santos Bay

The spatial distribution of acid volatile sulfides (AVS) and the simultaneously extracted metals (SEM) such as Cd, Cu, Pb, Ni, and Zn was examined in the mangrove sediments of São Francisco do Conde (SFC) and Madre de Deus (MD), both areas located in the BTS. Four stations were established taking into account the existing urban, industrial, and port activities nearby the sampling sites. Statistical analysis showed that there are no significant differences among the stations. The AVS are extracted from the anaerobic sediment at room temperature using hydrochloric acid at 1.0 mol L⁻¹ and the bivalent metals released during this treatment are referred to as simultaneously extracted metals (SEM). The processes relative to the bioavailability of metals in association with sulfides, were also correlated to physical-chemical parameters of the surface water, granular fractions, and organic matter, total organic carbon, total nitrogen, and metals. The results obtained in this study are lower than the ones of other regions in Brazil and around the world, comparing with international reference values, as those provided by the National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA and Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. In general, values < 1 were found for the relationship $\sum [SEM] / [AVS]$, thus suggesting that these metals are not bioavailable. Our results indicate that the level of metals in the studied areas are suitable and should not cause adverse affects on the biota, except when considering those benthonic organisms which ingest particles.

Keywords: bioavailability; sediments; metals.

CAPÍTULO 8

HIDROCARBONETOS SATURADOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS NA ÁREA NORTE DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Isa Guimarães Veiga, Jorge Alberto Trigüis, Joil José Celino,
Olívia Maria Cordeiro de Oliveira*

A Baía de Todos os Santos (BTS), localizada no Recôncavo Baiano, é a maior baía navegável do Brasil. Com aproximadamente 450 Km de extensão, sua orla é recoberta por extenso manguezal que se desenvolve sobre um substrato úmido, rico em minerais argilosos e matéria orgânica. As regiões de manguezal da região norte da baía assistiram à implantação das primeiras unidades de exploração, produção e refino de petróleo em território brasileiro. Como consequência desse pioneirismo, um grande passivo ambiental se faz sentir pela biota local (fauna e flora) e está registrado nos sedimentos superficiais dos manguezais, sob a forma de contaminação por hidrocarbonetos de petróleo, aportados ao meio graças a derrames acidentais durante as operações de exploração, produção e refino. O objetivo deste capítulo é, usando-se biomarcadores moleculares específicos (alcanos saturados), avaliar a origem da matéria orgânica sedimentar, identificando as contribuições naturais e antrópicas, estas últimas relacionadas ou não ao complexo petrolífero instalado. Os resultados obtidos comprovam que, ao longo das últimas décadas, volumes consideráveis de petróleo e derivados, com características distintas, foram introduzidos às regiões de manguezal da região norte da BTS. Adicionalmente, matéria orgânica continental, relacionada à vegetação do manguezal, contribui para a carga orgânica dos sedimentos superficiais.

Palavras-Chave: hidrocarbonetos, sedimento; manguezais.

Saturated Hydrocarbons in Mangrove Sediments from the North of the Todos os Santos Bay

Todos os Santos Bay (TSB) located in the Recôncavo Baiano, is the largest navigable bay of Brazil. With approximately 450 miles of extension, its edge is covered by extensive mangrove that grows on a wet substrate, rich on clay minerals and organic matter. The first units of exploration, production and refining of oil in Brazilian territory were implemented in the mangroves of the north region of the bay. As a result of that pioneering spirit, the local biota (flora and fauna) feels a large environmental liability which is registered in the surface sediments of the mangroves, in the form of contamination by hydrocarbons of oil, found on the environment by accidental spills during the exploration, production and refining operations. The objective of this study is, using specific molecular biomarkers (saturated alkanes), to evaluate the origin of sedimentary organic matter, identifying the natural and anthropogenic contributions, which could be or not related to the installed oil complex. The obtained results show that, over the last few decades, considerable volumes of oil and its derivatives, with distinct characteristics have been introduced to areas of mangrove in the region north of the TSB. Additionally, Continental organic matter, related to the mangrove vegetation, contributes to the organic load of surface sediments.

Keywords: hydrocarbons; sediment; mangrove.

CAPÍTULO 9

CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SEDIMENTOS
DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Alexandre Barreto Costa, Maria do Rosário Zucchi, Antonio Expedito Gomes Azevedo,
Vera Lúcia Cândia Souza Santos, Antonio Carlos Bloise, Eduardo Ribeiro de Azevedo,
Tito José Bonagamba*

Seis testemunhos foram coletados na parte norte da Baía de Todos os Santos e estudados pela análise elementar de carbono orgânico total (COT), nitrogênio (N) e enxofre (S); de grupos orgânicos por ressonância magnética nuclear de ^{13}C do topo e da base; análise de cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM) de *n*-alcanos e de CG-EM de razão isotópica de *n*-alcanos. Os resultados na vizinhança de Mataripe e Madre de Deus, sugerem uma variação no regime de sedimentação a uma profundidade em torno de 30cm com aumento concentração de COT em direção ao topo. Nas proximidades do estuário do rio Subaé não houve indicação de uma mudança no regime de sedimentação. O nitrogênio mostrou comportamento semelhante ao do COT, exceto para o mais próximo ao estuário do Subaé, com um crescimento significativo da concentração com a profundidade, devido ao aporte de N trazido pelo rio. As razões C/N indicaram uma origem mista de matéria orgânica (marinha e continental). O enxofre mostrou aumento de concentração do topo para o fundo dos testemunhos indicando a transição de ambientes oxidantes para redutores. O índice preferencial de carbono médio do *n*-alcanos de C_{22} a C_{30} vizinhos a Mataripe foram próximos da unidade, indicando contribuição antrópica. Nos mais próximos ao rio Subaé foi maior que a unidade, indicando a influência da matéria orgânica de origem terrestre. Os dados da ressonância de ^{13}C e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos *n*-alcanos, confirmaram a presença de matéria orgânica de origem terrestre próximos ao estuário do rio Subaé. Usando uma taxa de sedimentação de $6,9\text{mm.a}^{-1}$, para a proximidade de Mataripe verifica-se que as mudanças na sedimentação coincidem com o início da atividade industrial nos anos 50.

Palavras-chave: ressonância magnética nuclear, sedimentos, isótopos estáveis.

Organic Matter Characterization of Sediments in the Todos os Santos Bay.

Six sediment cores from the northern part of the Todos os Santos Bay were analyzed for elemental concentration of total organic carbon (TOC), nitrogen (N) and sulfur (S); ^{13}C nuclear magnetic resonance analysis of organic groups of the top and the bottom, gas-chromatography coupled to mass spectrometry (GC-MS) analysis of *n*-alkanes and GC-MS to isotopic ratio analysis of *n*-alkanes. The elemental profiles in the three cores collected in the neighborhood of Mataripe refinery and Madre de Deus harbor, particularly the TOC concentrations, indicates a change in sedimentation regimen around the depth of 30cm with an increase in TOC concentrations to the top. The three cores collected near to Subaé estuary no indicate changes in the sedimentation regime. The N concentrations shows a similar behavior to TOC, except to the core closer to the Subaé, where was observed a significant agreements with the depth in the core, probably due to contribution from subaé river. The C/N ratios indicated a mixed origin of the organic mater (marine and continental). The S shows increase of concentrations from top to bottom of cores, indicating a transition from oxidant to reducing environment. The average of carbon preferential index (CPI) for *n*-alkanes C_{22} to C_{30} was near to one close to Mataripe, indicating an anthropic contribution. The CPI near to Subaé river were greater them one, indicating influence of terrestrial organic matter. The ^{13}C -NMR and the $\delta^{13}\text{C}$ values of *n*-alkanes confirm the presence of terrestrial organic matter in the cores near the Subaé estuary. Using a sedimentation rate of 6.9mm.y^{-1} near Mataripe it is observed that the change in the sedimentation regimen corresponds to beginning of industrial activity in the 1950's years.

Keywords: nuclear magnetic resonance, sediments, stable isotopes.

CAPÍTULO 10

USO DO GPR NO DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE ÁREAS IMPACTADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS

Sandro Lemos Machado, Iara Brandão de Oliveira, Marco Antonio Barsottelli Botelho, Tiago Costa Dourado, Miriam de Fátima Carvalho

Este trabalho apresenta resultados da aplicação de ferramentas geotécnicas e geofísicas - Radar de Penetração do Solo (GPR) para a detecção de plumas (fase livre) de hidrocarbonetos em sub-superfície. Foram realizados experimentos em campo e laboratório e desenvolvidas ferramentas de análise para a detecção das plumas, através da análise de perfis de velocidade de propagação dos pulsos eletromagnéticos de radar. A aplicação da metodologia em campo mostrou resultados promissores, indicando que dados provenientes de sondagem com o GPR podem ser usados de forma segura, desde que baseados em critérios científicos, na detecção de plumas de hidrocarboneto em sub-superfície, nas condições estudadas.

Palavras-chave: diagnóstico ambiental, GPR, geofísica aplicada.

Use of GPR in Environmental Assessment of Impacted Areas by Petroleum Activities

This paper presents results from the application of geotechnical and geophysical tools - Ground Penetrating Radar (GPR) to detect hydrocarbon plumes (free phase) in subsurface. Laboratory and field experiments were performed; analytical tools for hydrocarbon plume detection were developed, using the GPR electromagnetic pulse propagation velocity profile data. The application of the methodology in field conditions, showed promising results, indicating that GPR data can be safely used, since based in scientific criteria, to detect hydrocarbon plumes in subsurface, in the studied conditions.

Keywords: Environmental diagnostic, GPR, applied geophysics.

CAPÍTULO 11

**BIOGEOQUÍMICA DE FOLHAS DE *AVICENNIA SCHAUERIANA* (AVICENNIACEAE)
NA ÁREA NORTE DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

Karina Santos Garcia, Olívia Maria Cordeiro de Oliveira, Bárbara Rosemar Nascimento de Araújo

Com o intuito de avaliar alterações estruturais e teores de metais em folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman (Avicenniaceae) e no sedimento de manguezais de áreas industriais, foram coletadas 60 folhas adultas a partir do 3º nó nos manguezais dos municípios de São Francisco do Conde, Madre de Deus e Jiribatuba. Destas folhas, 15 foram conservadas em etanol 70%. Analisaram-se secções transversais e paradermicas pela metodologia usual de corte a mão livre, corados com safrablau e safranina alcoólica 1% respectivamente. Nos cortes paradermicos analisou-se o índice estomático, de glândulas de sal e tricomas com auxílio de câmara clara. Os metais foram extraídos com ácido nítrico (HNO₃ 50%) e determinados por Espectrometria de Absorção Atômica (AAS). As análises revelaram mesófilo com numerosos tricomas piriformes, presença de muito amido e gotas lipídicas no parênquima paliádico e lacunoso; pecíolo apresentando grande número de tricomas piriformes, aerênquima desenvolvido e parênquima fundamental alterado. As alterações anatômicas verificadas podem estar associadas à necessidade de aumento a oxigenação tecidual e redução da perda de água. Houve diferenças significativas entre os índices estomáticos e de glândula de sal entre as estações e o referencial. Todas essas alterações foram verificadas nas áreas consideradas impactadas. De um modo geral, as concentrações obedeceram a seguinte ordem: K> Na> Mg> Mn> Ni> Ca> Zn> Cu> Cd> Pb> V = Cr> Fe = Al. Os teores dos metais apresentaram concentrações dentro dos limites toleráveis na literatura especializada, exceto o Ni e o Cu que apresentaram teores considerados tóxicos.

Palavras-Chave: *Avicennia schaueriana*, anatomia foliar, metais.

**Biogeochemistry of the leaves from *Avicennia schaueriana* (Avicenniaceae) in the North Area
of the Todos os Santos Bay**

In order to assess structural changes in levels of metals in leaves of *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman (Avicenniaceae) and in the mangrove sediments of industrial areas, 60 adult leaves were collected, above the third node, from the mangroves of the municipalities of San Francisco Conde, Mother of God and Jeribatuba. Out of these leaves, 15 were kept in 70% ethanol. Transverse and paradermal sections were analyzed using hand free cutting methodology, which were stained with alcoholic 1% safrablau and Safranin, respectively. On the paradermal cuts were made analyses of stomatal index of salt glands and trichomes with the aid of clear camera. The metals were extracted with nitric acid (HNO₃ 50%) and determined by Atomic Absorption Spectrometry, (ASA). Analyses revealed mesophyll with numerous piriforme trichomes, great presence of starch and lipid droplets in the parenchyma and lacunos palisade; petiole presenting large number of piriforme trichomes, developed aerenchyma and altered fundamental parenchyma. The anatomical changes can be associated with the need to increase the tissue oxygenation and to reduce water loss. There were significant differences between the stomatics indices and salt gland between seasons and references. All these changes were found in impacted considered areas. In general, concentrations are distributed following this order: K> Na> Mg> Mn> Ni> Ca> Zn> Cu> Cd> Pb> V = Cr> Fe = Al. The levels of metals showed concentrations within tolerable limits in the specialized literature, except the Ni and Cu contents, which presented considered toxic concentrations.

Keywords: *Avicennia schaueriana*, leaf anatomy, metals.

CAPÍTULO 12

METAIS TRAÇO NO ECOSISTEMA MANGUEZAL DA BAÍA DE ARATU

*Cláudia da Silva Leão, Antônio Fernando de Souza Queiroz, Joil José Celino,
Gisele Mara Hadlich*

A Baía de Aratu constitui-se em um corpo d'água importante, localizado na porção leste da Baía de Todos os Santos. Apresenta-se bordejada por manguezal, aparentemente denso e saudável, apesar de conviver, há várias décadas, com atividades potencialmente poluidoras (indústrias, marinas, portos etc). Sedimentos de manguezal dominados por *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, na Baía de Aratu, apresentaram uma tendência de traçar a acumulação de metais com baixo potencial de remobilização e captação biótica. Simultaneamente, uma baixa transferência de metais vinculados ao sedimento para as folhas da *Laguncularia racemosa* foi observada, o que pode modelar a exportação do metal da floresta através do transporte foliar e disponibilidade do metal para entrar na cadeia alimentar baseada no consumo foliar.

Palavras – chave: manguezal; metais traço; tecido foliar.

Trace Metal in Mangrove Ecosystems in the Aratu Bay

The Aratu Bay represents an important body of water that composes the east of Todos os Santos Bay. It is surrounded by an apparently dense and healthy mangrove, although the coexistence, for some decades, with potentially polluting activities (industries, marinas, ports etc). Sediments dominated by *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* in Aratu Bay presented a tendency to trace the accumulation of metals with low potential of remobilization and biotic uptake. Concurrently, a relatively low transfer of sediment-bound metals to *L. racemosa* leaves was observed, which may model the metal export from the forests via leaf litter transport and the metal availability to enter in the food chain based on leaf consumption.

Keywords: mangrove; trace metals; leave tissue

CAPÍTULO 13

DIVERSIDADE DOS CRUSTACEA DECAPODA E STOMATOPODA DE ÁREAS IMPACTADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Tereza Cristina dos Santos Calado, Liliane Sibila Schmaedecke Tonial,
André Gil Sales da Silva*

A Baía de Todos os Santos apresenta atualmente um conjunto de núcleos assentados nas desembocaduras dos rios que vertem para ela e para o litoral circundante. Os problemas ocasionados por indústrias e seus processos associados têm despertado preocupações quanto aos impactos ao ambiente marinho e à sua biodiversidade. Este estudo visa a construção de um protocolo da determinação de recursos com espécies-chave associada a técnicas simples de coleta e manipulação e identificação dos organismos, além de técnicas análises estatísticas. O estudo foi desenvolvido em 12 estações distribuídas na BTS. Os espécimes foram coletados em três campanhas realizadas no período de set/2002 a jul/2003. Em 2007 foi realizada uma campanha complementar em quatro estações (sendo uma estação nova, RLAM) consideradas impactadas por resíduos industriais. Para a captura dos espécimes foram utilizados diversos tipos de apetrechos de pesca: bomba de sucção, jereré, puçá, tetéia e alguns materiais como pá de jardim, cavador, foice e faca. Calculou-se a frequência absoluta das espécies bem como o índice de diversidade e equitabilidade. Foram encontrados, para o Filo *Crustacea*, duas ordens, *Decapoda* e *Stomatopoda*, a primeira com 17 famílias, 47 gêneros e 72 espécies, a segunda com duas famílias, três gêneros e três espécies. O cálculo do índice de diversidade (Shannon Base 2) demonstrou que a maioria das estações possui alta diversidade, embora nas estações Maragogipe e RLAM seja menor do que as demais. Os resultados da equitabilidade apontam que as populações estão equivalentemente distribuídas em todas as estações.

Palavras-chave: crustáceos, diversidade, equitabilidade.

Diversity of Crustacea decapoda stomatopoda in the Impacted Petroleum Areas at the Todos os Santos Bay

Baía de Todos os Santos is inserted in Recôncavo Baiano, which is polarized by Salvador city. Nowadays, it presents a set of nuclei localized on the mouth of the rivers which turns into the surrounding littoral. Problems caused by industries and their associate processes have worried public opinion due to the high frequency of accidents occurred in the sea, which impacts the marine environment and its biodiversity. The aim of this study was the construction of a protocol of the resources determination with key-species associated with simple collect techniques, and handling and identification of the organisms, as well as statistical analysis. The study was developed in 12 stations distributed along Baía de Todos os Santos. The specimens were collected in three expeditions from september/2002 to july/2003. In 2007, it was realized a complementary expedition in four stations (one of them is new, RLAM) considered polluted with petrol residues. To capture the specimens, it was used several types of fishing tools: suction bomb, 'jereré', 'puçá', 'tetéia' and some other materials, such as gardener shovel, digger, sickle and knife. It was calculated the species absolute frequency, as well as the diversity index and the equitability. It was found 2 orders for the phylum Crustacea, Decapoda and Stomatopoda, the first one with 17 families, 47 genera and 72 species, the second one with 2 families, 3 genera and 3 species, and the calculation of the diversity index (Shannon Base 2) showed that most of the stations have a high diversity. Although the stations Maragogipe and RLAM show a high diversity, however, lower than the others. The results of equitability show that the populations are equably distributed in all the stations.

Keywords: crustaceans, diversity, equitability.

CAPÍTULO 14

COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Maria Célia de Andrade Lira & Eliane Maria de Souza Nogueira

Neste trabalho foram estudadas a composição, abundância, densidade e diversidade da comunidade zooplânctônica da Baía de Todos os Santos. As amostras foram coletadas nos meses de setembro de 2003 e junho de 2006 em estações estabelecidas em função PROAMB. Foram realizados arrastos horizontais na superfície da água utilizando-se rede de 65µm de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos e conservado em formol a 4%. Foram identificados 45 táxons em 2003 e 58 em 2006. De um modo geral, a comunidade foi caracterizada por ter uma baixa densidade e presença de organismos raros. Dos táxons muito frequentes, destacaram-se *Favella ehenbergii* (Claparède 1858) e náuplius de *Copepoda*. O índice de diversidade (superior a 1,9 ind.bits⁻¹) e equitabilidade (8 e 9) foram elevados nos dois períodos.

Palavras – chave: zooplankton, diversidade, estuário.

Zooplanktonic Community of the Todos os Santos Bay

The aim of this study was to report the composition, abundance, density and diversity of the zooplankton community of the Baía de Todos os Santos. Samples were collected in the months of September 2003 and June 2006 at stations established on the basis of the "Protocols of Avaliation and Environments Recovering caused by Petroleum Activities" (PROAMB), where horizontal drags were realized in water surface, using a web of 65 µ m mesh size. The collected material was packed in bottles and it was preserved in formol at 4%. 45 taxa were identified in 2003 and 58 in 2006. The community has been characterized by a low density and the presence of rare organisms. Two taxa very frequent, is highlighted *Favella ehenbergii* (Claparède 1858) and nauplius of *Copepoda*. The index of diversity (superior to 1.9 ind.bits⁻¹) and equitabilidade (8 and 9) were high in both periods.

Keywords: Zooplankton, diversity, estuary

CAPÍTULO 15

DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA NA ZONA LITORÂNEA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Enaide Marinho de Melo Magalhães & William Fernandes de Araújo Barbosa

O estudo do fitoplâncton é de fundamental importância para compreensão da dinâmica bioecológica. O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de determinar a riqueza, abundância relativa, frequência de ocorrência, diversidade específica e equitabilidade dos táxons presentes nas amostras obtidas em doze estações, localizadas na zona litorânea da Baía de Todos os Santos, em setembro/2002, fevereiro/2003, julho/2003 e março/2007. A comunidade fitoplanctônica da área estudada revelou a existência de uma flora bastante variada, representada por 97 táxons, distribuídos entre as divisões Cyanophyta, Dinophyta, Chromophyta, Bacillariophyta e Chlorophyta, com predominância da divisão Bacillariophyta em todas as estações. As espécies dominantes, definidas como aquelas que superam numericamente os 70%, foram características de ambientes marinhos neríticos como *Coscinodiscus oculus iridis* e *Coscinodiscus jonesianus*. No mês de março/2007 foi constatada grande abundância de dinoflagelados do gênero *Prorocentrum*. Altos índices de diversidade foram encontrados na ausência de florescimentos.

Palavras-chaves: fitoplâncton, diversidade, ecologia.

Phytoplanktonic Diversity in the coastal zone of the Todos os Santos Bay

The phytoplankton study is fundamental for the comprehension of the bioecological dynamic. The present study was developed aiming to determine the richness, relative abundance, frequency of occurrence and species diversity and evenness of the taxa sampled in twelve collection stations, located at the coastal zone of Todos os Santos Bay – Bahia, on september/2002, february/2003, july/2003 and march/2007. The phytoplankton community of the studied area revealed the existence of a quite varied flora, represented by 97 taxa distributed among the divisions Cyanophyta, Dinophyta, Chromophyta, Baccilariophyta and Chlorophyta, with predominance of the division Bacillariophyta in all the stations. The dominant species, defined as those which numerically overcome 70% of abundance, were characteristic of neritic marine environments as *Coscinodiscus oculus iridis* and *Coscinodiscus jonesianus*. On march/2007 a high abundance of dinoflagellates included in the genus *Prorocentrum* was registered. High indexes of diversity were verified in the absence of blooms.

Keywords: phytoplankton, diversity, ecology.

PARTE 1

*ECOSSISTEMAS
COSTEIROS
E
ESTUARINOS*

CAPÍTULO 1

MANGUEZAIS E ECOSISTEMAS ESTUARINOS DA
BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Antônio Fernando de Souza Queiroz
Joil José Celino*

Compreende-se por estuário a massa de água costeira que tem uma ligação livre com o mar, sendo deste modo, fortemente influenciada pela ação das marés; no seu interior a água do mar mistura-se com a água doce proveniente da drenagem continental. Os estuários são considerados como zonas de transição entre os ambientes de água doce e marinha, embora muitas das suas mais importantes características físicas e biológicas não sejam de transição, mas sim específicas (Kennish, 1992).

O manguezal constitui um dos ecossistemas costeiros que ocorre na região do estuário, característico de regiões tropicais e subtropicais, sofrendo influência direta do regime das marés, que são o principal mecanismo de penetração das águas salinas neste ambiente. Essas peculiaridades impõem variações extremas de pH e Eh, além de proporcionarem condições permanentemente redutoras para os sedimentos e águas intersticiais. O manguezal é constituído por espécies vegetais lenhosas típicas, além de micro e macro algas, adaptadas à grande amplitude de salinidade e capazes de colonizar o substrato predominantemente lodoso, com baixos teores de oxigênio.

O Brasil possui uma das maiores faixas litorâneas do mundo, apresentando diversos estuários, baías, cabos, enseadas e penínsulas, com grande potencial turístico e econômico. Áreas de manguezal ocorrem entre os Trópicos de Câncer e Capricórnio (23°27'N e 23°27'S), podendo estender-se até aproximadamente as latitudes de 32°N e 39°S. No território brasileiro existem registros de zonas de manguezal desde o Amapá até Santa Catarina, sendo Praia do Sonho, localizada na latitude 28°53' S, a última ocorrência deste ecossistema. O Brasil possui cerca de 14 mil Km² de áreas cobertas por manguezal, dos 162.000 Km² existentes no mundo (Schaeffer-Novelli et al., 2000).

A Bahia, segundo Kjerve & Lacerda (1993), apresenta aproximadamente 1181 Km de litoral (Figura 1.1) e uma área média de 100 mil hectares ocupada por manguezais, ocupando o quarto lugar entre os Estados brasileiros. Uma grande extensão está na região sul, onde as condições climáticas favorecem o crescimento de bosques no interior de baías e foz dos principais rios do estado, distribuindo-se ao longo de 932 Km de costa. As maiores concentrações vegetacionais estão localizadas entre os municípios de Valença e Maraú, e nos municípios de Canavieiras e Caravelas. No norte da Bahia e região do Recôncavo existem cerca de 10.000 hectares de manguezais. De Valença a Mucuri, a área estimada é de 70 mil hectares (Oliveira, 2000), com destaque para zonas existentes na baía de Camamu (Figura 1.1).

No litoral do Estado da Bahia ocorrem alguns dos mais exuberantes exemplos destes ecossistemas (Figura 1.1), a saber:

- a Baía de Todos os Santos (BTS) é uma reentrância costeira, inserida na microrregião do Recôncavo Baiano, entre as coordenadas 12°39'40"S – 13°S de latitude e 38°30'00"W – 38°43'30"W de longitude, sendo considerada a maior e mais importante baía navegável da costa tropical do Brasil (Leão & Dominguez, 2000); ocupa uma área total de aproximadamente 1.200 Km² e se estende por 462 Km de costa;
- com uma área de 80 Km², a Baía do Iguape (Figura 1.2) constitui uma das baías internas da BTS, apresenta um eixo principal de 22 Km², cujo entorno está compreendido ao Norte, pelos municípios de Cachoeira e São Félix e ao Sul, pelos municípios de Maragojipe e Jaguaripe;

- a baía de Aratu (Figura 1.2) está localizada entre as coordenadas 12°45'00" e 12°49'02" de latitude Sul e 38°25'46" e 38°30'29" de longitude Oeste na faixa costeira da região metropolitana de Salvador. Esta baía constitui-se em um corpo d'água com cerca de 13km² de superfície situado no bordo leste da BTS, estando ligada a mesma pelo canal de Cotegipe.

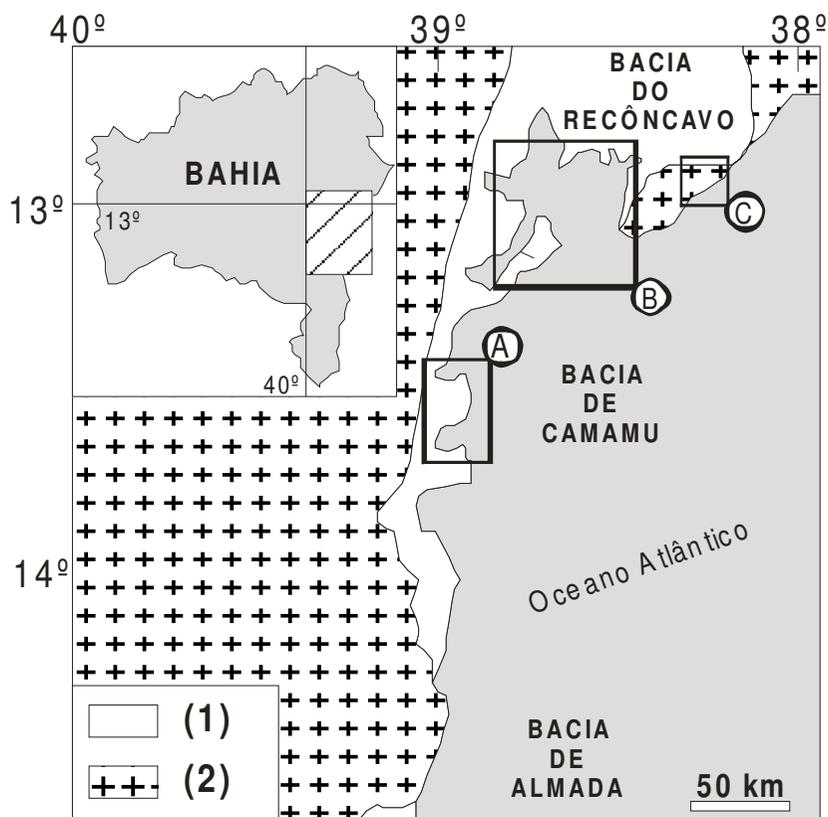


Figura 1.1 – Mapa de situação das principais bacias do litoral baiano destaque para áreas: A – Camamu, B – Baía de Todos os Santos, C – Litoral Norte: Rio Joanes e Sauípe; e geologia costeira simplificada, onde (1) Sedimentos Fanerozóicos e (2) Terrenos Arqueanos.

A fixação humana na BTS começou bem antes da chegada dos colonizadores portugueses, quando do seu descobrimento por Américo Vespúcio, em 1501. Por volta de 1000–1200 D.C., na então Quirimurê – antiga denominação local, o litoral da baía foi originalmente ocupado por diversas nações indígenas, cuja presença não representou graves problemas para o meio ambiente, pois permitia a renovação dos recursos naturais explorados. Foi a partir de 1534 que se iniciou a colonização portuguesa (Fonseca, 1997).

Do ponto de vista econômico, dentre estas regiões, a da BTS apresenta atualmente o maior produto interno bruto (PIB) do Estado da Bahia, devido principalmente às atividades de produção, refino e transporte de petróleo e derivados. Vale ressaltar que o desenvolvimento da indústria petrolífera possibilitou a criação do Pólo Petroquímico de Camaçari, na década de 1970, o maior complexo petroquímico do hemisfério sul (Gérmen/Ufba-Nima, 1997), mais um fator de risco ambiental associado à geração de divisas para o Estado da Bahia.

O melhor conhecimento do ecossistema de manguezal na região norte da BTS e no Estado da Bahia, contribuiu para uma melhor atuação de avaliação e monitoramento ambiental diante da realidade imposta pelas atividades industriais.

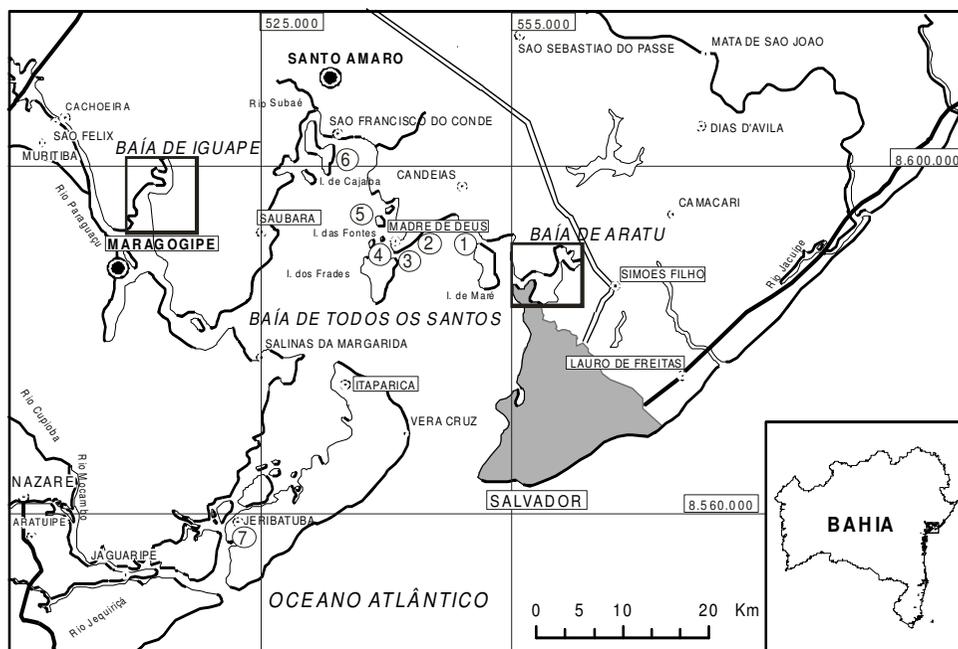


Figura 1.2 – Mapa da Baía de Todos os Santos e destaque das baías do Iguape e de Aratu, Estado da Bahia.

I. Questões legais e aspectos ambientais

Regiões de manguezal dispõem de diplomas legais para sua proteção nos níveis federal, estadual e municipal, sendo considerados áreas protegidas, de preservação permanente ou reservas ecológicas, conforme o Código Florestal, Lei nº. 4.771, Artigo 2º, de 15/09/1965, Artigo 18º da Lei nº 6.938, de 31/08/1981, Decreto nº 89.336, de 31 de abril de 1984 e Resolução nº 4 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), de 18/09/1985, representando por si só, um grande obstáculo contra a degradação desse ecossistema, uma vez que restringem seu uso a práticas não agressivas ao meio ambiente.

A preocupação com o manguezal é reafirmada a nível estadual pela Constituição do Estado da Bahia, de 05/10/1989, no seu Artigo 215, onde são estabelecidas como áreas de preservação permanente. Diversos municípios da região litorânea do Brasil já possuem leis específicas de proteção ao manguezal.

O Decreto 28.687 de 11/02/82 do Estado da Bahia define: “meio ambiente é tudo o que envolve e condiciona o homem, constituindo o seu mundo e dá suporte material à sua vida biopsicossocial”. Considera-se sob esta denominação os elementos constituintes do meio físico (o solo, o subsolo, as águas interiores e costeiras, superficiais e subterrâneas e o mar territorial, bem como a paisagem), o ar, a atmosfera, o clima e os elementos do meio biótico (fauna e flora), além de outros fatores condicionantes à salubridade física e social da população.

É importante lembrar que a legislação ambiental brasileira prevê que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade da vida, impondo-se ao Poder Público o dever de defendê-lo e à coletividade o de preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, artigo 225).

Desde o século XVIII, as leis brasileiras apresentam sinais de preocupação com os manguezais (Polette, 1995). A atual legislação ambiental brasileira estabelece rígidos critérios técnicos – científicos para a utilização dos bens naturais e pesadas penalidades para os infratores, fato que tem contribuído para desacelerar o processo de destruição dos ecossistemas costeiros, entre eles o

manguezal, instalado em “áreas consideradas como de preservação permanente” (Lei nº 7.803, Artigo 2º).

Cada segmento da superfície da Terra apresenta características próprias que o distingue dos demais e que condicionam suas respostas às intervenções antrópicas. Os manguezais são exemplos de ecossistemas de grande importância ecológica e social: fonte de alimentos, serviços e matéria prima para as comunidades, além de regulador dos processos erosivos costeiros e filtro natural de poluentes. Mesmo assim, são diversos os exemplos de ecossistema de manguezal impactado pelas mais diferentes atividades econômicas.

Apesar disso, ao longo da história, os manguezais vêm sendo constantemente sujeitos às ações agressivas dos homens, em função das suas múltiplas atividades de caráter econômico que ocasionam impactos ambientais. Derrames de petróleo e seus derivados e lançamentos de efluentes industriais, sem tratamento adequado em corpos d’água, são freqüentes na costa brasileira, atingindo os manguezais.

II. Estuários e bacias hidrográficas

As bacias hidrográficas afluentes à BTS possuem uma área de captação superior a 60.000 Km² e despejam cerca de 95 m³s⁻¹ de água doce no seu interior (Lessa et al., 2000). Os rios Jaguaribe, Paraguaçu (Figura 1.2), Pojuca, Jacuípe e Joanes são os maiores e mais importantes. Dentre os menores rios encontra-se o Subaé, cuja foz está localizada na porção norte da baía, no município de São Francisco do Conde (Paredes et al., 1995). O sistema estuarino deste rio compreende os últimos 10 Km do seu baixo curso e é bordejado por manguezais. O rio Subaé é considerado como um dos mais poluídos do Estado da Bahia (CRA, 2001) em função da existência de diversas instalações industriais ao longo de todo o seu percurso.

Quanto à hidrografia da Baía de Iguape, esta é comandada pela bacia hidrográfica do Paraguaçu, a qual recebe contribuição fluvial do rio de mesmo nome, além dos rios do Urubu e Cachoeirinha.

A Baía de Aratu (Figura 1.2) é ambiente de águas calmas, com fraca energia hídrica e recebe o deságüe dos seguintes rios: do Macaco, no lado norte da Baía e do rio São Felipe e do rio Santa Maria no lado sul da Baía, além dos rios Matoim, do rio Petecada e do rio Jacarecanga. O centro industrial de Aratu está situado em zona com numerosos corpos d’água, que foram divididos em sub-bacias, entre elas: de Ipitanga, de Cotegipe, de Joanes II e de Colonial I.

III. Aspectos climáticos, geológicos e geomorfológicos

O clima da região no entorno da BTS é classificado como quente e úmido sem estação seca, com chuvas predominantes no inverno, com precipitação média anual de 1900 mm e precipitações maiores em abril e agosto (Guedes & Santos, 1997). No interior da BTS, os ventos são geralmente nordestes no verão e sudestes no inverno. A temperatura média anual é de 25° C, com amplitude térmica de 5,5° C, temperaturas máximas de 28° C e mínimas de 22,8° C (CRA, 2001).

Geologicamente, a origem da BTS está relacionada à quebra do Gondwana, no Jurássico Inferior/Eocretáceo. Ela é constituída por um sistema de falhas e fraturas que delimitam uma depressão na superfície (Leão & Dominguez, 2000; Leite, 1997).

A BTS está localizada em um *graben* encaixado em rochas do embasamento pré – Cambriano, preenchido por sedimentos Jurássicos e Cretáceos (Figura 1.3). Os afloramentos das rochas sedimentares ocorrem ao redor de toda a baía, sendo que ao norte, nas ilhas e no município de S.F. do Conde afloram as rochas dos Grupos Santo Amaro e Ilhas, onde se encontram os reservatórios da fase *rift* da Bacia do Recôncavo. Depósitos quaternários, incluindo leques aluviais, terraços marinhos e depósitos de sedimentos (planícies de maré) que propiciam o desenvolvimento de manguezais ocorrem abundantemente nas margens da baía (Lessa et al., 2000).

Diversas ocorrências de hidrocarbonetos líquidos e gasosos ocorrem na BTS. A estratigrafia da bacia está ilustrada pela figura 1.4. Os folhelhos lacustres da Formação Candeias / Membro Gomo

são responsáveis pela geração de petróleo na Bacia do Recôncavo e os principais reservatórios são os sedimentos flúvio-eólicos da Formação Sergi (Figura 1.4). Os sedimentos da Formação São Sebastião constituem os mais importantes aquíferos da região (Feijó, 2002).

Os sedimentos argilosos predominam na porção norte da baía enquanto que ao sul verifica-se que as areias médias e grossas são mais expressivas. Sedimentos carbonáticos e bioclastos ocorrem em diversas áreas, tendo sido alvo da exploração comercial por muitos anos, como matéria prima usada na fabricação de cimento. Franjas estreitas, mais ou menos contínuas, de recifes de corais bordejam as ilhas da BTS (Leão & Dominguez, 2000; Leite, 1997).

Geomorfologicamente, a BTS pode ser considerada como uma baía de maré (uma categoria especial de estuário formada por processos tectônicos de larga escala, apresentando salinidade que varia de oceânica a salobra). A morfologia é tectonicamente controlada pelas falhas geológicas associadas à Bacia Sedimentar do Recôncavo. O sistema em graben da bacia promoveu a existência de diversos altos topográficos, além das numerosas ilhas dentro da baía (Lessa et al., 2000). Na região norte estão localizadas as ilhas dos Frades, Maria Guarda, Bom Jesus, Paty, das Fontes, das Vacas, Bimbarra, Cajafba e Madre de Deus. A Ilha de Itaparica, a maior e mais populosa está localizada na entrada da baía e delimita dois canais: o canal de Itaparica, relativamente raso e estreito, e o de Salvador, largo e profundo.

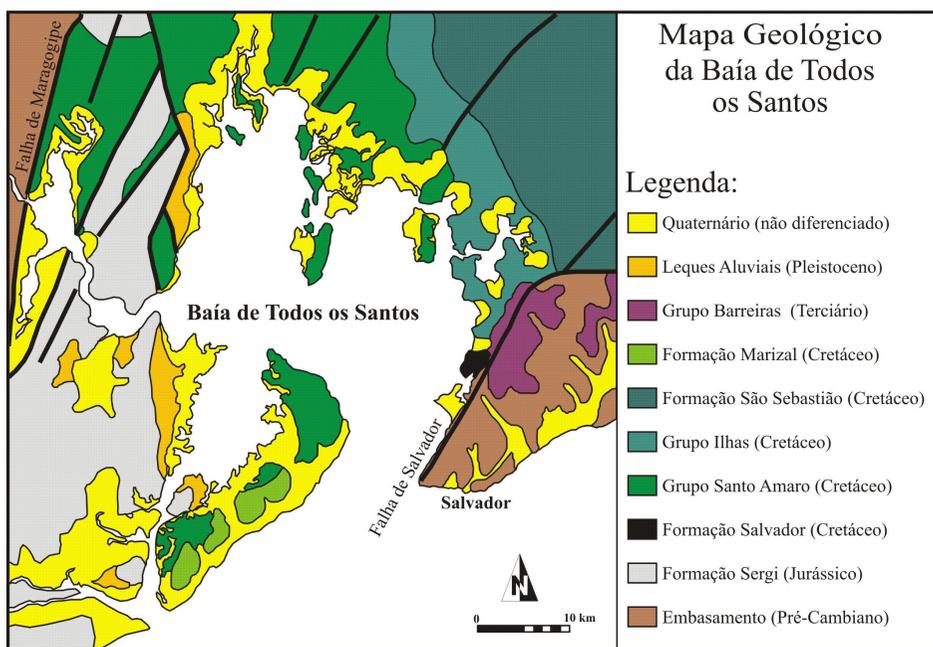


Figura 1.3 - Geologia da Baía de Todos os Santos (modificada de Lessa et al., 2000).

A geomorfologia local foi descrita por Brazão (1981) e Guedes & Santos (1997), que concluíram que as terras circunvizinhas à BTS possuem relevo relativamente plano e formam um ambiente estuarino – lagunar úmido, propício ao desenvolvimento de Mata Atlântica – Floresta Ombrófila densa e seus ecossistemas associados, entre os quais se destaca o manguezal, que recobre cerca de 30% da extensão costeira da baía.

A Baía de Aratu é circundada por um relevo irregular, com morros atingindo em média 50 metros de altura. Observa-se, a ausência quase total de praias na baía, com bordo recortado por várias enseadas, sacos e pontas salientes e comumente ocupados por mangues estreitos, sobretudo nas desembocaduras de pequenos rios. Durante a maré baixa aflora uma série de coroas correspondendo a terraços de erosão.

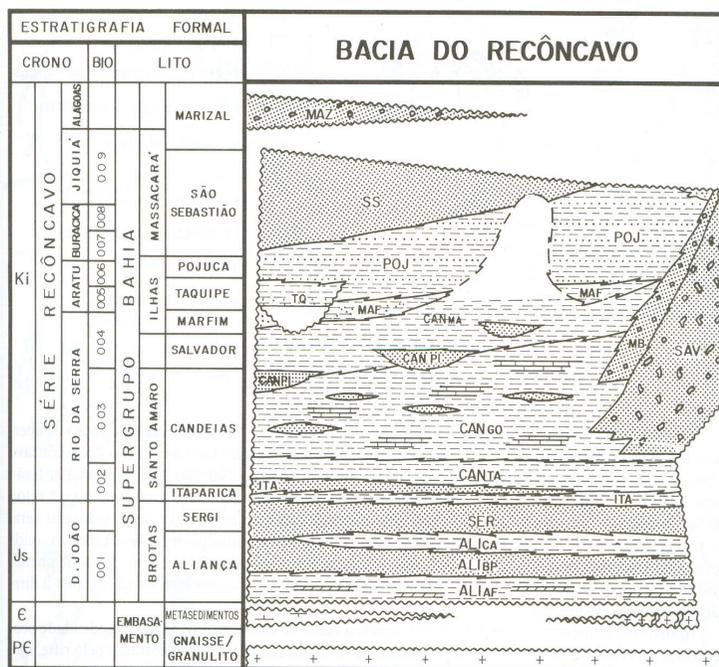


Figura 1.4 - Coluna Estratigráfica da Baía do Recôncavo (modificada de Netto e Oliveira, 1985 apud Veiga, 2003).

A fossa tectônica do Recôncavo Baiano, onde está situada a área do Centro Industrial de Aratu (CIA), está compreendida entre falhas de Salvador e Maragojipe, com espessura que alcança valores da ordem de até 6 mil metros. Os sedimentos ali depositados tiveram seu processo iniciado nos tempos do período Neo-jurássico e Cretáceo (Figura 1.3). As formações (Figura 1.4) predominantes são formações barreiras, São Sebastião e Ilhas, ocorrendo também a Formação Marizal.

IV. Manguezal: características e importância ecológica

A distribuição geográfica dos manguezais está relacionada aos locais que favorecem a deposição de sedimentos, normalmente associados às planícies costeiras de baixa declividade ou vales fluviais alagados limitados por baixios, estuários e delta. Segundo Vannucci (1999), alguns fatores são decisivos no desenvolvimento dos manguezais: regime e amplitude das marés, fisiografia e topografia da zona costeira, características e suprimento das águas e dos sedimentos, temperatura e regime pluviométrico.

O manguezal desenvolve-se sob as condições ambientais descritas a seguir (Rodrigues, 1997):

- temperaturas médias maiores que 20° C e mínimas não inferiores a 15° C, com amplitude térmica menor que 5° C;
- precipitação pluviométrica maior que 1500 mm/ano;
- salinidade entre 50 e 90 (considerada a água intersticial).

O desenvolvimento do manguezal atinge seu ápice, normalmente, em locais de marés moderadas, cuja topografia da planície costeira não é muito acentuada e é regularmente inundada pelas águas do mar.

Regiões de manguezal apresentam condições propícias para alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies animais, sendo considerados importantes transformadores de matéria orgânica em nutrientes e geradores de bens e serviços (Lacerda, 1995; Zheng et al., 2002).

O manguezal é habitado por peixes, aves, mamíferos, répteis, anfíbios, moluscos, crustáceos e insetos, que podem viver no substrato (enterrados ou não), nas copas das árvores, ou na água, como residentes fixos ou visitantes. Os animais são de origem marinha, terrestre ou de água doce.

O substrato dos manguezais é bastante variável, estando relacionado ao aporte sedimentar dos cursos fluviais e às características geológicas locais. Normalmente é mole, anóxico ou pouco oxigenado, movediço e não oferece firmeza para as árvores.

Dentre os diversos benefícios oferecidos pelo ecossistema manguezal deve-se incluir a produção e exportação de matéria orgânica e o papel de filtro biológico de poluentes oriundos das indústrias e dos centros urbanos, sedimentos e nutrientes, favorecendo a diminuição do assoreamento da costa e atenuação da poluição hídrica (Rodrigues, 1997; Vannucci, 1999).

As áreas cobertas por esse ecossistema vêm sendo utilizadas para turismo ecológico, educação ambiental, apicultura, piscicultura e criação de outras espécies marinhas, além de sua função precípua de ser considerado o berçário de várias espécies vegetais e animais. Com relação às suas utilizações ecológicas, pode-se destacar: proteção da linha da costa, evitando a ação erosiva das marés, tempestades e furacões; refúgio para inúmeras espécies marinhas e estuarinas, que encontram abrigo para reprodução, alimentação e desenvolvimento das formas juvenis; base de inúmeras cadeias alimentares das águas costeiras adjacentes, sobretudo de organismos que buscam alimentos nos detritos, os chamados detritívoros.

Além disso, as áreas de manguezal são de extrema importância para a população humana, uma vez que delas provém boa parte das proteínas (mariscos e peixes), tão essenciais para sua subsistência. São encontrados ainda camarões e outros invertebrados, a exemplo do chumbinho (*Anomalocardia brasiliana*), da lambreta (*Lucina pectinata*), da ostra (*Crassostrea brasiliana*), do sururu (*Mytella falcata*), do siri (*Callinectes danae*), do ganhamun (*Cardisoma guanhumí*) e do caranguejo (*Ucides cordatus*), todos oriundos do manguezal, os quais são bastante explorados comercialmente por marisqueiros que geralmente habitam na sua proximidade (Rodrigues, 2002).

Das mais de 50 espécies de vegetação de mangue existentes no mundo (Tomlinson, 1986), no Brasil ocorrem apenas sete (Quadro 1.1), distribuídas em quatro gêneros: *Rhizophora* (3 espécies), *Avicennia* (2 espécies), *Laguncularia* (1 espécie) e *Conocarpus* (1 espécie), com disposição espacial dentro do ambiente de manguezal, que obedece a uma zonação em função da energia das marés, do tipo de substrato e da salinidade. (Rodrigues, 1997; Lacerda, 1995; Schaeffer-Novelli, 1995; Vannucci, 1999).

Quadro 1.1 - Algumas características de gêneros ocorrentes no ecossistema manguezal (adaptada de Tomlinson, 1986).

Família	Gênero	Nº de espécies	Raízes aéreas	Viviparidade
Avicenniaceae	<i>Avicennia</i>	8	++	+
Combretaceae	<i>Laguncularia</i>	1	+	-
	<i>Lumnitzera</i>	2	+	-
Palmae	<i>Nypa</i>	1	-	+
Rhizophoraceae	<i>Bruguiera</i>	6	++	++
	<i>Ceriops</i>	2	++	++
	<i>Kandelia</i>	1	-	++
	<i>Rhizophora</i>	8	++	++
	<i>Sonneratia</i>	5	++	-

+presente; ++ bem desenvolvida; - ausente

Rhizophora mangle, ou mangue vermelho, é uma árvore de casca lisa e clara, que apresenta coloração avermelhada proveniente do tanino, substância abundante nessa espécie vegetal. Apresenta formações caulinares (rizóforos) com geotropismo positivo que auxiliam na sustentação da planta. Na ponta dos rizóforos formam-se as raízes (Menezes, 2006). No seu caule encontram-se numerosas lenticelas, orifícios que auxiliam na trocas gasosas no substrato instável e com baixa oxigenação.

Avicennia, mangue preto ou siriúba, é uma árvore de casca lisa castanho-clara que ao serem raspada exhibe cor amarela. Suas raízes desenvolvem-se horizontalmente, a poucos centímetros da superfície e delas saem ramificações denominadas de pneumatóforos, que crescem com geotropismo negativo com numerosos orifícios denominados pneumatódios que auxiliam nas trocas gasosas.

Laguncularia ou mangue branco, manso ou tinteiro, é normalmente uma árvore de pequeno porte cujas folhas têm pecíolo vermelho. Possui sistema radicular semelhante ao da *Avicennia*, porém menos desenvolvido.

Conocarpus ou mangue botão, ou ainda mangue verdadeiro, é uma árvore com folhas que apresentam pecíolo ligeiramente alado, além de duas glândulas semelhantes às da *Laguncularia*. Sua tolerância à salinidade é baixa (Tomlinson, 1986; Rodrigues, 1997; Schaeffer-Novelli, 1995; Vannucci, 1999).

Harbison (1986) e Salomons & Forstner (1984) assinalam que o manguezal, por ser um ambiente efetivamente protegido contra ondas e correntes fortes, inundado por água salobra, permite a deposição de argilas, silte e outros detritos, e constitui uma ótima superfície para o transporte de metais, cuja precipitação é favorecida pelo pH alto e pela disponibilidade de sulfetos, devido às condições de redução na camada sub-superficial do sedimento. Adicionalmente, os mecanismos de transporte de água e sedimentos, pelas ondas em direção ao estuário, pela movimentação da maré e pelo padrão de circulação estuarino, atuam de forma a prevenir o escape de sedimentos do ecossistema.

Em virtude das condições ambientais sob as quais se desenvolve, o manguezal é um ecossistema naturalmente estressado e novos tensores ambientais, dependendo da intensidade, duração e frequência dos mesmos, podem trazer sérias conseqüências para o meio ambiente que dele depende. Os tensores, que são definidos como formas de matéria e/ou energia introduzidos antropicamente ao meio ambiente, com capacidade para alterar o seu quadro natural, podem agir de modo crônico (episódio contínuo) ou agudo (episódio passageiro), cada qual interferindo diferentemente no equilíbrio do ambiente (Schaeffer-Novelli, 1995; Vannucci, 1999).

O quadro 1.2 apresenta algumas formas de intervenção antrópica (tensores) no ecossistema manguezal.

Quadro 1.2 - Intervenções antrópicas no ecossistema manguezal (modificada de Schaeffer-Novelli, 1995).

Intervenção antrópica	Conseqüências no manguezal
Agricultura e pecuária, Extrativismo vegetal	Desmatamento, assoreamento, inundações, barramentos de rios e canais de maré com mudanças no fluxo de água doce e salgada, uso de agrotóxicos e fertilizantes.
Portos	Desmatamento, aterro, mudanças na dinâmica costeira, lavagem e abastecimento de navios, movimentação de cargas tóxicas, com riscos de vazamentos de petróleo e derivados.
Imobiliária	Desmatamento, aterro e despejo de efluentes domésticos e disposição de lixo.
Industrialização (inclusive petrolífera)	Desmatamento, aterro, movimentação de cargas tóxicas, com riscos de vazamentos de petróleo e derivados.
Sistema de dutos	Desmatamento, aterro, movimentação do substrato, riscos de vazamentos de petróleo e derivados.

Da análise do quadro observa-se que o desmatamento é um problema comum decorrente de diversas formas de uso e ocupação de regiões de manguezal, trazendo consigo conseqüências como intensificação do assoreamento do ambiente e modificações nas condições hidrológicas locais.

V. Físico-química da água superficial

A BTS corresponde a uma baía fortemente influenciada pelas massas oceânicas, com salinidade variando entre 28 e 36. Suas características são claramente marinhas, pois o volume de água doce oriunda dos diversos cursos fluviais que nela deságuam é de duas ordens de grandeza inferior ao aporte de água salgada que entra pela abertura da baía (Leão & Dominguez, 2000). Segundo Orge et al., (2000), alguns fatores morfológicos contribuem para o baixo tempo de residência da água no seu interior: profundidade de 6,9 metros, volume de $6,39 \times 10^9 \text{ m}^3$ e correntes com velocidade de $41,0 \text{ cm.s}^{-1}$ (valores médios).

A disponibilidade dos metais para biota é determinada por vários fatores. A variabilidade de parâmetros físico-químicos da água superficial é um dos fatores que pode ocasionar modificações

importantes nos processos geoquímicos, inclusive influenciando para tornar disponíveis para a biota, cátions que anteriormente estavam adsorvidos às partículas que constituem os substratos dos manguezais.

Observa-se uma variação da temperatura, entre 29°C à 35°C (Tabela 1.1). Essa variação esteve sempre relacionada a dois fatores básicos:

- 1) características climáticas relacionadas na época de coleta, pois segundo Bahia (1999) a temperatura média permanece entre 22°C a valores superiores a 26°C;
- 2) período do dia em que as amostras foram coletadas, associadas às características de insolação nos pontos de coleta.

Tabela 1.1 - Parâmetros físicos e químicos da água superficial de estuários e do litoral do Estado da Bahia, onde: T = temperatura; OD = Oxigênio Dissolvido; Cond = Condutividade; pH = potencial de Hidrogênio; Eh = potencial oxi-redução; Sal = salinidade.

Local	T (°C)	OD (mg/L)	Cond (mS/cm ³)	pH	Eh (mV)	Sal
Baía de Aratu	29	5,6	-	7,9	-	33
Baía de Iguape	35	6,3	6,1	6,7	29	30
Estuário Rio Paraguaçu	30	4,9	4,6	6,6	33	32
Estuário Rio Jaguaripe	29	5,1	4,6	6,9	23	27
Ilha de Itaparica	29	5,1	4,4	6,8	31	30

Verifica-se que os mais elevados teores de O.D. são encontrados nas estações mais próximas à zona da “boca” do estuário, onde a movimentação das marés é mais significativa, provocando uma maior oxigenação das águas. Os resultados obtidos da condutividade medida nas águas superficiais de manguezal de São Francisco do Conde e de Maragojipe (Figura 1.2), refletem aqueles obtidos para a salinidade dessas mesmas localidades.

Para os valores de pH (Tabelas 1.1 e 1.2), observa-se um caráter neutro a levemente básico, tendo os valores mais baixos sido registrados no momento em que se aproximava do pico de maré baixa. Algumas exceções são observadas, cujo valor de pH apresentou-se elevado no momento de maré baixa. Isso se deve provavelmente a essa estação estar situada na boca do estuário. Tais condições demonstraram a influência das águas marinhas, que chegam até os manguezais, cujo valor médio de pH apresenta-se em torno de 8,0.

Tabela 1.2 - Parâmetros físico-químicos e resultado das análises de nutrientes em água superficial da Baía de Todos os Santos (BTS), em $\mu\text{mol.L}^{-1}$.

Local Ponto	Coqueiro			Madre Deus (4)	Ilha Fontes (5)	Ilha de Cajaíba (6)	Jiribatuba (7)	Média	Desvio Padrão	Mínimo/Máximo
	Grande (1)	Caípe (2)	Suape (3)							
Prof. (cm)	30	25	80	90	32	45	110	58,9	34	25/110
Temp (°C)	27,3	26,9	26,3	26,7	26,8	27,4	26,1	26,8	0,5	26,3/27,4
OD (mg/L)	5,3	4,1	4,26	4,67	4,2	4,77	5,13	4,63	0,47	4,10/5,13
Cond(mS/cm)	4,73	5,9	5,05	4,64	4,56	4,41	6,3	5,08	0,73	4,41/6,30
pH	8,07	7,9	7,94	7,96	7,84	7,73	7,9	7,91	0,11	7,73/8,07
Eh (mV)	-62	-49	-54	-41	-3,1	-37	-43	-45,3	10,5	-62/-31
Salinidade	35	34	35	34	34	32	35	34,1	1,1	32/35
Amônia	≤0,291	3,055	≤0,291	≤0,291	≤0,291	≤0,291	≤0,291	3,06	N.C	-/3,1
Fosfato	0,383	0,863	0,816	0,331	0,173	0,286	0,174	0,34	0,24	0,1/0,9
Silício Reativo	14,962	14,023	18,451	21,446	26,427	25,229	14,042	19,23	5,25	14/26
Nitrito	≤0,022	≤0,022	≤0,022	≤0,022	≤0,022	≤0,022	≤0,022	N.C	N.C	N.C
Nitrato	1,767	1,759	1,771	1,765	1,761	1,767	1,754	1,76	0,01	1,75/1,76

Os resultados de delta pH (Prado,1991) obtidos evidenciaram que o substrato de manguezal da região norte da BTS tem predominância em reter mais cátions do que ânions, diferentemente do que parece ocorrer em Maragojipe.

Para avaliar se existe diferença estatística significativa no pH médio, para um nível de significância de 5%, entre a estação controle (Jiribatuba – Ilha de Itaparica) e demais estações na BTS, utilizou-se a Análise de Variância (ANOVA) para Experimentos Inteiramente ao Acaso. A tabela 1.3 nos mostra que foi identificada diferença estatística em pelo menos uma estação em relação a estação controle, pois o nível descritivo do teste (p) foi menor que 0,05 (nível de significância), ou seja, $p < 0,05$. Para identificar qual estação difere de pH médio da estação controle, utilizou-se o teste de Dunnett a um nível de significância de 5%. A tabela 1.4 mostra que apenas na estação Suape foi identificado diferença significativa em relação à ilha de Itaparica (controle), pois seu valor de p foi menor que 0,05.

Tabela 1.3 – Análise de Variância para o pH em sedimentos de manguezal da BTS.

Fonte de Variação	SQ	GL	SQM	F	P
Entre Estações	86,8482	6	14,4747	24,5549	$\leq 0,05$
Dentro da Estação	43,0324	73	0,5895		
Total	129,8806	79			

Tabela 1.4 – Valores de p do Teste de Dunnett para cada estação em relação à estação controle.

Estação	Estação Controle	p
Coqueiro Grande	Ilha de Itaparica	0,8727
Caípe	Ilha de Itaparica	0,0988
Suape	Ilha de Itaparica	$< 0,05$
Madre de Deus	Ilha de Itaparica	0,1256
Ilha das Fontes	Ilha de Itaparica	0,0701
Ilha de Cajaíba	Ilha de Itaparica	0,9574

Os valores de Eh demonstram características típicas de ambiente redutor, que são peculiares às regiões de manguezal. Nessas zonas, durante a decomposição microbiana da matéria orgânica, o oxigênio é rapidamente consumido e é fracamente difundido no substrato. As variações de Eh apresentadas nas tabelas 1.3 e 1.4 podem estar associadas à flutuação da maré no momento da coleta ou à localização das estações de amostragem.

Em geral a salinidade apresentou grande variabilidade. Essa variabilidade é referenciada como dependente das condições climáticas dominantes no período de amostragem e da amplitude de maré. Nas regiões de São Francisco do Conde e Maragogipe (BTS) a salinidade mostrou variações (Tabela 1.2) que estiveram associadas às situações das marés ou menor proximidade dos locais de desembocadura dos cursos fluviais.

Os resultados obtidos para os nutrientes (Tabela 1.2) mostram que Caípe foi um dos locais que apresentou os mais altos valores obtidos de fosfato e amônia; a inspeção visual mostrou que o tipo de vegetação deste local apresentou uma grande quantidade de *Avicennia*, sem a presença de *Rhizophora*. Os valores de nitrito ficaram abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada. Altos valores de silício reativo foram verificados em toda a área, com um valor mais alto em Maragogipe. A concentração de nitrato praticamente foi homogênea em toda a área.

VI. Físico-química dos Sedimentos

No momento da abertura dos testemunhos coletados nas estações de (1) a (7) pôde-se observar a presença de diferentes tipos de sedimentos, com coloração que variavam entre marrom, marrom acinzentado e cinza escuro, assim como vários tipos de compactação, material lenhoso e restos de conchas. A avaliação qualitativa dos sedimentos coletados teve como principais aspectos analisados: a cor, pois esta demonstra a natureza física e algumas vezes química do ambiente no qual estava inserido, podendo também refletir a presença ou ausência de matéria orgânica; a

consistência do sedimento que esta relacionada com o seu tipo de granulação que varia de arenoso a argiloso e com sua fluidez; e a presença de raízes e carapaças que demonstram a vegetação assim como, os diferentes estágios de decomposição.

Nas estações de Coqueiro Grande, Caípe, Suape e Madre de Deus (BTS), os horizontes superficiais foram mais compactos e havia menos água intersticial do que na Ilha das fontes, Ilha de Cajaíba e Ilha de Itaparica que apresentaram horizontes superficiais mais fluídos (Figura 1.2).

Quanto a cor houve uma predominância do cinza que em alguns casos escureciam à medida que aumenta a profundidade. Na maioria deles também se pode observar a presença de conchas de todos os tamanhos e em diferentes estágios de deterioração, assim como raízes e carapaças.

Normalmente, quando se fala de manguezal imagina-se um terreno com material fluido, argiloso, pegajoso e saturado em água, entretanto, a evolução das pesquisas em zonas de manguezal tem mostrado que o substrato desse ecossistema reflete alguns aspectos influenciados diretamente por ações humanas, as quais vêm descaracterizando uma série de parâmetros naturais desse ambientes.

Espera-se que em regiões de baía, pelas próprias características hidrodinâmica intrínsecas, que seus manguezais estejam em substratos predominantemente lamosos. Mas Feijtel et al. (1988) levanta a hipótese, que a acumulação de sedimentos em zonas de manguezal localizadas no interior de baías, não se processa de maneira uniforme, assegurando que fatores como velocidade e direção de corrente de água, geomorfologia e batimetria, dentre outros, interagem e afetam a acumulação dos sedimentos. Também é sabido que a corrente do Brasil penetra na BTS transportando para o interior material fino em suspensão, lançados ao mar pelos rios e riachos da costa atlântica de Salvador. Evidências da efetividade da ação desta corrente são apontadas (Leão & Dominguez, 2000), com a presença das carapaças de radiolários e foraminíferos em sedimentos do fundo da parte norte da baía, que teriam sido trazidos de mar aberto.

Os resultados das análises granulométricas, com os respectivos valores percentuais mínimos, máximos, médias e desvio padrões, em cada fração granulométrica analisada, para os sedimentos das zonas de manguezal são mostrados na tabela 1.5.

Tabela 1.5 - Valores descritivos de granulometria por estação – BTS.

Estação	Descritiva	% de Argila + Silte	% de Areia
Coqueiro Grande	Mínimo / Máximo	14,49 / 33,99	66,01 / 85,51
	Média	26,35	73,65
	Desvio Padrão	7,64	7,64
Caípe	Mínimo / Máximo	15,38 / 30,16	69,84 / 84,62
	Média	20,48	79,52
	Desvio Padrão	4,06	4,06
Suape	Mínimo / Máximo	26,28 / 40,85	59,15 / 73,72
	Média	31,67	68,33
	Desvio Padrão	4,94	4,94
Madre de Deus	Mínimo / Máximo	14,95 / 30,31	69,69 / 85,05
	Média	23,20	76,80
	Desvio Padrão	6,60	6,60
Ilha das Fontes	Mínimo / Máximo	64,19 / 98,45	1,55 / 35,81
	Média	86,22	13,78
	Desvio Padrão	12,41	12,41
Ilha de Caraíba	Mínimo / Máximo	21,23 / 48,14	51,86 / 78,77
	Média	26,13	73,87
	Desvio Padrão	7,44	7,44
Ilha de Itaparica	Mínimo / Máximo	21,63 / 37,27	62,73 / 78,37
	Média	26,44	73,56
	Desvio Padrão	4,90	4,90

As características granulométricas observadas nos sedimentos mostraram que, com exceção de Ilha das Fontes (Figura 1.2), todas as estações concordaram com a hipótese da heterogeneidade no tamanho do grão dos sedimentos que formam o substrato desse manguezal, provavelmente por estarem em zona de influência mais direta da movimentação das marés. A maioria das frações granulométricas apresentou predominância para as areias, podendo ser produtos do intemperismo de

arenitos e folhelhos. Já na Ilha das Fontes a predominância é de lama. Acredita-se derivada principalmente da erosão marginal e da desagregação das rochas sedimentares do Super Grupo Bahia, formadas dentre os mais frequentes por folhelhos e siltitos cinza esverdeados e arenitos finos, os quais se alteram em argilas em clima tropical sempre úmido.

Quanto à geoquímica dos sedimentos, os resultados mostram em média maior teor de matéria orgânica e carbono orgânico na região da Ilha das Fontes e menor na região de Madre de Deus (Figura 1.2), como mostra a tabela 1.6. Os resultados das análises foram submetidos a tratamento estatístico através da técnica ANOVA que constatou a existência de diferenças significativas no que diz respeito à %M.O. e %C.O. entre as sete estações, $p < 0,05$ e $p < 0,05$ respectivamente.

Tabela 1.6 – Percentual (%) médio de Matéria Orgânica (M.O.) e Carbono Orgânico (C.O.) para a BTS.

Estações	Matéria Orgânica (%)		Carbono Orgânico (%)	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Coqueiro Grande	1,77	0,56	1,03	0,32
Caípe	0,78	0,50	0,45	0,29
Suape	1,62	0,44	0,94	0,25
Madre de Deus	0,67	0,26	0,39	0,15
Ilha das Fontes	2,32	0,62	1,35	0,36
Ilha de Cajaíba	1,14	0,40	0,66	0,23
Ilha de Itaparica	1,10	0,45	0,64	0,26

Também se observou diferença no percentual médio de matéria orgânica e carbono orgânico na estratificação que foi feita em profundidade, apresentando grande variação nos valores ao longo dos perfis.

Os resultados da razão C/N dos sedimentos de manguezais da BTS, com respectivos valores mínimos e máximos, médias e desvio padrão, estão apresentados na tabela 1.7. Os resultados se inserem naqueles estabelecidos por Lerman (1979 apud Santos & Camargo, 1999), onde padrões de relação C/N menores do que 30 identificam organismos e fácies orgânicas marinhas e maiores do que 50 indicam depósitos formados em ambientes de águas doces e salobras. Portanto, a BTS é dominada por condições francamente marinhas (salinidades entre 35 e 32) e que todos os resultados da razão C/N ficaram abaixo de 30.

Na tabela 1.7 observa-se que os maiores valores C/N em relação à estação controle (Jiribatuba – Ilha de Itaparica) foram identificados em Suape e Ilha de Cajaíba com valores médios de 15,9 e 14,9 podendo encontrar valores de até 27,8 e 25,4 respectivamente. Isso pode mostrar uma matéria orgânica pouco decomposta ou uma mudança de fonte de M.O. em relação à estação controle (Ilha de Itaparica) considerada sem agressões antrópicas. As demais estações mostraram valores baixos da razão C/N demonstrando uma boa evolução da decomposição da matéria orgânica e um possível padrão biogeoquímico em torno de um agrupamento de compostos orgânicos similares.

Tabela 1.7 – Valores descritivos da Razão C/N por estação na BTS.

Estações	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Coqueiro Grande	7,3386	3,6381	16,5543	3,4099
Caípe	10,0013	0,0000	15,4082	3,8611
Suape	15,9250	11,1500	27,7674	4,4629
Madre de Deus	13,2361	8,3125	16,9688	2,8567
Ilha das Fontes	6,2618	3,6325	10,4350	1,9441
Ilha de Cajaíba	14,8793	5,6000	25,3750	5,4677
Ilha de Itaparica	14,1615	10,6618	19,2353	2,7785
Total	11,5919	0,0000	27,7674	5,1756

Apesar de Suape e Ilha de Cajaíba (Figura 1.2) apresentarem os maiores valores de C/N, Suape apresentou um aparente comportamento decrescente com a profundidade, com exceção da fração

que corresponde a profundidade 42 a 44 cm, enquanto que Ilha de Cajaíba um leve comportamento crescente. Caípe também se mostrou levemente decrescente com a profundidade. As demais estações mostram um comportamento desordenado. As anomalias observadas podem corresponder simplesmente a períodos de desnitrificação mais intensiva ocasionando sedimentos com baixa preservação de compostos nitrogenados.

Para avaliar se existe diferença estatística significativa da Razão C/N, a um nível de significância de 5%, entre a estação controle (Ilha de Itaparica) e às demais estações utilizou-se a Análise de Variância (ANOVA) para Experimentos Inteiramente ao Acaso.

A tabela 1.8 abaixo nos mostra que foi identificada diferença estatística em pelo menos uma estação em relação à estação controle, pois o nível descritivo do teste (p) foi menor que 0,05 (nível de significância), ou seja, $p < 0,05$.

Tabela 1.8 – Análise de Variância para a Razão C / N em sedimentos de manguezal da BTS.

Fonte de variação	SQ	GL	SQM	F	p
Entre Estações	2129,3736	6	354,8956	25,4961	<0,05
Dentro da Estação	2129,6976	153	13,9196		
Total	4259,0712	159			

Para identificar qual estação difere em média de Razão C/N da estação controle, utilizou-se o teste de Dunnett a um nível de significância de 5%. Na tabela 1.9 observa-se que nas estações Coqueiro Grande, Caípe e Ilha das fontes (Figura 1.2) foram identificadas diferenças significativas em relação à ilha de Itaparica (controle), pois seus valores de p foram menores que 0,05.

Tabela 1.9 – Valores de p do Teste de Dunnett para cada estação em relação à estação controle.

Estações	Estação Controle	p
Coqueiro Grande	Ilha de Itaparica	<0,05
Caípe	Ilha de Itaparica	,0006
Suape	Ilha de Itaparica	,3871
Madre de Deus	Ilha de Itaparica	,9596
Ilha das Fontes	Ilha de Itaparica	<0,05
Ilha de Cajaíba	Ilha de Itaparica	,9627

VII. Metais nos Sedimentos

A distribuição espacial dos sedimentos em regiões estuarinas está condicionada à energia do ambiente, que se traduz na variação textural dos depósitos sedimentares. A região externa dos estuários é dominada pelos processos marinhos enquanto que na interna predominam os processos fluviais. Essas duas regiões apresentam sedimentos grosseiros em função da alta energia reinante. A zona intermediária, geograficamente localizada entre as duas anteriores, corresponde a uma região de baixa energia com predominância de sedimentos de granulação fina onde preferencialmente se instala o manguezal (Santos, 2002).

Os sedimentos de manguezal da região de norte da BTS apresentaram um teor médio de 22,86 $\mu\text{g/g}$ de Pb, com valores que variaram entre 10,00 a 32,00 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 1.10).

Estudos realizados por Santos (1997), em zonas de manguezal do estuário do rio Joanes, no litoral norte da Bahia, detectaram teores médios de Pb na ordem de 18,72 $\mu\text{g/g}$. Araújo (2000) estudando zonas de manguezal da região de Alcobaca, no sul do Estado da Bahia, determinou concentrações médias de Pb com valores em torno de 29,16 $\mu\text{g/g}$. Nestes casos foram analisados a mesma fração granulométrica e extração para a região norte da BTS, e verificaram que teores de chumbo estavam geralmente associados à proximidade de localidades com intenso fluxo de embarcações ou de veículos automotores. Atualmente verifica-se que estações mais próximas às

áreas de atividades petrolíferas constatadas “*in situ*” - estações 1, 2 e 3 (Tabela 1.4, Figura 1.2) apresentam valores médios de chumbo inferiores àqueles medidos nas zonas de manguezal sob influência do rio Subaé ou diretamente relacionada à zona urbana do município de São Francisco do Conde. Entretanto, quando os teores obtidos nos substratos de manguezal de São Francisco do Conde e de Maragogipe são comparados com aqueles obtidos para o chumbo nos folhelhos padrões (20µg/g) por Turekian & Wedepohl (1961), verifica-se que as regiões estudadas apresentaram valores médios relativamente próximos daqueles considerados como médias mundiais para os folhelhos (Tabela 1.10).

Tabela 1.10 – Variação dos valores de concentração de Al e Fe (µg/g x 10000) e Mn, Cu, Pb, Zn, Cd e Cr (µg/g), em sedimentos de manguezal da BTS, comparados com teores obtidos em outras regiões.

Regiões	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr
Alcobaça-Mucuri ⁽¹⁾	2,6-4,8	3,5-5,0	100-1000	7-13	21-43	4-6	0,6	na
Baía de Camamu ⁽²⁾	0,3-2,1	0,4-9,5	20-430	6-31	<19-517	19-230	nd	na
Baía de Aratu ⁽³⁾	0,1-1,0	0,6-2,5	64-5148	11-34	4-593	19-84	41-2315	na
BTS	0,6-2,1	0,7-3,2	44-308	11-35	10-32	16-95	nd	8-34
Baía de Iguape	na	0,3-8,3	42-316	5-23	10-74	3-22	nd	10-116
Estuário Rio Paraguaçu	na	1,4-3,4	63-276	19-43	nd	9-35	nd-0,06	6-28
Estuário Rio Jaguaripe	na	2,6-4,0	108-1200	16-32	11-17	52-81	nd	16-44
Ilha de Pati ⁽⁴⁾	na	3,3-4,5	2-29	1,5-2,6	na	0-8	na	na
Ilha de Itaparica	0,8 - 2,4	1,6-3,4	52-91	6-16	10-29	24-74	nd	15-30
Rio Joanes ⁽⁵⁾	0,0 - 0,2	na	0,001-0,03	11,8	18,7	24	0,2-0,4	8-9
Barra de Sepetiba ⁽⁶⁾	na	0,3-4,0	na	0-0,02	0,09-0,1	0,4-1,8	0-0,02	na
Kumarakam ⁽⁷⁾	na	1,3-6,1	0,03-0,06	19-92	na	112-466	na	71
Folhelho Padrão ⁽⁸⁾	na	na	na	45	20	95	0,3	90

(1) Oliveira et al. (1996); (2) Oliveira (2000); (3) Leão (2000); (4) Santos (1997); (5) Souza et al. (1996); (6) Lacerda (1997); (7) Badarudeen et al. (1996) e (8) Turekian & Wedepohl (1961). na = não analisado ; nd = não detectado.

VIII. Metais na Vegetação

O potencial do ecossistema manguezal como sumidouro antropogênico oriundos de atividades antropogênicas nas áreas tropicais e subtropicais tem sido amplamente reconhecido. Existem várias evidências derivadas de trabalhos de campo e experimentos controlados de vestígios de metais contaminantes retidos por sedimentos colonizados por vegetação de mangue (Harbison, 1986; Lacerda et al., 1991; Badarudeen et al., 1996; Tam & Wong, 1996; Clark et al., 1998). É interessante notar que a maioria dos estudos demonstra que, geralmente, uma parte relativamente pequena da transferência de metais está vinculada a sedimentos para plantas do manguezal (Ragsdale & Thorhaugh, 1980; Silva et al., 1990; Chiu & Chou, 1991; Sadiq & Zaidi, 1994). Isso sugere uma tendência de exportação de metal traço das florestas de mangue através de detritos vegetais (Lacerda et al., 1988; Silva et al., 1998), bem como uma pequena contaminação das cadeias alimentares baseadas no permanente biomassa e detritos do manguezal.

Comparando os teores de metais (Tabela 1.11) analisados entre as espécies consideradas, observou-se que a *R. mangle* apresentou maiores concentrações do que a *L. racemosa*. Esse fato destaca-se já que os mecanismos fisiológicos das rhizophoraceas são mais rudimentares do que os da *L. racemosa*. A primeira, não possui glândula de sal, estrutura que possibilita controlar a absorção e retenção de metais pelas espécies vegetais de manguezais (Lacerda, 1997). No entanto, a ausência dessa estrutura em *R. mangle*, não impede seu controle na absorção e retenção de metais, já que esta espécie é capaz de filtrar a água salgada, com o objetivo de manter a pressão osmótica.

Tabela 1.11 – Valores médios ($\mu\text{g/g}$) para concentrações dos metais em folhas de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* em manguezais da BTS e do Estado da Bahia.

Local	Espécie	Fe	Al	Mn	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Ba
BTS (1)	<i>R. mangle</i>	118	na	78	na	8,7	4,4	na	na	na
	<i>L. racemosa</i>	121	na	25	na	16,5	5,4	na	na	na
	<i>A. schaueriana</i>	183	na	123	na	20,6	6,9	na	na	na
Baía de Aratu (2)	<i>R. mangle</i>	160	na	195	0,5	24,1	11,7	na	0,1	na
	<i>L. racemosa</i>	157	na	111	0,6	26,6	11,4	na	0,1	na
Joanes (3)	<i>A. schaueriana</i>	129	46	61	0,04	19,3	7,3	nd	na	1,1
Alcobaça (4)	<i>A. schaueriana</i>	187	111	114	13,5	19,5	4,7	1,5	na	na
Baía de Camamu (5) (Centro da Baía)	<i>R. mangle</i>	71	59	328	1,0	9,0	7,0	0,4	nd	3,6
	<i>L. racemosa</i>	130	97	44	0,5	22,0	7,0	0,2	nd	9,0
	<i>A. schaueriana</i>	186	167	180	5,0	22,0	5,0	1,0	nd	32,0
Baía de Camamu (5) (Zona de Estuário)	<i>R. mangle</i>	70	70	202	3,0	5,8	1,5	0,6	nd	2,3
	<i>L. racemosa</i>	191	180	22	3,5	15,0	3,0	1,0	nd	4,0
	<i>A. schaueriana</i>	117	93	138	1,0	21,0	0,8	0,5	nd	1,0

(1) Souza et al., 1996; (2) Leão, 2000; (3) Filardi, 1999; (4) Araújo, 2000; (5) Oliveira (2000).

na = não analisado; nd = não detectado

A análise de correlação entre os teores de metais em folhas e em sedimentos de manguezal, determinada neste estudo, não demonstrou boas associações estatísticas, apesar de se verificar altas concentrações de alguns metais em folhas e sedimentos.

O conteúdo de Pb, Zn, Cu, Cr e Ba nos três tipos de vegetais, apresentou-se nitidamente maior nas estações correspondentes à região das ilhas, comparativamente aos teores verificados na região do entorno da baía (Oliveira, 2000). O Cd não foi considerado nas discussões, pois apresentou teores abaixo do limite de detecção. Dentre as espécies estudadas, a *Avicennia* foi aquela que, comparativamente a *Rhizophora* e a *Laguncularia*, apresentou teores mais elevados de Pb, Cr, Mn, Fe e Al. Lacerda (1998) comenta que espécies que segregam sal, como acontece caracteristicamente com a *Avicennia*, possuem mecanismos que devem ser mais eficientes no aprisionamento de metais traço, que espécies que excretam sal, como a *Rhizophora*.

Para melhor dimensionar a disponibilidade de metais do substrato para as plantas de manguezais, alguns autores (Oliveira, 2000; Lacerda, 1998; Lacerda et al., 1986, dentre outros), sugerem o estudo do Fator de Concentração (FC), que consiste na razão entre a concentração do metal na folha e no sedimento. O FC em espécies vegetais típicas de manguezais, normalmente, não ultrapassa uma unidade.

Observa-se que o FC para os metais Fe, Zn, Cu, Pb e Cd foram inferiores a 1,0 para as duas espécies analisadas: *R. mangle* e *L. racemosa* (Leão, 2000). No entanto, o Mn revelou um comportamento diferenciado dos outros metais. Nas folhas de *R. mangle*, a concentração desse metal foi cerca de duas vezes maior do que no sedimento, confirmando as expectativas já registradas na bibliografia, onde o Mn é considerado instável no compartimento sedimentar de manguezal, possibilitando maior mobilidade e grande absorção e translocação pelas espécies vegetais (Oliveira, 2000; Lacerda, 1998; 1994), podendo apresentar concentrações na ordem de até quatro vezes nas folhas em relação ao sedimento (Lacerda, 1998). Também se registrou que apenas o Mn apresentou concentrações mais elevadas em folhas, enquanto os demais metais apresentaram-se mais concentrados em raízes. Taylor (1987) atribui esse fato a existência de um mecanismo desenvolvido pela espécie vegetal, que impede a translocação de metais para outros compartimentos, quando esses vegetais são submetidos a substratos com altas concentrações de metais.

As condições redutoras dos solos de manguezal podem expor os vegetais a fitotoxinas, inibindo ou até impedindo seu desenvolvimento. Lacerda (1994) chama atenção para a elevação da

solubilidade de metais como Fe e Mn pelo potencial redox deste ambiente, da mesma forma que a redução dissimilatória do sulfato, que gera grandes quantidades de sulfetos. Esse autor concluiu que plantas crescendo sob tais condições, estão permanentemente expostas a essas fitotoxinas.

Apesar das altas concentrações de Cd nos sedimentos (p. ex. Baía de Aratu), as espécies vegetais apresentaram baixas concentrações em suas folhas. As relativas baixas concentrações de metais em folhas podem estar relacionadas com a formação de microambientes oxidados, promovidos pela liberação de oxigênio pelas raízes, determinando a oxidação de metais como o Fe e Mn. Essas reações podem formar óxidos e hidróxidos, reduzindo a presença de sulfetos que são transformados em sulfatos, diminuindo a toxicidade. Vários autores acreditam que esse mecanismo culmina com a formação de “placas de ferro” próximo das raízes (Lacerda, 1998; Taylor, 1987; Armstrong, 1978; Ponamperuna, 1972), que alteram as condições físico-químicas ao redor desse compartimento vegetal. Nestas condições, as “placas de ferro” desempenham importante papel na manutenção de espécies vegetais, impedindo a absorção e transporte de metais para as plantas.

Além do mecanismo de formação das “placas de ferro”, outras condições podem dificultar a incorporação de metais em plantas de manguezal, tornando-os indisponíveis, tais como: a complexação dos metais pela matéria orgânica e a formação de sulfetos estáveis.

Uma vez que os manguezais recobrem praticamente toda a costa brasileira, principalmente as regiões próximas às áreas urbanizadas e industrializadas, eles se colocam como receptores naturais de poluentes (metais traço, hidrocarbonetos, pesticidas, entre outros), carregados pelas águas fluviais ou pelo ar.

IX. Diagnóstico ambiental

Quanto à água do manguezal, pode-se dizer que ela é constituída por uma mistura daquela proveniente do escoamento superficial de encostas e da água do mar. As marés são responsáveis pelo suprimento de sal, nutrientes e matéria orgânica no ambiente, além de promover a oxigenação do substrato e estabilizar a salinidade do sedimento. Cabe ainda às marés a distribuição dos propágulos da vegetação de manguezal (Rodrigues, 1997; Vannucci, 1999).

Os valores de pH exibiram caráter neutro a levemente alcalino, sendo incapazes de favorecer a biodisponibilidade dos metais traço para as águas de superfície e intersticial do sedimento. Inexpressivas variações de pH foram detectadas entre os períodos, mas não entre pontos amostrais. Observou-se que estações mais influenciadas por introduções de água de origem marinha tenderam a apresentar maiores valores de pH quando comparadas às demais.

Para o parâmetro temperatura, as variações mais significativas foram detectadas entre os períodos de estiagem e chuvoso, restringindo-se às condições climáticas relacionadas à época de coleta.

Os teores de O.D. demonstraram-se variados, sobretudo em função da proximidade à “boca do estuário” e, contudo, mediante a uma maior influência das marés, sem que diferenças significativas fossem registradas entre ambos os períodos.

A salinidade demonstrou comportamento similar ao pH, tendo em vista que se deixou influenciar pelo aporte de água do mar e não pela sazonalidade. Vale ressaltar, também, as alterações dos teores inerentes a salinidade associadas às distintas amplitudes de maré, às contribuições fluviais e às mudanças de condições climáticas registradas no momento da coleta.

Estudos granulométricos dos sedimentos de manguezais caracterizam o substrato lamoso como sendo formado basicamente de partículas compostas pela fração do tipo areia, mais especificamente areia fina (partículas ≥ 50 e $< 200 \mu\text{m}$), permitindo inferir que os sedimentos não possuem capacidade acentuada, ou possui baixa capacidade, de agregar metais através de processos como: sorção e complexação.

As amostras apresentaram concentrações médias de metais inferiores à valores de referência internacional TEL (concentração abaixo da qual não há risco potencial de efeitos tóxicos à biota) e PEL (níveis prováveis de efeito adverso à comunidade biológica) estabelecidos pelo NOAA

(National Oceanic and Atmospheric Administration) e Environment Canada, utilizados na comparação dos resultados.

Os teores máximos dos elementos chumbo ($21,14\text{mg.Kg}^{-1}$) e níquel ($14,01\text{mg.Kg}^{-1}$), determinados nos sedimentos na região de Madre de Deus – BTS - são mais elevados que os valores de referência *background* (BG) considerados pelo NOAA como $4\text{-}17\text{mg.Kg}^{-1}$ e $9,9\text{mg.Kg}^{-1}$ respectivamente. Entretanto a média dos teores permanece dentro da faixa de referência, uma vez que os valores mínimos são muito baixos ($1,36\text{mg.Kg}^{-1}$). O teor mais elevado do níquel determinado nos sedimentos coletados na estação Suape, próximo a Refinaria Landulfo Alves Mataripe ($28,62\text{mg.Kg}^{-1}$) foi mais elevado do que os valores de BG ($9,9\text{mg.Kg}^{-1}$) e TEL (18mg.Kg^{-1}) estabelecido pelo NOAA. Observa-se nesse caso que, embora o valor mínimo tenha sido significativamente menos elevado ($0,66\text{mg.Kg}^{-1}$), a média para esta estação foi mais elevada que os valores do BG.

Os teores de metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) nos sedimentos de manguezal avaliados nas regiões de São Francisco do Conde e demais regiões apresentam concentrações inferiores às encontradas em sedimentos de manguezais de outras áreas, do Brasil e do mundo, referenciados para comparações, com exceção do níquel na estação Suape ($12,48\text{mg.Kg}^{-1}$) que foi maior do que o resultado encontrado na Baía de Guanabara.

De acordo com os valores determinados para os metais, pode-se inferir que não apresentam efeito adverso à biota, sendo confirmado pela relação de $\Sigma[\text{MES}]/[\text{SVA}]$ menor que 1 para o norte da BTS (Onofre et al., 2007), podendo-se sugerir que os metais são controlados pelos sulfetos nesses sedimentos, não estando biodisponíveis.

Para fins toxicológicos, nota-se que, os valores de referência das agências ambientais internacionais são superiores aos teores dos elementos levantados e determinados neste trabalho. Considerando-se o valor de referência PEL (Long et al., 1995; Macdonald, 1996), como limiar máximo toxicológico da cada elemento. Estes resultados sugerem que os teores dos metais determinados nas amostras de sedimento de manguezal na área estudada não alcançaram níveis comparativamente elevados.

Os testes estatísticos aplicados mostraram que não foram encontradas diferenças significativas nos teores dos metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) avaliados no substrato entre as estações amostrais da BTS (Coqueiro Grande, Rio Caípe e Suape), indicando que os teores de metais nestes ambientes são relativamente similares.

Após verificar as concentrações de metais, nos sedimentos da Baía de Aratu e da Baía do Iguape, tornou-se explícito o grau de comprometimento da primeira, que se encontra em área industrializada, e convive a várias décadas de convivência com diversas fontes poluidoras, seja por via atmosférica, terrestre ou aquática.

Notou-se na Baía de Aratu que, além das constatadas elevações nos teores de metais nos sedimentos, as visíveis modificações ambientais representam fortes indícios de impacto na região. Outro aspecto relevante é que o porte do manguezal é baixo, predominantemente arbustivo, o que caracteriza um ambiente sob impacto.

Observou-se que a espécie *Rhizophora mangle* é mais eficiente na absorção e retenção de metais do que *Laguncularia racemosa*. As baixas correlações positivas entre as concentrações de metais em plantas e sedimentos se relacionam com a formação de “placas de ferro” na região externa da parede celular. Isto constitui um importante mecanismo de aprisionamento de metais, desenvolvidos pelos vegetais, com o intuito de reduzir a absorção e retenção através das raízes de íons em quantidades tóxicas.

Em sua maioria os metais considerados neste estudo atuam, como importantes elementos funcionais para as plantas, revelando-se como micronutrientes (Fe, Mn, Zn e Cu), responsáveis pela manutenção do equilíbrio nutricional, estrutural e fisiológico dos vegetais. Porém, o Pb e o Cd podem ser considerados tóxicos, pelo simples fato de não fazerem parte da composição fisiológica da planta. Após análise dos dados do tecido foliar das espécies estudadas, os teores revelados para Pb e Cd foram muito baixos, denotando talvez um eficiente mecanismo de controle fisiológico pelas espécies vegetais de manguezal com relação a absorção desses metais, que não fazem parte da composição nutricional e/ou estrutural dos vegetais.

Esses resultados reforçam a necessidade da implantação de uma política de monitoramento das regiões costeiras e estuarinas, com vistas a estabelecer curvas de isotores de poluentes e melhorar a compreensão dos seus padrões de dispersão.

X. Referências

- Armstrong, Y. 1978. Root aeration in the wetland condition. In D. E. Hook & R. M. Crawford (eds.), *Plant Life in Anaerobic Environments*. *Ann Arbor Sci. Publi.*, Michigan, pp: 269 – 298.
- Araújo, B. R. N. 2000. *Diagnóstico Geoambiental de Zonas de Manguezal do Estuário do Rio Itanhém, Município de Alcobaça – Região do Extremo Sul do Estado da Bahia*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 159p.
- Badarudeen, A.; Damodaran, T.; Padmai, A. L. 1996. Texture and Geochemistry of the Sediments of a Tropical Mangrove Ecosystem, Southwest Coast of India. *Environmental Geology*, **27** (3): 164-169.
- Bahia. 1999. Superintendência de Recursos Hídricos - Secretaria de Infra Estrutura. *Projeto de Qualidade das Águas, Alto Subaé e Pedra do Cavalo: Diagnóstico Regional, Caracterização Física, Biótica e Qualidades das Águas*. Vol. 1 – Tomo A, Salvador-BA, Cd-Rom.
- Brazão, J. E. M. 1981. *Vegetação: As Regiões Fitoecológicas, sua Natureza e seus Recursos Econômicos* – Folha SD 24, Salvador. MME/Radambrasil, Rio de Janeiro.
- Chiu, C.Y. & Chou, C.H. 1991. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui estuary in Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition*, **37**: 659–669.
- CRA - Centro de Recursos Ambientais. 2001. *Bacias Hidrográficas do Recôncavo Norte*. CRA, Salvador. Boletim Técnico, p. 147-292.
- Duck, R.W. & Wewetzer, F. K. 2001. Impact of Frontal Systems on Estuarine Sediment and Pollutant Dynamics. *Sci. Total Environ.*, **266**:23-31.
- Feijó, F. J. 2002. *Estratigrafia das Bacias Sedimentares Brasileiras*. Petrobras, Rio de Janeiro, 249p.
- Feijtel, T. C.; Jongmans, A. G.; Van Breemen, N.; Miedema, R. 1988. Genesis of Two Planosols in the Massif Central, France. *Geoderma*, **43** (2-3):249-269.
- Fonseca, C. 1997. Evolução da Ocupação do Território: Asiáticos e Europeus na Disputa pela Baía. In: BTS: Diagnóstico Sócio - Ambiental e Subsídios para a Gestão. Germen/Ufba – Nima, Salvador, p. 31-42.
- Germen/Ufba – Nima. 1997. *Baía de Todos os Santos: Diagnóstico Sócio - Ambiental e Subsídios para a Gestão*. Salvador, 244p.
- Guedes, M. L. S. & Santos, J. J. 1997. Vegetação: Mata Ombrófila Densa e Restinga. In: BTS: Diagnóstico Sócio - Ambiental e Subsídios para a Gestão Germen/Ufba – Nima, Salvador, p. 125-135.
- Harbinson, P. 1986. Mangrove Muds: A Sink and a Source for Trace Metals. *Marine Pollution Bulletin*, **17** (6):246-250.
- Kennish, M. J. 1992. Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects. *Marine Science Series*. CRC Press, USA.
- Kjerfve, B. & Lacerda, L. D. 1993. Os Manguezais do Brasil. In: Vannucci, M. Os Manguezais e Nós: Uma Síntese de Percepções. Versão em Português – Denise Navas-Pereira, EDUSP, 1999, São Paulo, p. 185-196.
- Lacerda, L. D. 1994. *Biogeoquímica de Metais Pesados em Ecossistemas de Manguezal*. Tese (Concurso Público para Professor Titular). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 68p.
- Lacerda, L. D., Rezende, C.E., Aragon, G.T., Ovalle, A.R. 1991. Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*, **57/58**: 513-520.
- Lacerda, L. D.; Ittekkot, V.; Patchineelam, S. R. 1995. Biogeochemistry of Mangrove Soil Organic Matter: A Comparison Between Rhizophora and Avicennia Soil in South – Eastern Brazil – *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, **40**:713-720.

- Lacerda, L. D. 1997. Trace Metals In Mangrove Plants: Why Such Low Concentrations? In: Kjerfve, B.; Lacerda, L. D. De; Diop, El H. S. (Edit). *Mangrove Ecosystem Studies In Latin America And Africa*. International Society For Mangrove Ecosystems (Isme), College of Agriculture, University Of The Ryukyus, Okinawa 903-01, Japan, 349 P.
- Lacerda, L. D.; Huertas R.; Moresco, H. F.; Carrasco, G.; Viana, F.; Lucas, R. 1998. Trace Metal Concentrations and Geochemical Partitioning in Arroyo Carrasco Wetlands, Montevideo, Uruguay. *Geochim Bras.*, **12**:63-74.
- Leão, Z. M. A. N. & Dominguez, J. M. L. 2000. Tropical Coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **41**:112-122.
- Leite, O. R. 1997. Evolução Geológica da BTS. In: Germen/Ufba – Nima. *BTS: Diagnóstico Sócio - Ambiental e Subsídios para a Gestão*. Salvador, p. 15-29.
- Lessa, G. C.; Lima, G. M.; Carvalho, J. B.; Oliveira, V. 2000. Oceanografia Física e Geologia da BTS. Disponível em: <<http://www.cpgg.ufba.br/~glessa/bts>>. Acesso em: 12 jan. 2002.
- Long, E. R.; Macdonald, D. D.; Smith S. L.; Calder F. D. 1995. Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environ. Manag.*, **19**: 81-97.
- Macdonald, D. D.; Carr, S. R.; Calder, F. D.; Long, E. R.; Ingersol, C. G. 1996. Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters. *Ecotoxicology*, **5**:253-278.
- Menezes, N.L. 2006. Rhizophores in *Rhizophora mangle*: an alternative interpretation of so-called “aerial roots”. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **78**:213-226.
- Oliveira, O. M. C. de. 2000. *Diagnóstico Geoambiental em Zonas de Manguezal da Bahia de Camamu – BA*. Niterói, Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense, 249p.
- Onofre, C. R. de E.; Celino, J.J.; Nano, R. M. W.; Queiroz, A. F. 2007. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, **7** (2): 65-82.
- Orge, M. D. R.; Porsché, I. J.; Costa, M. C.; Lima, J. S.; Soares, S. E. D.; Justino, R. 2000. Assessment of Oil Refinery Waste on *Rhizophora Mangle* L. Seedling Growth in Mangrove of Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health And Management*, **3**: 471-477.
- Paredes, J. F., Queiroz, A. F. S., Carvalho, I. G., Ramos, M. A. S. B., Santos, A. L. F., Mosser, C. 1995. Mangrove Swamps of The Subaé and Paraguaçu Tributaries Rivers of The Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Série Tecnologia Ambiental*, **9**, Cetem/CNPQ, Rio de Janeiro, 15p.
- Polette, M. 1995. Legislação. In: Manguezal: Ecossistema entre a Terra e o Mar. Caribbean Ecological Research, p. 57-60.
- Ponamperuna, F. N. 1972. Chemistry of waterlogged soils. *Advances in Agronomy*, **24**: 29-96.
- Prado, H. D. 1991. *Manejo dos Solos: Descrições Pedológicas e suas Implicações*. Nobel, São Paulo, 116p.
- Ragsdale, H.L., Thorhaugh, A. 1980. Trace metal cycling in the U.S. coastal zone: a synthesis. *American Journal of Botany*, **67**:1102-1112.
- Rodrigues, F. O. 1997. *Derramamentos de Óleo no Ecossistema Manguezal: Limpeza do Ambiente, Efeitos e Metodologia de Estudo*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 190p.
- Rodrigues, S. A. 2002. O Manguezal e a sua Fauna. Disponível em: <<http://www.usp.br/cbm/artigos/mangue.html>> Acesso em: 22.jul.2002.
- Sadiq, M. & Zaidi, T.H. 1994. Sediment composition and metal concentrations in mangrove leaves from the Saudi coast of the Arabian Gulf. *Science of the Total Environment*, **155**:1-8.
- Salomons, W. & Förstner, U. 1984. Trace Metal Analysis on Polluted Sediments. Parte II: Evaluation of Environmental Impact. *Environment Technol. Lett.*, **10**:506-517.
- Santos, A.L.F. 1997. *Manguezais do Estuário do Rio Joanes, Lauro de Freitas, Bahia: Estudos de Caracterização Geoquímica como Subsídios para um Gerenciamento Ambiental Adequado*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 226p.
- Santos, G. A.; Camargo, F. A. O. 1999. *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Ed. Gênese, Porto Alegre. 295p.

- Santos, J. B. 2002. *Estudos Geoquímicos em Substrato Lamoso de Zonas de Manguezal da Região de São Francisco do Conde, Recôncavo Baiano: Subsídios a um Programa de Diagnóstico e Monitoramento Ambiental para Regiões de Manguezal Influenciadas por Atividades Petrolíferas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 152p.
- Schaeffer-Novelli, Y. S.; Cintrón-Molero, G.; Soares, M. L. G.; De-Rosa, T. 2000. Brazilian Mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**:561-570.
- Silva, C. A. R., Lacerda, L. D., Rezende, C. E. 1990. Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, **22**:339-345.
- Silva, C. A. R., Lacerda, L. D., Ovalle, A. R. C., Rezende, C. E. 1998. The dynamics of heavy metals through litterfall and decomposition in a red mangrove forest. *Mangroves and Salt Marshes*, **2**:149-157.
- Souza, H. F.; Guedes, M. L. S.; Oliveira, S. S. de; Santos, E. S. 1996. Alguns Aspectos Fitossociológicos e Nutricionais do Manguezal da Ilha de Pati – Bahia – Brasil. *Sitientibus*, (15):151-165.
- Taylor, G. J. 1987. Exclusion of metals from the symplast: a possible mechanism of metal tolerance in higher plants. *Journal of Plant Nutrition*, **10**: 213-222.
- Tomlinson, P. B. 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge, Cambridge University Press, 419p.
- Turekian, K. K. & Wedepohl, K. H. 1961. Distribution of The Elements in Some Major Units of Earth's Crust. *Geol. Soc. of Am. Bull.*, **72**:175-192.
- Vannucci, M. 1999. *O Manguezal e Nós: Uma Síntese de Percepções*. EDUSP, São Paulo, 235p.
- Veiga, I. G. 2003. *Avaliação da Origem dos Hidrocarbonetos em Sedimentos Superficiais de Manguezais da Região Norte da BTS, Bahia*. Dissertação de Mestrado, Lenep/UENF, Macaé. 205p.
- Zheng, G. J.; Man, B. K. W.; Lam, J. C. W.; Lam, M. H. W.; Lam, P. K. S. 2002. Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediment of a Sub - Tropical Coastal Wetland. *Water Research*, **36**:1457-1468.

CAPÍTULO 2

APICUNS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS: DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL,
DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

Gisele Mara Hadlich
José Martin Ucha
Joil José Celino

Os manguezais são ecossistemas recentes sob aspecto geológico-geomorfológico¹, encontrados no litoral brasileiro entre Cabo Orange (AP) e Laguna (SC), ocupando, segundo Schwamborn & Saint-Paul (1996), uma área aproximada de 14 mil km², o que configura o Brasil como segundo maior detentor de áreas de manguezais no mundo.

Os manguezais são conhecidos pela sua relevância ecológica e pela sua importância sócio-econômica devido às atividades de mariscagem desenvolvidas por comunidades próximas e estão incluídos entre as Zonas Úmidas definidas pela Convenção de Ramsar, da qual o Brasil é signatário, reconhecendo-as como recurso de grande valor econômico, cultural, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável (Ramsar, 1971; Schaeffer-Novelli, 1999). Os manguezais participam da dinâmica geoambiental nos ambientes litorâneos cuja evolução depende dos fluxos de matéria e energia associados aos processos hidrodinâmicos derivados das oscilações de marés, vinculando trocas proporcionadas pela interação e interdependência entre os componentes do manguezal e de ecossistemas adjacentes. Nesse contexto situam-se os apicuns.

Os apicuns correspondem a vastas áreas desnudas ou cobertas com vegetação rasa, podendo estar cobertos, em períodos de estação seca, por eflorescências salinas; em todo o mundo, são encontrados em áreas litorâneas intertropicais, sempre associados a manguezais. Marius (1985) registra estudos realizados sobre seqüências de manguezais-apicuns realizados em Madagascar, Senegal, Austrália, Índia e Gabão. Lebigre (2007) cita ainda a ocorrência de apicuns em Honduras, Papua-Nova-Guiné, Nicarágua, Equador e México.

Em diferentes regiões, os apicuns podem apresentar variações em relação à presença de vegetação ou à quantidade de enxofre e acidificação no horizonte superficial; são caracterizados pela elevada salinidade e estão relacionados à ocorrência de climas com regime de precipitação que comporta uma estação seca de, aproximadamente, três meses.

Apesar de serem incluídos, pelo menos em parte, no contexto dos grandes conjuntos de ambientes hipersalinos (os *sabkhas*, depressões salinas em ambientes áridos), a obrigatoriedade de estarem associados a manguezais os difere de outros ambientes com elevada salinidade (Lebigre, 2007); o mesmo critério diferencia apicuns de *saltmarshes* (que, quando associados a manguezais, correspondem aos apicuns herbáceos), *supratidal flats*, *hipersaline tidal flats*, *unvegetated flats* ou outros termos anglo-saxônicos.

Em geral, as referências a apicuns no Brasil se baseiam em estudos de Bigarella que, ao pesquisar o litoral paranaense na década de 40, afirma que, estando o manguezal em constante modificação, “durante as enchentes de preamar são depositados, sobre os manguezais, areias finíssimas [...]. Tais areias assim depositadas, tornam o banco de manguezal cada vez mais arenoso provocando a morte do mangue” (Bigarella, 2001, p. 74). Ucha et al. (2003; 2004), definindo apicuns como planícies arenosas hipersalinas, concordam com Bigarella ao afirmar que os apicuns são formas naturais de destruição do mangue, porém discordam no que se refere ao processo de

¹ Os manguezais, presentes nas planícies costeiras atuais, resultam de flutuações do nível do mar e alterações paleoclimáticas. Até cerca de 5.150 anos A.P., grande parte da costa brasileira encontrava-se submersa devido à Última Transgressão que foi seguida por uma regressão que formou terraços marinhos e transformou lagunas em lagoas e, posteriormente, lagoas em pântanos salobros (manguezais) (Suguio et al., 1985).

origem. Afirmam que a formação dos apicuns deve-se à deposição de materiais siliciclásticos originários das adjacências que sofrem erosão, sendo a preamar responsável pela distribuição, seleção e transporte de argilas e silte para fora dos apicuns, restando o material arenoso no local. Essa deposição seria, assim, responsável pela morte do mangue original, o qual se torna incapaz de resistir às novas condições de elevada salinidade e aridez temporária.

Os apicuns raramente são alvos específicos de pesquisas nas áreas costeiras, e conhecimentos sobre eles estão geralmente associados a estudos de manguezais ou a mapeamento de zonas costeiras. Paralelamente, os apicuns constituem foco de discussões ambientais, uma vez que são alvos de implantação de atividades econômicas, sobretudo a carcinicultura. Diversos estudos no Brasil, destacando-se na região NE (Crepani e Medeiros, 2003; Cavalcanti et al., 2007; Oliveira et al., 2000; Coelho Jr. & Schaeffer-Novelli, 2000; Meireles, 2004), mostram que a implantação da carcinicultura é, com frequência, responsável pela supressão dos manguezais e de apicuns (Brasil, 2005). O mesmo ocorre em outros países, também devido à implantação da rizicultura ou outras atividades antrópicas (Duke, 2006; Marius, 1985; Lebigre, 2007).

Legalmente, no Brasil, não há uma definição mais explícita na legislação incluindo o apicum como parte do ecossistema manguezal, dificultando o controle das atividades impactantes. De acordo com Schaeffer-Novelli (1999), o apicum é parte integrante dos manguezais, devendo ser protegido. Os autores que defendem a proteção aos apicuns baseiam-se na Resolução 303/02 do CONAMA, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente - APPs, e que afirma, em seu Art. 3º, ser APP, área situada “em manguezal, em toda sua extensão” (parágr. X) (Brasil, 2002).

Nesse contexto, busca-se, neste capítulo, trazer algumas características desses ambientes pouco conhecidos, especificamente dos apicuns encontrados na Baía de Todos os Santos, BA. São abordados aspectos relativos às características físicas e químicas dos apicuns, além do mapeamento de manguezais e apicuns na região estudada.

I. Apicuns: nomenclatura

Em português, o termo **apicum** deriva do tupi *apecu*, “coroa de areia”, e designa área geralmente arenosa com pobre ou nenhuma cobertura vegetal.

Em francês, a designação *tanne* – correspondente ao apicum – é um termo de origem *oulof* (língua senegalesa), sem equivalente em inglês (Lebigre, 2007), o que tem levado a imprecisões sobre esses ambientes na literatura nacional² e internacional.

Além da terminologia em si, discordâncias em relação a “apicuns” ocorrem devido a variações que podem ser observadas nesses ambientes, sobretudo em relação à presença ou não de vegetação.

Lebigre (2007) define diferentes tipos de apicuns: *tanne vif*, *tanne herbeux*, *tanne à moquette* e *tanne inclus*. Traduzindo esses termos, e com base nas definições fundamentais de apicuns, propõe-se a adoção da seguinte terminologia:

- apicum: áreas planas de elevada salinidade ou acidez, associadas a manguezais, desprovidas de vegetação ou com vegetação rasa, normalmente localizados entre os manguezais e as encostas próximas, na região de supra-maré, com granulometria variada.

Quanto à sua localização, pode-se ter o “apicum incluso” que se encontra no interior do manguezal, sem contato direto com áreas secas continentais (encostas), originado pela erosão de áreas elevadas (antigas “ilhas”).

Em relação à presença de vegetação, os apicuns podem ser diferenciados em:

- apicum vivo: apicum desprovido de vegetação herbácea ou lenhosa devido à elevada salinidade e/ou acidez;

² Enquanto a literatura em geral descreve o apicum como terreno salino ou ácido associado a manguezais, Guerra & Guerra (2005, p. 51) definem apicum como “Termo regional do Brasil usado para os terrenos de brejo, na zona costeira. Corresponde, algumas vezes, às zonas marginais de lagunas costeiras parcialmente colmatadas, que sofrem inundações produzidas pelas marés.”

- apicum herbáceo: há presença de um tapete herbáceo raso ou com presença de vegetação lenhosa;

O apicum pulvurulento ocorre quando sua superfície permanece muito tempo exposta (não recoberta pela maré) no período seco, e ocorrem inflorescências de halita ou gipsita.

Na figura 2.1 observa-se diferentes exemplos de apicuns encontrados no Brasil.

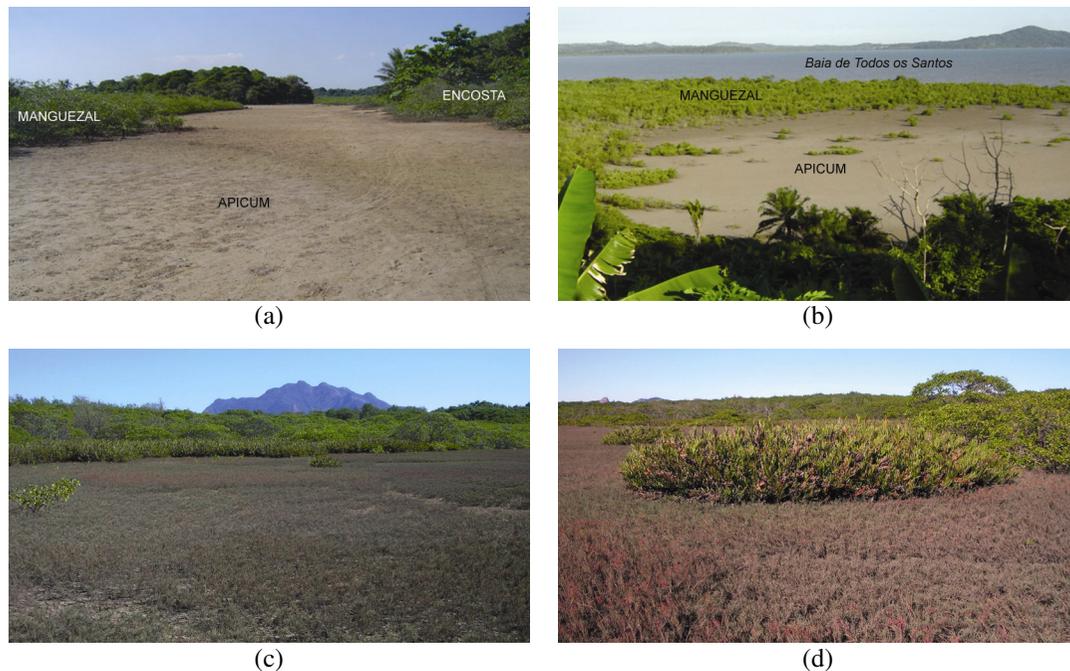


Figura 2.1- Exemplos de apicuns no Brasil: apicuns vivos em (a) Jaguaripe e (b) São Francisco do Conde, entornos da Baía de Todos os Santos, BA, e (c) apicuns herbáceos e (d) com manchas de vegetação (d) situados na Reserva Ecológica Municipal da Ilha do Lameirão, em Vitória, ES. Fotos (a) e (b): dos autores; (c) e (d): cedidas por Prof. Oberdan José Pereira.

II. Distribuição espacial de apicuns e manguezais na Baía de Todos os Santos

Apicuns desenvolvem-se sempre na área superior do estirâncio, sendo inundados por marés de sizígia ou marés meteorológicas. Em geral, ocorrem associados a zonas marginais de manguezais, na interface médio/supra litoral, localizados entre manguezais e terras secas elevadas adjacentes (Maciel, 1991; Ucha et al., 2004; Brasil, 2005; Guadagmin, 1999), podendo ser encontrados no interior do bosque (Camargo et al., 2000) constituindo os apicuns inclusos. Os apicuns mapeados na Baía de Todos os Santos (BTS) confirmam essa tendência.

A BTS, com área de 1,1 mil km², possui um perímetro de aproximadamente 200 km, sendo vastas áreas de suas margens ocupadas por manguezais. Para mapear as áreas de apicuns e manguezais ocorrentes (coordenadas planas limites para mapeamento: 490.000–575.000mE, 8540.000–8612.000mN), foram utilizadas imagens do satélite CBERS-2/CCD (órbitas/pontos 148/114-115 de 18/07/05 e 149/114-115 de 19/06/05). As imagens foram georreferenciadas e tratadas (aumento de contraste, transformação IHS-RGB, segmentação, classificação supervisionada e edição vetorial) no ambiente Spring, tendo sido feitas campanhas em campo para validação do mapeamento preliminar (Oliveira, 2007; Hadlich et al., 2007).

O mapa final foi gerado em escala 1:100.000, “Apicuns e Manguezais – Baía de Todos os Santos, BA” (Figura 2.2), e mostra as áreas de manguezais e apicuns na BTS: 177,6 km² e 10,2 km², respectivamente.

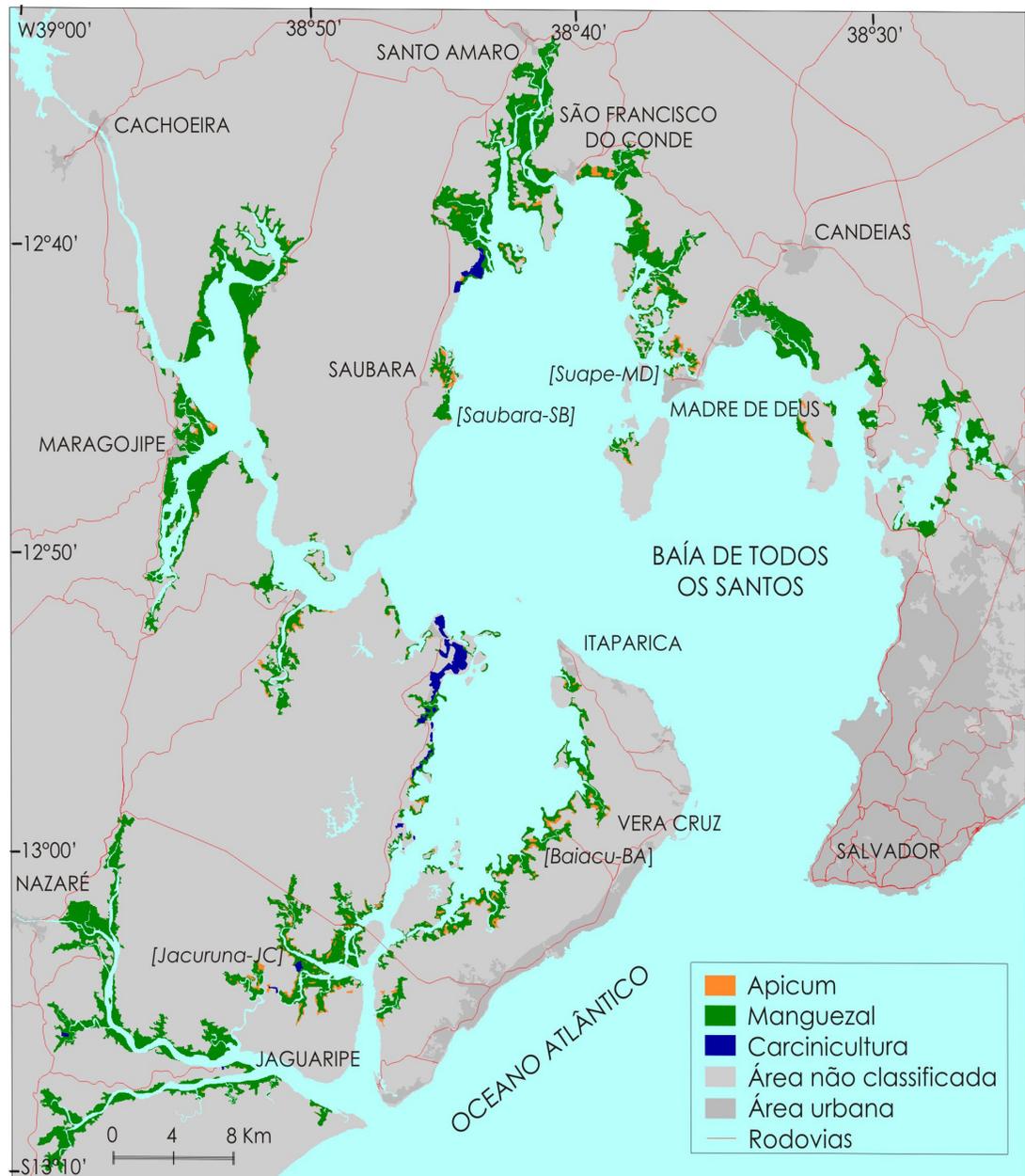


Figura 2.2 - Mapa “Apicuns e Manguezais – Baía de Todos os Santos, BA”, reduzido a partir do original 1:100.000, e indicação das localidades (estações) estudadas (entre colchetes).

Quanto à localização dos apicuns, a quase totalidade encontra-se nas bordas dos manguezais, localizados entre estes últimos e as áreas secas das encostas; raros são os apicuns inclusos.

Sua distribuição, entretanto, apresenta grandes variações espaciais.

Enquanto os manguezais se distribuem em toda a BTS, à exceção da área urbana de Salvador e das áreas litorâneas abertas ao mar (faixa oriental da Ilha de Itaparica, parte sul de outras ilhas menores e proximidades da foz do rio Paraguaçu), os apicuns concentram-se nas áreas SW-W (faixa ocidental da Ilha de Itaparica e junto dos manguezais dos rios Jacuruna e Santana, em Jaguaripe) e, em menor quantidade, na Baía de Iguape, em Saubara e ao N da BTS, em São Francisco do Conde e em Madre de Deus.

Os apicuns apresentam topografia plana, com declividade máxima, medida em campo, de até 0,4%; as encostas adjacentes têm declividade de 3 a 10% (comumente abaixo de 5%). Desenvolvem-se, portanto, onde a transição topográfica entre encosta e manguezal é suave, permitindo seu desenvolvimento; não ocorrem onde o contato vertente-manguezal possui quebra de declividade acentuada.

III. Evolução espacial recente dos apicuns

Para avaliação da evolução recente de algumas áreas com apicuns, tomou-se como base fotografias aéreas datadas de antes de 1990, fotografias aéreas de 2001 e/ou o mapa gerado (com base nas imagens de satélite de 2005), sendo feita uma comparação visual detalhada com auxílio do aplicativo Spring.

Algumas análises locais sugerem tanto a estabilização das áreas de apicuns quanto a sua redução devido à recolonização por vegetação de mangue ou ao avanço das encostas relacionado a processos erosivos nas encostas a montante (Figura 2.3a,b).

Apesar de, em sua origem, o apicum implicar em degradação do manguezal, o apicum pode ser recolonizado por espécies de mangue, conforme relatado por Schaeffer-Novelli (1999), Lebigre (2007), Oliveira (2000) e Oliveira (2005). A Figura 2.3 (c, d) mostra que a presença de locais rasos por onde drena a água pluvial pode ser um caminho para a revegetação do apicum.

O recuo ou avanço dos apicuns em relação aos manguezais parece estar diretamente relacionado à pluviometria anual local. Ackermann et al. (2006) registram, para o Delta do Sine-Saloum (Senegal), onde ocorrem grandes extensões de apicuns, a redução das áreas de manguezais em anos de baixa pluviometria e seu aumento em anos mais chuvosos. Marius (1985) cita grandes variações na vegetação em seqüências manguezal-apicum em anos de seca, com substituição de *Rhizophora* por *Avicennia* ou ampliação dos apicuns. O avanço de manguezais sobre *saltmarshes*, relacionado ao aumento de precipitação, é conhecido em áreas tropicais e subtropicais de todo o mundo (Adam, 2002; Harty, 2004; Rogers et al, 2005; Saintilan & Williams, 1999), assim como o processo contrário: aumento dos *unvegetated hypersaline flats*, em detrimento dos manguezais, devido à redução da precipitação (Snedaker, 1995).

A elevada pluviometria em apicuns favorece a lixiviação dos sais, sobretudo em materiais mais arenosos³, diminuindo a salinidade local e permitindo a instalação do mangue, uma vez que a elevada salinidade é apontada como principal fator limitante para o desenvolvimento da vegetação.

Na região estudada, observa-se, nos anos recentes, uma tendência de aumento do excesso hídrico e redução do déficit (Figura 2.4), o que pode explicar, pelo menos em parte, o avanço de manguezal sobre apicuns.

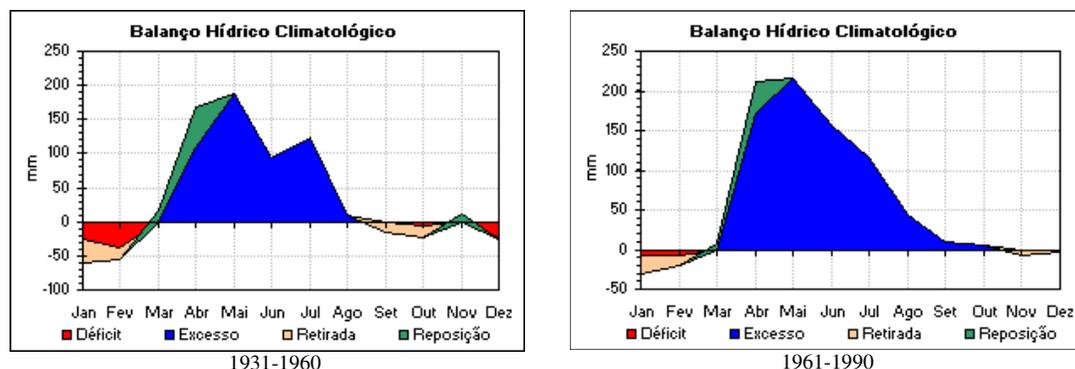


Figura 2.4 - Balanço hídrico climatológico, segundo Thornthwaite e Mather (1955), da estação meteorológica de Salvador (Ondina, coordenadas: 13°1'S - 38°31'W; altitude: 51,41m). Fonte: INMET (2007).

³ Marius (1985) cita que manguezais sobre materiais mais grosseiros resistem melhor à seca devido à rápida lavagem dos sais solúveis, decorrendo, portanto, um menor avanço dos apicuns em anos de estiagem prolongada.

A própria existência ou não de apicuns em diferentes áreas da BTS pode estar relacionada à dinâmica climática local. Infelizmente não existem dados climatológicos detalhados na BTS, mas as isoietas apresentadas por Brasil (1981) indicam variações na distribuição de chuvas entre a área Leste e as áreas Oeste-Sudoeste da Bahia: apesar de a região de Jaguaripe apresentar uma precipitação anual (2200mm) superior a Salvador (2000mm), a precipitação nos meses de primavera-verão é menor, correspondendo aos meses de elevadas temperaturas e conseqüente aumento das taxas de evaporação e evapotranspiração, o que pode favorecer o acúmulo de sais em superfície que leva, juntamente com outros fatores, à formação de apicuns.

Através da análise multitemporal foi evidenciado, também, que parte dos apicuns já vem sendo utilizada para a implantação da carcinicultura (Figura 2.3b), assim como ocorre em outras regiões do litoral nordestino.

Em campo, em alguns apicuns, observa-se a presença de troncos e raízes mortos de manguezal (Figura 2.5a), indicando que, em algum momento, houve recobrimento por sedimentos levando à degradação da vegetação. Paralelamente, adentrando o manguezal, são vistos troncos semelhantes, mortos, o que sugere que, após um avanço da área de apicum sobre a de manguezal que levou à mortandade, há ocorrência de retorno do manguezal sobre os apicuns.

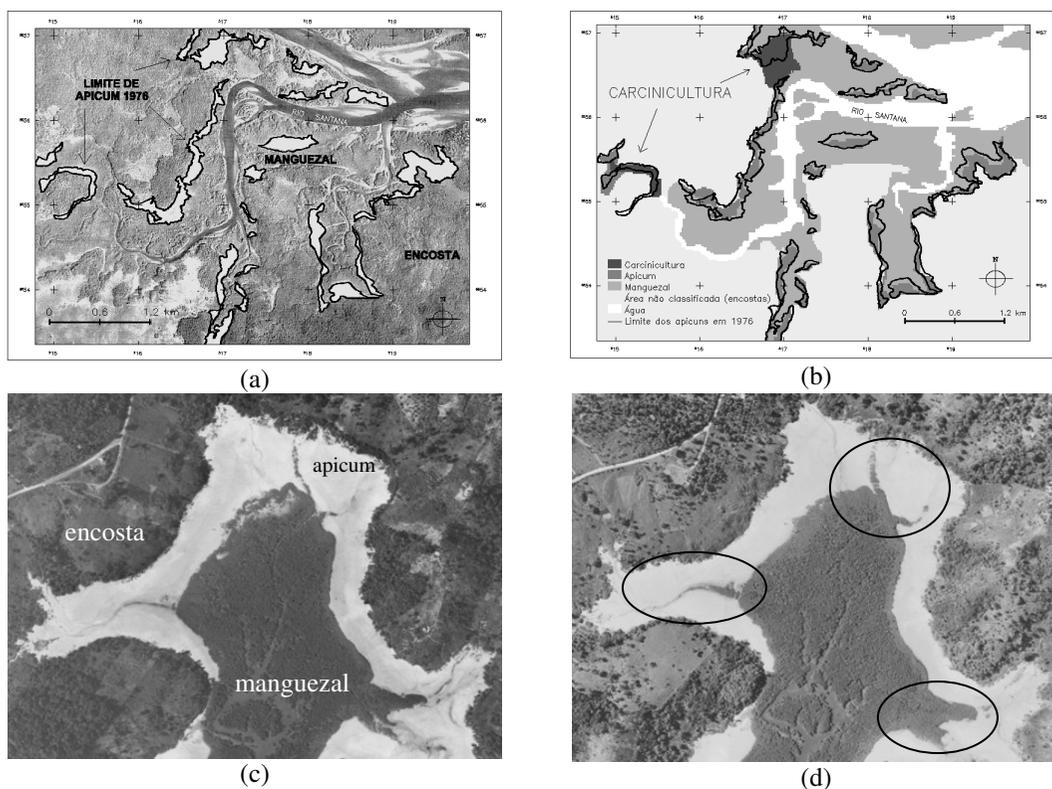


Figura 2.3 - Aspectos da evolução dos apicuns: (a) a fotografia aérea data de 1976 (escala 1:40.000) e (b) o mapa atual corresponde ao gerado através de imagens de satélite de 2005; região de Jacuruna, em Jaguaripe Observa-se implantação de carcinicultura em algumas áreas de apicum e avanço do manguezal ou das encostas sobre o apicum. As figuras (c) (fotografia aérea de 1989) e (d) (foto de 2001), em Madre de Deus, mostram avanço de manguezal nas áreas de drenagem superficial.

IV. Características dos apicuns

Com base na distribuição dos apicuns e manguezais mapeados, foram selecionados quatro apicuns-piloto para estudo físico e geoquímico. Esses apicuns estão situados nas localidades/municípios de Jacuruna/Jaguaripe (estação JC), Baiacu/Vera Cruz (estação BA), Suape/

Madre de Deus (estação MD) e em Saubara/Saubara (estação SB). As regiões estudadas estão indicadas na Figura 2.2.

Em campanha de campo (julho de 2007) foram realizados, em cada estação, o levantamento topográfico de uma toposequência (transecto) da encosta ao manguezal, atravessando o apicum, e a abertura de perfis ao longo da toposequência para descrição e para coleta de amostras deformadas e indeformadas. Foram coletadas também amostras para análises de orgânicos, acondicionadas em recipientes metálicos. Todas as amostras coletadas foram imediatamente resfriadas em ambiente próximo a zero grau Celsius e encaminhadas para laboratório.

As análises foram realizadas no Laboratório de Estudos do Petróleo – LEPETRO/IGEO/UFBA, nos Laboratórios do Centro Federal de Educação Tecnológica da Bahia – CEFET-BA e no Laboratório de Análises de Solos do Departamento Nacional de Obras Contra a Seca – DNOCS, em Salvador, BA, segundo metodologias adotadas por ASTM (1996) e Embrapa (1999). Para avaliação expedita da salinidade, foi preparada, em laboratório, uma pasta saturada de cada amostra; após descanso de 4 horas, o material foi centrifugado (15 minutos, 3mil rpm) e o sobrenadante foi gotejado e avaliado com um refratômetro.

As toposequências variaram, em comprimento, de 120 a 260 metros. Apresentam, tipicamente, relevo plano, com declividade em torno de 0,3% no apicum em direção ao manguezal. Nas encostas, junto aos apicuns, a declividade também é baixa, em torno de 3%. A zonation segue a seqüência, a partir do canal: (1) manguezal *Rhizophora* – (2) manguezal *Avicennia* e/ou *Laguncularia* e/ou *Rhizophora* – (3) transição manguezal-apicum com predomínio de *Laguncularia*, sendo que os espécimes tornam-se de menor porte e mais espaçados; ocorrem troncos de mangue morto – (4) apicum vivo – (5) transição apicum-encosta sem vegetação ou com franja interna com alguns espécimes de *Laguncularia* – (6) encosta (com mata, pastagem ou ocupação urbana). Tanto nas áreas de transição quanto no interior do apicum podem ocorrer manchas de vegetação rasa que suporta elevada salinidade ou até mesmo de *Laguncularia*, notadamente quando há algum pequeno dreno de águas pluviais nas proximidades. A presença de uma franja interna de espécimes de mangue é freqüente, sempre acompanhando o escoamento das águas provenientes de montante (encostas) (Figura 2.5). Ao longo dessa rede de drenagem pode ocorrer avanço do manguezal sobre o apicum, conforme já comentado.

A ocorrência de vegetação em áreas por onde escoam águas doces confirma a possibilidade de repovoamento de apicuns mediante redução dos níveis de salinidade.

V. Descrição dos perfis

Os perfis foram abertos sobre a topossequência durante o período chuvoso e com a maré baixa, com as seguintes localizações: ponto 1 - perfil na encosta; ponto 2 - perfil no apicum próximo à encosta; ponto 3 - perfil no centro do apicum e ponto 4 - perfil no apicum, próximo ao manguezal. No interior do manguezal (ponto 5: cerca de 15m adentro do manguezal, a partir do apicum, onde as árvores já apresentavam desenvolvimento normal) foi coletado material com auxílio de um amostrador com 100cm. As profundidades escavadas nos perfis foram determinadas pelo lençol freático ou pela rocha subjacente.

A caracterização dos perfis foi baseada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006) com a identificação da profundidade, da cor, da textura, da estrutura, da consistência e da transição entre camadas/horizontes.

O perfil típico encontrado no apicum (Figura 2.6) é caracterizado por uma camada com aproximadamente 60cm de profundidade formada por areia em superfície que pode passar a areno-argilosa em profundidade; há raízes mortas de mangue e/ou conchas de ostras (*Crassostrea* sp.), entre outras, entre 20 e 50cm, material este que se encontra assentado sobre os sedimentos autóctones (folhelhos argilosos do Grupo Ilhas em Madre de Deus, Baiacu e Saubara ou arenitos do Grupo Brotas em Jacuruna) ou sobre sedimentos de manguezal. A cor varia entre 10 YR 6/3 (bruno claro acinzentado) e 10 YR 3/1 (cinza muito escuro), com aparecimento de cores de redução (mosqueados) devido a flutuação do lençol freático em torno dos 50cm de profundidade.

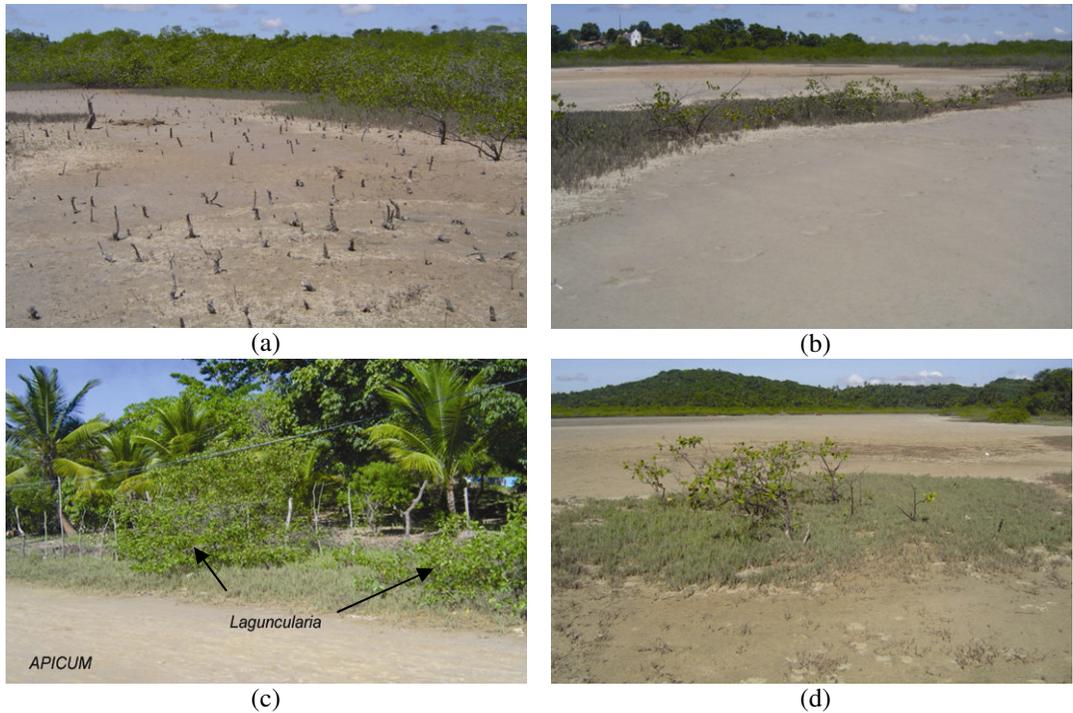


Figura 2.5 - Aspectos da vegetação encontrada em apicuns: (a) mangue morto e de pequeno porte (*Laguncularia*) na transição manguezal-apicum vivo e (b) vegetação ao longo de uma faixa, no apicum vivo, por onde drena água de origem pluvial (localidade de Jacuruna, município de Jaguaripe); (c) franja interna (localidade Suape, em Madre de Deus) e (d) mancha de vegetação no apicum (localidade de Baiacu, em Vera Cruz).



Figura 2.6 - Perfil típico encontrado nos apicuns na Baía de Todos os Santos, BA.

Os horizontes identificados pela notação 10YR 4/2 (bruno acinzentado escuro) e denominado *purée de marron* em francês, são descritos em diversos apicuns estudados por Marius (1985) no Senegal e na Gâmbia. O autor associa inúmeras manchas dessa coloração com áreas onde o manguezal está regredindo, em vias de desaparecer. Descreve, igualmente, a cor 10YR 4/1 em áreas com avicénias mortas nas proximidades dos apicuns. As colorações 10YR 4/n são comumente encontradas em maiores profundidades, a exemplo do que foi descrito nos apicuns da Baía de Todos os Santos e são associadas, segundo Marius, a amontoados de fibras em decomposição, com manchas de jarosita dentro de bainhas de raízes de *Rhizophora*, ocorrendo na maior parte de manguezais decadentes ou apicuns que são inundados pela maré alta. As mesmas características são observadas nos apicuns da BTS, sobretudo na sua parte central e transição para o manguezal adjacente.

Pedologicamente trata-se de um perfil de solo enterrado, com perfeita identificação do antigo *solum* e visualização do soterramento posterior.

O material orgânico soterrado (troncos, raízes e conchas) também foi encontrado por Ucha et al. (2003; 2004) na localidade de Mucujó, em Jaguaripe, e no município de Valença, BA; Nascimento (1999) cita a ocorrência de antigo material de manguezal soterrado em apicuns de Sergipe.

VI. Análises físicas e químicas

Os valores médios dos parâmetros analisados em laboratório, para o conjunto das estações analisadas, são apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Valores médios e desvios padrão encontrados nas estações, segundo os pontos de coleta.

Parâmetro	Ponto 1 (encosta)	Ponto 2 (apicum)	Ponto 3 (apicum)	Ponto 4 (apicum)	Ponto 5 (manguezal)
Granulometria (g/kg):					
Areia grossa	190 ±120,4	158 ±106,3	234 ±165,8	211 ±124,5	183 ±106,3
Areia fina	633 ±110,9	570 ±201,6	515 ±166,7	587 ±150,8	655 ±104,7
Silte	79 ±45,3	92 ±67,4	110 ±98,8	76 ±46,03	81 ±30,4
Argila	99 ±55,3	180 ±195,1	142 ±129,1	126 ±114,7	81 ±24,2
Complexo sortivo (Cmolc/kg):					
Ca	1,80 ±0,55	2,27 ±1,42	2,82 ±2,05	3,24 ±2,20	3,47 ±2,03
Mg	2,43 ±2,07	11,47 ±7,76	13,45 ±6,87	14,08 ±7,82	8,14 ±2,60
K	0,21 ±0,28	1,22 ±1,77	1,03 ±0,68	1,03 ±0,47	1,47 ±1,12
Na	0,61 ±0,93	21,80 ±18,9	29,95 ±18,2	21,74 ±13,3	6,50 ±4,92
H+Al	5,60 ±3,68	3,12 ±2,65	1,95 ±1,73	3,67 ±5,13	4,12 ±2,23
Al	2,44 ±2,15	1,03 ±1,47	0,32 ±0,37	0,40 ±0,56	0,56 ±0,53
saturação Al (%)	33,30 ±25,6	5,42 ±7,13	1,38 ±1,33	1,29 ±1,20	3,30 ±2,91
saturação Na (%)	9,20 ±11,8	42,58 ±21,1	57,38 ±12,2	46,14 ±15,2	25,50 ±11,6
Outros:					
pH	4,9 ±1,43	6,0 ±1,65	6,5 ±1,64	6,3 ±1,41	5,6 ±1,50
MO (g/kg)	16,2 ±7,55	10,6 ±6,46	12,9 ±8,04	13,0 ±6,17	17,6 ±7,94
N (g/kg)	0,81 ±0,38	0,53 ±0,32	0,65 ±0,40	0,65 ±0,31	1,97 ±3,58
P assim. (mg/kg)	2,50 ±1,27	3,17 ±1,90	6,77 ±8,40	4,64 ±2,21	4,40 ±3,31
salinidade	3,40 ±7,01	59,82 ±35,3	74,69 ±18,2	69,43 ±22,9	39,70 ±18,03

A maior parte das amostras possui granulometria franco-arenosa, areia-franca ou arenosa, sendo que apenas em profundidade, onde se encontra o material geológico autóctone, pode ser encontrada uma granulometria mais fina (quando sobre folhelhos). Destaca-se Jacuruna, onde quase todas as

amostras são arenosas. Segundo análises estatísticas (t-teste para diferenciação de médias), a granulometria é um dos principais fatores que diferencia as estações de coleta.

Nos perfis, sobretudo nos apicuns, a porcentagem de areia grossa e/ou fina diminui em profundidade, permanecendo o material mais grosseiro em superfície. A tendência de textura menor em profundidade, em relação à superfície, ocorre em outros apicuns no mundo, mesmo em áreas com manguezais argilosos (Marius, 1985).

O ponto 1 corresponde, em todas as toposeqüências, à área a montante do apicum, sem influência direta das marés e com desenvolvimento de solos, associados à vegetação de Floresta Tropical Atlântica degradada ou, no caso de Jacuruna, à área arenosa com presença de arbustos e coqueiros. O pH é baixo, dado o material de origem e o desenvolvimento de, em alguns casos, solos arenosos, bastante lixiviados. Predomina a saturação em alumínio; as outras bases apresentam valores muito baixos. A quantidade de bases, fator de diferenciação entre o ponto 1 (encosta) e os demais pontos da toposeqüência, aumenta em direção ao apicum e manguezal. Os perfis localizados fora da ação das marés apresentam valores quase nulos de Na^+ .

No apicum (pontos 2, 3 e 4) a salinidade é elevada, ultrapassando 100‰ em algumas amostras. Sobressai o teor de bases, destacando-se o sódio e o magnésio. Ao longo dos apicuns, entre os parâmetros analisados, somente a saturação em Na^+ diferencia os pontos, mostrando uma maior saturação do complexo sortivo na área central (ponto 3), com concentração maior que no próprio manguezal (ponto 5). Considerando todas as amostras analisadas, a salinidade medida com refratômetro possui boa relação com o Na^+ e Mg^{+2} no complexo sortivo (correlações iguais a +0,77), indicando que a metodologia adotada para avaliação da salinidade representa um método rápido que fornece boas indicações da presença dessas bases (predominantemente de Na^+) nas toposeqüências.

A salinidade varia ao longo do ano conforme as estações climáticas e índices pluviométricos anuais. Análises de reconhecimento realizadas no apicum de Jacuruna em janeiro de 2007, período de déficit hídrico climatológico, mostraram maiores valores de salinidade em superfície, enquanto que na coleta realizada em julho de 2007, período de excedente hídrico, a salinidade era menor, podendo aumentar em profundidade (Figura 2.7a). Esse aumento em profundidade, em período chuvoso, foi confirmado nos outros apicuns-piloto analisados, claramente refletido nos teores de sódio (complexo sortivo) (Figura 2.7b). No apicum (pontos 2, 3 e 4) a salinidade média em janeiro (73) foi bem superior à de julho (39). Dados de variação de salinidade entre diferentes estações, seca e chuvosa, foram também registrados por Nascimento (1999) no litoral sergipano.

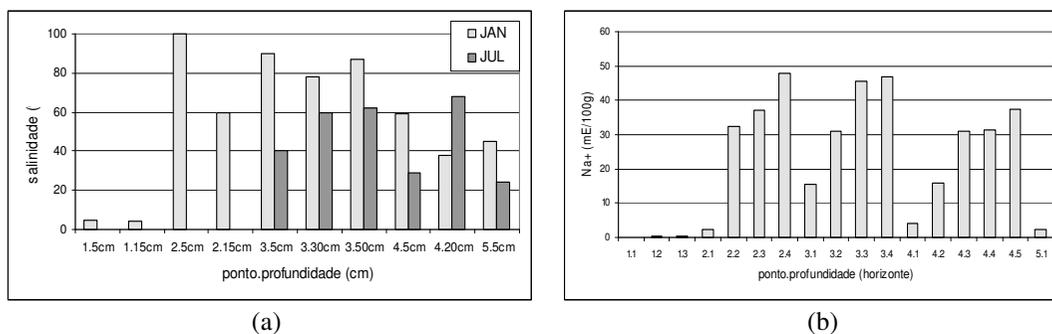


Figura 2.7 - (a) Variações de salinidade em período seco (JAN) e úmido (JUL) no apicum de Jacuruna, município de Jaguaripe. O primeiro valor corresponde ao ponto e o segundo, à profundidade média (em cm). (b) Variações de concentração de sódio (Na^+) no apicum de Baiacu, em Vera Cruz, no período úmido (jul/07).

A maior presença de bases eleva o pH nos apicuns. Em relação ao manguezal, entretanto, deve-se considerar que amostras coletadas sofrem, em sua secagem, acidificação. Este fenômeno é mais importante em se tratando de amostras coletadas sob *Rhizophora*, e a diferença entre o pH medido em campo e em laboratório é menor em direção aos apicuns (Marius, 1985). O fato não permite que se conclua um comportamento em relação ao pH ao longo da seqüência apicum-manguezal. Além disso, a quantidade de cálcio e potássio é mais elevada nos manguezais que nos apicuns.

Apesar da diferença que pode ocorrer entre análises de pH em amostras em campo ou em laboratório, percebe-se que não há um forte processo de acidificação no meio, conforme descrito por Marius (1985) em manguezais, principalmente de Rhizophoras, que são drenados ou sofrem anos de estiagem severa, levando à formação de apicuns com pH extremamente baixo, inviabilizando seu uso agrícola conforme inicialmente destinado em diversas regiões do mundo (Guiana, Suriname, Serra-Leoa, Tailândia, Malásia, Senegal).

Análises pormenorizadas do pH obtido a partir de amostras secas em laboratório mostram valores mais baixos em profundidade. Onde ocorre a presença de muita matéria orgânica em decomposição, de cor marrom, o pH baixa sensivelmente, fato observável nos apicuns de Baiacu, Saubara e Jacuruna, exceto onde ocorrem níveis com conchas em profundidade. A presença de conchas (material calcário), seja nos apicuns em Baiacu e Saubara, seja no manguezal em Madre de Deus, provoca a elevação do pH.

A matéria orgânica, em média, aumenta do apicum em direção ao manguezal onde sua decomposição é mais lenta devido às condições de anaerobiose. No apicum, é freqüente o aumento de matéria orgânica em profundidade, nitidamente quando é alcançado o nível que em campo se apresenta de coloração mais escura, com materiais orgânicos em decomposição, como pedaços de troncos e raízes que correspondem ao antigo manguezal soterrado.

VII. Apicuns: uma combinação entre erosão, marés e precipitações

Os perfis dos apicuns mostram que camadas de material arenoso recobrem um antigo leito sobre o qual se desenvolveram a vegetação de mangue e espécies de moluscos que, com o seu soterramento, sucumbiram às novas condições do ambiente. Dessa forma, o apicum caracteriza-se como área sucessional de degradação da vegetação, e não como de agradação.

Diferentes autores, entretanto, citam a recolonização de apicuns ou variações nas áreas ocupadas pela vegetação segundo a pluviometria, fato também observado em algumas áreas na Baía de Todos os Santos. O comportamento da vegetação reflete as condições climáticas anuais, estando associado à maior ou menor salinidade encontrada no apicum decorrente, respectivamente, do menor ou maior aporte de água pluvial no ambiente. Os perfis das encostas, não atingidos pelas marés, possuem valores quase nulos de salinidade, enquanto que os perfis que são atingidos pelas marés altas podem conter salinidade (destacando-se os teores de Na^+) que ultrapassam 100. A variação de precipitação e, portanto, o aporte de água doce no apicum na estação chuvosa interfere diretamente sobre a concentração de sais, depositados nos apicuns em decorrência da presença do lençol freático salino e do seu recobrimento pelas marés de sizígia e quadratura.

Há, entretanto, outro processo que interfere na evolução dos apicuns que deve ser levado em consideração e que merece estudos específicos. Observações em campo mostraram processos erosivos de encostas em períodos de precipitação intensa, com deposição do material fino a grosseiro nos apicuns. Alguns dias após a deposição verificou-se que o material fino havia sido removido pelas marés mais elevadas, pelos escoamentos pluviais e pelo efeito dispersante do sódio, restando o material grosseiro. Esse material grosseiro, ao longo do tempo, eleva o nível topográfico do apicum, o que resulta em diferentes condições a depender do local de deposição e do nível de elevação: 1) a maré não atinge mais aquele local agora elevado, o lençol freático passa a ser mais profundo (relativamente à superfície), diminuindo ainda mais a baixa ascensão capilar existente em materiais arenosos; conseqüentemente, a condição de salinidade diminui, permitindo a colonização por espécies diversas, ou 2) o material sedimentar recobre, aos poucos, a vegetação presente (manguezal), assoreando o local que é periodicamente recoberto pelas marés altas, depositando sais e, nos períodos secos, possibilitando a ascensão salina até a superfície, favorecendo a acumulação de sais e criando um ambiente hipersalino que impede o desenvolvimento até mesmo da vegetação de mangue.

É esta dinâmica que, associando processos, determina a ampliação ou o retrocesso das áreas de apicuns e adjacências: por um lado, a erosão provoca um avanço do material sedimentar oriundo das encostas sobre os apicuns ou mesmo dos apicuns sobre manguezais, gerando modificações

hidrológicas de superfície e subsuperfície e diferenciações nas condições de acúmulo de sais; por outro, as variações pluviométricas implicam em maior ou menor aporte de água pluvial no sistema, capaz de promover uma lavagem dos sais, possibilitando assim o avanço de diferentes espécies vegetais sobre os apicuns.

Lebigre (2007) cita pesquisas realizadas no Senegal e na Nova Caledônia, evidenciando uma ruptura de salinidade entre o lençol freático no manguezal e no apicum: no primeiro, a salinidade varia segundo as variações do estuário ou do rio; entretanto, a salinidade do lençol presente no apicum é elevada e constante. As variações de percolação horizontal e vertical da água, portanto, são fundamentais na formação e evolução de apicuns, e o substrato rochoso possui um papel determinante na acumulação dos sais.

Isto comprova que as condições hidrológicas, contemplando aporte de água das precipitações, são o principal fator de evolução dos apicuns, e modificações nessas condições podem levar à sua expansão ou retração.

Toda a dinâmica do apicum e, por conseguinte, do manguezal próximo, depende, portanto, das condições de salinidade que, por sua vez, estão relacionadas às condições climáticas e à oscilação das marés que refletem em características hidrológicas próprias e influenciam diretamente a evolução dos apicuns.

VIII. Agradecimentos

Os estudos sobre apicuns realizados na Baía de Todos os Santos foram executados com apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, projeto de pesquisa “Mapeamento e caracterização de apicuns na Baía de Todos os Santos, BA”. O mapeamento de apicuns contou com a participação do Engenheiro Fernando Yutaka Yamaguchi, IBGE – Unidade Estadual da Bahia e do acadêmico Thiago Leal de Oliveira, bolsista do Programa de Iniciação Científica da Universidade Federal da Bahia – PIBIC/UFBA.

IX. Referências

- Ackermann, G.; Alexandre, F.; Andrieu, J.; Mering, C.; Ollivier, C. 2006. Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la petite cote et dans de delta du Sine-Saloum (Sénégal). *Vertigo*, 7 (2):1-18.
- Adam, P. 2002. Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29 (1):39-61.
- ASTM. *Annual book of ASTM standards – 1996*. West Conshohocken: American Society for Testing and Materials, 1996. Designation : D 5258 – 92 – Reapproved 1996.
- Bigarella, J. J. 2001. Contribuição ao estudo da planície litorânea do Estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Jubilé Volume 1946-2001), p. 65-110. (Artigo original: *Boletim Geográfico*, 1947, n. 55, p. 747-779).
- Brasil. Câmara dos Deputados. Comissão de Meio ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Grupo de Trabalho destinado a realizar Diagnóstico sobre os Impactos da Carcinicultura cultura de crustáceos em viveiros) no Meio Ambiente, nas Regiões Norte e Nordeste. *Relatório final*. Brasília: Câmara dos Deputados. 2005.
- Brasil. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. *Projeto RADAMBRASIL Folha SD. 24 Salvador: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Rio de Janeiro: MME/SG/Projeto RADAM BRASIL, 1981. (Levantamento de Recursos Naturais, 24).
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. *Resolução n° 303, de 20 de março de 2002*. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Publicada no Diário Oficial da União de 13 de maio de 2002.
- Camargo, L. P.; Pellerin, J. R. G. M.; Panitz, I. M. N. 2000. Caracterização e classificação do manguezal do Rio Ratoles, através de técnicas de sensoriamento remoto e do sistema

- geográfico de informações SIG). Ilha de Santa Catarina, Brasil. *In: International Conference Mangrove 2000 (Recife, 2000). Anais...* Recife. CD-rom.
- Cavalcanti, D. R.; Carvalho, E. V. T.; Zagaglia, C. R.; Barreto, R.; Santos, R. N. de A. 2007. Detecção de viveiros de carcinicultura e de salinas com imagens CBERS-2 e Landsat, localizados na APA Delta do Parnaíba. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII (Florianópolis, 2007). *Anais...* São José dos Campos: INPE, p. 3813-3819.
- Coelho Júnior, C. & Schaeffer-Novelli, Y. 2000. Considerações teóricas e práticas sobre o impacto da carcinicultura nos ecossistemas costeiros brasileiros, com ênfase no ecossistema manguezal. *In: International Conference Mangrove 2000 Recife, 2000). Anais...* Recife. CD-rom.
- Crepani, E. & Medeiros, J. S. de. 2003. Carcinicultura em apicum no litoral do Piauí: uma análise com sensoriamento remoto e geoprocessamento. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XI. Belo Horizonte, 2003). Anais...* INPE, p. 1541-1548.
- Duke, N. 2006. *Australia's mangroves. The authoritative guide to Australia's mangrove plants.* University of Queensland, Brisbane, 200 p.
- Embrapa. 1999. *Manual de métodos de análises de solos.* 2. ed. Embrapa/CNPQ, Rio de Janeiro. 418 p.
- Embrapa. 2006. *Sistema brasileiro de classificação de solos.* 2. ed. Embrapa/SPI, Brasília; Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 306 p.
- Guadagnin, D. L. 1999. *Diagnóstico da situação e ações prioritárias para a conservação da zona costeira da Região Sul – Rio Grande do Sul e Santa Catarina.* Porto Alegre, 1999. Relatório de Atividades de Consultoria Técnica Individual. Programa Nacional da Diversidade Biológica – Pronabio. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio. Subprojeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha.).
- Guerra, A. T. & Guerra, A. J. T. 2005. *Novo dicionário geológico-geomorfológico.* 4 ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.
- Hadlich, G. M.; Oliveira, T. L. de; Yamaguchi, F. Y.; Ucha, J. M. 2007. Utilização de imagem CBERS e do programa Spring para identificação de manguezais na área norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII (2007, Florianópolis). Anais...* INPE, São José dos Campos, 1: 925-927.
- Harty, C. 2004. Planning strategies for mangrove and saltmarsh changes in Southeast Australia. *Coastal Management*, 32: 405-415.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2007. *Balanço hídrico climático.* Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/html/agro.html>>. Acesso em: 12 out. 2007.
- Lebigre, J-M. 2007. *Les marais à mangrove et les tannes.* Disponível em: <http://www.futura-sciences.com/fr/print/comprendre/dossiers/doc/t/geographie/d/les-marais-a-mangrove-et-les-tannes_683/c3/221/p1/>. Acesso em: 01 nov. 2007.
- Maciel, N. C. 1991. Alguns aspectos da ecologia do manguezal. *In: CPRH. Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste.* Recife: Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos, p. 9-37. (Série Publicações Técnicas, n. 003).
- Marius, C. 1985. *Mangroves du Senegal et de la Gambie: ecologie – pédologie – géochimie, mise en valeur et aménagement.* ORSTOM, Paris (Collection Travaux et Documents, 193).
- Meireles, A. J. A. 2004. Análise dos impactos ambientais originados pelas atividades de carcinicultura na área de influência direta da comunidade indígena Tremembé – Distrito de Almofala – Itarema/CE. UFC, Fortaleza, 38 p. (Parecer Técnico).
- Nascimento, S. A. 1999. *Estudo da importância do "apicum" para o ecossistema manguezal.* ADEMA, Aracaju, 34p.
- Oliveira, A.; Bessa, C. N.; Moreira, I. C. de N. 2000. Aqüicultura estuarina no Estado do Maranhão. *In: International Conference Mangrove 2000 Recife, 2000). Anais...* Recife. CD-rom.
- Oliveira, T. L. de. 2007. *Mapeamento e evolução recente das áreas de apicum na Baía de Todos os Santos, BA.* UFBA, PPPG-PIBIC, Salvador, 17 p. (Relatório Final).

- Oliveira, V. F. de. 2005. *Influência do estresse hídrico e salino na germinação de propágulos de Avicennia schaueriana Stapf e Leechman ex Moldenke e Laguncularia racemosa (L.) Gaertn. f.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.
- Ramsar. 1971. *The Ramsar convention on wetlands*. Gland, Suíça: Ramsar Convention Secretariat, s.d. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/>>. Acesso em: 26 abr. 2006.
- Rogers, K.; Saintilan, N.; H. Heiknis. 2005. Mangroves encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: the role of sedimentation, subsidence, and sea-level rise. *Estuaries and Coasts*, **28** (4): 551-559.
- Saintilan, N. & Williams, R. J. 1999. Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*, **8**: 117-124.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1999. *Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum*. São Paulo, 119 p. Programa Nacional da Diversidade Biológica – Pronabio. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio. Subprojeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha.). Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/workshop/costa/mangue/>>. Acesso em: 03 abr. 2006.
- Schwaborn, R. & Saint-Paul, U. 1996. Mangrove – forgotten forests? *In*: Institute for Scientific Co-operation. *Natural resources and development*. Tübingen, Germany, 43/44: 13-36.
- Snedaker, S.C. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, **295**: 43-49.
- Suguio, K.; Martin, L.; Bittencourt, A.C.S.P. 1985. Flutuações do nível do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. *Rev. Bras. Geoc.*, **15** (4):273-286.
- Ucha, J. M.; Santana, P. S. S.; Barreto, E. do N.; Vilas Boas, G. da S.; Gomes, A. S. R. 2003. Estudos preliminares sobre a gênese dos apicuns no Estado da Bahia. *In*: International Conference Mangrove 2003, Salvador. *Anais...* Salvador. CD-rom.
- Ucha, J. M.; Santana, P. S.; Gomes, A. S. R.; Barreto, E. do N.; Vilas-Boas, G. da S.; Ribeiro, L. P. 2004. Apicum: gênese nos campos arenosos e degradação dos manguezais em dois municípios baianos. *E.T.C. – Educação, Tecnologia e Cultura*, **3** (2): 26-27.

PARTE 2

AS REDES COOPERATIVAS DE MEIO AMBIENTE

CAPÍTULO 3

GESTÃO DO PROJETO COOPERATIVO PROAMB - PROTOCOLOS DE AVALIAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES IMPACTADOS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS - NO ÂMBITO DA RECUPETRO - REDE COOPERATIVA EM RECUPERAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS

*Joil José Celino
Antônio Fernando de Souza Queiroz
Gisele Mara Hadlich
Jeane Franco de Araújo*

Estudos do meio ambiente estão despertando grande interesse na sociedade científica, bem como nos órgãos das diversas estâncias do poder público (federal, estadual, municipal e instituições do terceiro setor) abordando questões de interesse ambiental e socioeconômico como: a concentração de metais traço, zoneamento e destituição da fauna e flora (biogeografia), estudos sedimentológicos, etnográficos dentre outros.

As pesquisas ambientais estão distribuídas em áreas geográficas distintas e são abordadas em diversas áreas do conhecimento, dificultando a contextualização das informações, que são a principal base para o planejamento e monitoramento de um determinado espaço geográfico.

“Projetos são idealizados para resolver problemas. Um projeto é um conjunto de ações e recursos organizados no sentido de atingir objetivos concretos e perfeitamente especificados. Devido às suas características intrínsecas, projetos requerem tecnologias para sua gestão” (Sales et al., 2004).

A Rede Cooperativa de Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas - RECUPETRO integra capacidades instaladas em diferentes Centros de Pesquisa da Região Nordeste do Brasil. Além disso, essa reunião de grupos – interinstitucionais, multi e interdisciplinares - preocupados com as questões ambientais, possuindo também integração com equipes de pesquisa da Região Norte, atende, desta forma, as prerrogativas instituídas no Edital CTPETRO/CNPq-FINEP 03/2001 que criou esse sistema de Redes.

A RECUPETRO fortalece sua ligação com as todas as outras Redes formadas no escopo desse Edital através de reuniões entre as Coordenações dessas Redes e, de uma forma mais particular, com as outras duas Redes de Meio Ambiente (PETROMAR e Clareiras da Amazônia) (Figura 3.1).

A criação do Banco de Dados (BD) – RECUPETRO pelo PROAMB, contendo informações geradas através da coleta de dados traz benefícios como: concentrar as informações por áreas, possibilitar a obtenção de pesquisas por critérios de maior relevância, possibilitar levantamento de dados estatísticos e posteriormente a identificação de áreas em um mapa.

I. Constituição

A RECUPETRO é composta por quatro Projetos Cooperativos, os quais passam a apresentar a seguir, um breve histórico dos membros participantes de suas equipes (RECUPETRO, 2008):

- **PROAMB** está embasado na relação interinstitucional construída entre o Núcleo de Estudos Ambiental (NEA), antigo Laboratório de Estudos Ambientais (LEA), criado em 1993 no Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia, e os demais centros de estudos que formam o conjunto de membros institucionais componentes deste Projeto. O PROAMB reúne capacidades

instaladas em diversos centros de pesquisa da região Nordeste do Brasil (UFBA, UCSal, FTC, UFAL, UFRN, UFRPE e UFC), além de contar com a experiência do grupo do Laboratório de Engenharia e Exploração de Petróleo (Lenep), da Universidade Estadual Norte Fluminense (UNF). Esse conjunto de centros de pesquisa, que atuam nas questões ambientais, pretende, através do PROAMB, apresentar soluções que possam ser agregadas aos outros Projetos Cooperativos, a fim de que, juntos, possam auxiliar nos processos de recuperação de áreas contaminadas por atividades petrolíferas.

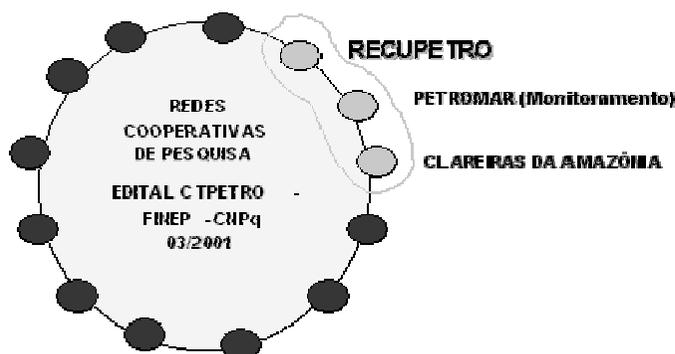


Figura 3.1 – Esboço da situação das Redes de Meio Ambiente segundo as prerrogativas instituídas no Edital CTPETRO/CNPq-FINEP 03/2001.

- **BIOPETRO** tem sua base de sustentação no Parque de Desenvolvimento Tecnológico – PADETEC. Esse Centro de Pesquisa foi criado em 1992, para servir de apoio a transferência de pesquisas da UFC para o setor produtivo através do mecanismo de incubação de empresas. O Parque vem desenvolvendo, desde esta época, um intenso programa de criação de empresas de base tecnológicas (EBTs), assim como o seu Centro de Pesquisas foi formatado para criação de novos produtos e para transferir tecnologias para as empresas incubadas e emancipadas. No que se relaciona ao tema proposto pelo Biopetro, o Grupo de Técnicas de Imobilização do PADETEC vem desenvolvendo pesquisas relacionadas com o desenvolvimento de membranas, géis e suportes para imobilização, utilizando quitina, quitosana e seus derivados bem como a produção de microesferas, “beads” e “quitossomas”. Além disso, o Biopetro conta com a participação de pesquisadores do Departamento de Engenharia Química (DEQ) da UFC, no desenvolvimento de pesquisas relacionadas com a identificação de microrganismos produtores de biosurfactantes, e de outros com capacidade de bioconversão de hidrocarbonetos. Também participam deste Projeto Cooperativo, equipes da UFRJ, que desenvolvem de forma pioneira pesquisas sobre microbiologia e bioconversão de petróleo e seus derivados, bem como a equipe da ESALQ, liderada pelo Prof. Dr. Flávio Tavares, especialista na área de genética microbiana, que se ocupa da identificação, seleção e melhoramento de microrganismos produtores de biosurfactantes e do estudo de espécies de microrganismos com capacidade de degradar o petróleo.

- **BAPPD** tem sua base de sustentação no Departamento de Antibióticos da UFPE. Esse Departamento vem desenvolvendo há muitos anos pesquisas integradas nas áreas da Química, Microbiologia e Farmacologia, e realizando investigações científicas multidisciplinares no âmbito da Biotecnologia, que culminaram com o desenvolvimento de vários fármacos fornecidos às Indústrias Farmacêuticas do Estado de Pernambuco, a exemplo do Lafepe e da Hebron, para comercialização e distribuição a nível nacional.

Atualmente, o Departamento de Antibióticos, Instituto Oswaldo Gonçalves de Lima, do Centro de Ciências Biológicas da UFPE é uma unidade de pesquisa, ensino e extensão. Como unidade de pesquisa realiza:

- pesquisa para obtenção de novas substâncias de origem microbiana, vegetal, animal e de síntese, possuidoras de ação biodinâmica;
- desenvolve pesquisa de aplicação nas áreas de: microbiologia, processos biotecnológicos, química, fitoquímica e farmacologia, de interesse local, regional ou nacional.

- **RELINE** - As instituições participantes do Projeto Cooperativo Reline (UFPE, UFPB, UFRN, UFC e UFAL) possuem ampla experiência em termos de tratamento de resíduos líquidos de diversas naturezas e têm feito diversas abordagens sobre o tema, desde a parte tecnológica relacionada com a caracterização, tratabilidade físico-química e biológica, biodegradabilidade, toxicidade de efluentes ou de seus componentes, bem como com a gestão sobre a destinação final e/ou redução dos impactos através da modelagem matemática e previsão de novas situações. Vários trabalhos foram já efetuados por diversos membros das equipes relacionados com os problemas ambientais oriundos de empreendimentos diversos (portos, aeroportos, rodovias, indústrias, estações de tratamento de água e esgotos, empreendimentos turísticos, usinas termoeletricas, barragens), e suas relações com acidentes ambientais. Foram então elaborados diagnósticos e planos de ação, com medidas preventivas e corretivas, em localidades terrestres, fluviais e marinhas.

A experiência das equipes de pesquisadores pode ser traduzida ainda em termos de convênios ou projetos de pesquisa firmados; com instituições federais (FINEP, CNPq, CAIXA, MMA, ANP, Sudene, CHESF), estaduais (agências de fomento como Facepe etc) e municipais (empresas como URB, EMLURB e outros órgãos de prefeituras do Nordeste), ou mesmo internacionais como JICA, Conselho Britânico/DFID, ORSTOM, DAAD e CIDA. Alguns dos membros possuem larga experiência em atuação internacional, na forma de consultor, professor visitante ou palestrante convidado, em cursos e congressos na área de tecnologia ambiental, biotecnologia e microbiologia ambiental.

II. Justificativa

O Nordeste brasileiro conta com grupos e instituições de competência reconhecida na área ambiental; no entanto, se verifica deficiências na sua parte analítica bem como na formação de recursos humanos, condições fundamentais para constituição de massa crítica que atue eficientemente na solução desses problemas. É imprescindível que se contemplem esses dois fatores, na formatação de uma Rede Interinstitucional, a fim de se criar capacitação técnica e instrumental na região, que contribua decisivamente para fortalecer as suas bases científicas e tecnológicas, de modo a diminuir o desequilíbrio ora existente com as áreas geográficas brasileiras consideradas desenvolvidas.

Nesta oportunidade, deve-se, com grande discernimento, lembrar que os maiores investimentos na área de petróleo estão voltados para as atividades de exploração/produção.

Não é difícil entender que as indústrias petrolíferas, prioritariamente visam maximizar os seus lucros, e as questões de meio ambiente devam ser enfocadas por equipes acadêmicas a elas associadas.

Mesmo com a atual defasagem, temos a convicção que os projetos, inseridos na Rede RECUPETRO, reúnem os requisitos para se alcançar plenamente os objetivos propostos, apontando soluções para a prevenção e descontaminação de áreas poluídas na região Nordeste. Ressalta-se que além de oportuno, a realização deste projeto é fundamental, tendo em vista ser esta região uma das maiores produtoras de petróleo do país, e onde ocorrem com frequência problemas ambientais decorrentes de atividades petrolíferas.

As atividades de pesquisa e monitoramento ambiental, assim como as soluções de remediação, têm sido, prioritariamente, restritas ao Cenpes da Petrobras. Isto vem contribuindo para que os projetos que tratam da questão ambiental, desenvolvidos nos centros de pesquisas do Nordeste apresentem um histórico de poucos recursos e laboratórios incompletos, contrastando com a elevada capacitação de seus pesquisadores.

Os objetivos propostos, que dá continuidade a importantes pesquisas em desenvolvimento, centenas de pesquisadores darão segmento a trabalhos em dezenas de Universidades e Centros de Pesquisa na região, na maioria das quais vêm sendo obtidos novos produtos, transferidas e absorvidas novas tecnologias, bem como formando e capacitando recursos humanos.

A Rede RECUPETRO vem contando com a experiência de um de seus membros, o Padetec (Parque de Desenvolvimento Tecnológico do Ceará), na transferência de tecnologia para o setor

produtivo. Empresa oriunda desta incubadora de base tecnológica participará como Interviente nesta Rede e encontra-se apta a colaborar e a receber a tecnologia e os produtos a serem desenvolvidos na presente proposta.

III. Objetivos estratégicos

Em linhas gerais, a Rede RECUPETRO tem como objetivo estratégico estabelecer competência local para gerenciar as questões/problemas ambientais oriundos de impactos provocados por atividades de exploração, produção, refino e transporte de petróleo e seus derivados na região Nordeste, principalmente através da consolidação de massa crítica. Entretanto, para que esse objetivo seja atingido dentro de um sistema organizacional estruturado, é necessário que seja implantado um processo de gestão/administração que permita o planejamento, a organização e o controle das atividades propostas pela Rede (Quadro 3.1).

Quadro 3.1 - Objetivos e Metas da Rede.

Objetivo Permanente	Objetivos e Metas da Rede		
	Curto Prazo	Médio Prazo	Longo Prazo
Objetivo Permanente 1	Produzir conhecimentos para a avaliação de ecossistemas modificados pela indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.	Integrar conhecimentos para avaliação e mitigação dos impactos de ecossistemas modificados pela indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.	Produzir, integrar e proteger conhecimentos e tecnologias ambientais para a prevenção dos impactos e recuperação de ecossistemas modificados pela indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.
Objetivo Permanente 2	Desenvolver recursos humanos na área de meio ambiente com ênfase na indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.	Formar e qualificar recursos humanos na área de meio ambiente com ênfase na indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.	Inclusão dos recursos humanos no mercado de meio ambiente com ênfase na indústria de petróleo, gás e outras fontes de energia.
Objetivo Permanente 3	Registrar patentes.	Busca de parcerias.	Elaborar contatos de concessão da tecnologia.
Objetivo Permanente 4	Gerar empresas incubadas.	Estabelecer infra-estrutura local da empresa incubada.	Comercializar o produto desenvolvido.
Objetivo Permanente 5	Divulgar a homepage da Rede.	Elaborar artigos, promover encontros científicos.	Elaborar livros e manuais.

Para executar essas atividades administrativas e se adaptar a um Modelo de Gestão almejado pela Petrobras, com fins de permitir um conjunto de indicadores de gestão condensados e de fácil aplicação pelas Redes, estarão sendo implantadas as seguintes atividades:

1 – Melhoria/adaptação da estrutura física: tratando-se de uma Rede, que envolve grande quantidade de trabalhos administrativos, faz-se necessário que a Coordenação esteja estabelecida em local apropriado, o que vem demandando adaptações físicas, em forma de obras. Nesse sentido está sendo criada a Sede do Projeto Cooperativo PROAMB, nas proximidades da Sede da Rede RECUPETRO, no Igeo/UFBA, onde serão contemplados espaços físicos para o Coordenador do PROAMB e para a Assessoria Técnico-Administrativa do Projeto Cooperativo PROAMB. Está sendo planejada, também, a Sala da Coordenação Administrativo-Financeira da Rede. Em todos esses locais serão instalados equipamentos para interação das Equipes do PROAMB e demais ações administrativas que permitam a gestão global da Rede. Estão sendo previstos recursos usuais de telecomunicação e informática (telefone, intranet, etc).

2 – Reuniões: o Grupo Coordenador tem se reunido com a presença de todos os Coordenadores, aos quais são acrescentados Consultores e Pessoal Técnico Administrativo, sempre que possível.

A Coordenação tem se deslocado da Sede até os núcleos regionais, sempre que necessário, para visitas de acompanhamento técnico ou administrativo, e, constantemente, se faz acompanhar de Consultor (es).

3 – Divulgação de Resultados e Intercâmbio de Informações: alguns dados obtidos já foram apresentados em Workshops e Congressos (a exemplo do I Workshop, que aconteceu em dezembro de 2002; do II Workshop, que se deu no âmbito do Congresso Internacional Mangrove 2003, em maio de 2003; e do III Workshop, realizado em novembro de 2004). Esses encontros continuarão acontecendo, como forma de prestação de contas à comunidade e aos organismos financiadores da pesquisa.

Além dessas formas de apresentação de resultados, a Rede buscará a integração contínua de seus membros, estabelecendo comunicações através de recursos usuais de telecomunicação e informática (telefone, intranet, etc).

Também deverá ser elaborado o Modelo de Gestão da RECUPETRO, nos moldes daqueles recomendados nas Oficinas realizadas pelo Petrobras, com esse intuito, em junho e agosto de 2005.

Da mesma forma buscar-se-á a adaptação dos processos de gerenciamento das atividades técnico-administrativas da Rede, com base no “software” Microsoft Project, a exemplo de como já é feito na experiência bem sucedida do Projeto Piatam Mar. Para tanto, serão efetivados entendimentos com a Coordenação daquele Projeto, a fim de permitir a transferência das metodologias/tecnologias de gestão que estão sendo utilizadas por aquele Grupo de Belém do Pará. Já foram iniciados contatos nesse sentido, e o Técnico Responsável pela utilização desse programa de informática virá a Salvador para dar o treinamento necessário.

IV. Mecanismos gerenciais de execução

Os trabalhos da Rede Cooperativa de Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas – RECUPETRO contam com uma Coordenação Geral que orienta ações a serem desenvolvidas pelos diferentes parceiros que a compõe.

São os seguintes os Projetos Cooperativos da Rede RECUPETRO:

- PROAMB sediado no Estado da Bahia onde se encontram 5 dos seus integrantes; inclui ainda grupos/laboratórios de Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Rio de Janeiro;
- BIOPETRO sediado no Estado de Ceará;
- BAPPD sediado no Estado de Pernambuco;
- RELINE sediado igualmente em Pernambuco onde se encontram 2 de seus integrantes, inclui ainda grupos/laboratórios de Alagoas, Rio Grande do Norte, Ceará e Paraíba.

Além desses, existem parceiros da Região Norte, que trabalham em projetos associados com membros da Rede RECUPETRO.

O arranjo assim proposto visa facilitar a consolidação de equipes capazes de contribuir para a redução de danos provocados por impactos ambientais originados por derramamento de petróleo e seus derivados, principalmente em zonas costeiras do Norte e Nordeste do Brasil.

A RECUPETRO vem desenvolvendo suas ações em áreas da Região Nordeste, a saber:

a) PROAMB – vem trabalhando no Norte da Baía de Todos os Santos (BA). Nessa região, notadamente nas proximidades do município de São Francisco do Conde, se verifica, desde algumas décadas, atividades relacionadas com a indústria petrolífera;

b) BIOPETRO - as pesquisas desenvolvidas estão tendo como áreas de estudos vários locais do Nordeste, sempre em áreas nas quais se tem verificado impactos ambientais oriundos das atividades petrolíferas;

c) BAPPD - os estudos vêm abordando a região de Suape (PE), que tem sido considerada como um exemplo típico de uma área susceptível a impacto ambiental, devido à sua localização nas proximidades do terminal marítimo de Suape, o qual movimentava mensalmente grandes quantidades de petroderivados. A pesquisa vem focalizando o tratamento de derivados líquidos claros de petróleo (gasolina, óleo Diesel, querosene) e combustível marítimo (MF).

d) RELINE - as pesquisas pretendidas vem abordando 3 pontos geográficos especiais, no que concerne à cadeia produtiva do petróleo: Camaçari (BA), Suape (PE) e Guamaré (RN). As pesquisas da toxicidade, tratamento e biodegradação dos resíduos provindos da cadeia produtiva são

o principal elo e o objeto de estudo entre as diversas equipes que formam o Projeto Cooperativo Reline.

No Projeto “Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas - Processos de Biorremediação (Projeto Novo)”, todas as Equipes que compõem a Rede RECUPETRO concentrarão seus esforços de pesquisa para conhecerem e poderem indicar soluções que permitam a recuperação de zonas impactadas por atividades petrolíferas, na região de São Francisco do Conde-Recôncavo Baiano. Os processos de biorremediação serão o foco principal dessa importante pesquisa.

Para o gerenciamento da RECUPETRO está sendo estabelecido um Grupo de Gestão, presidido pelo Coordenador da Rede e composto pelos seguintes Membros:

- Coordenador da REDE RECUPETRO;
- Vice-Coordenador da Rede RECUPETRO;
- Coordenador do Projeto Cooperativo PROAMB;
- Assessoria Técnico-Administrativa do Projeto Cooperativo PROAMB;
- Coordenador do Projeto Cooperativo BIOPETRO;
- Assessoria Técnico-Administrativa do Projeto Cooperativo BIOPETRO;
- Coordenador do Projeto Cooperativo BAPPD;
- Assessoria Técnico-Administrativa do Projeto Cooperativo BAPPD;
- Coordenador do Projeto Cooperativo RELINE;
- Assessoria Técnico-Administrativa do Projeto Cooperativo RELINE;
- Coordenação Administrativo-Financeira.

Além desses Membros, deverão fazer parte das reuniões de apresentação de resultados da Rede, Consultores Externos, nacionais e/ou estrangeiros, que possam avaliar a qualidade técnico-científica dos trabalhos em desenvolvimento.

É importante destacar, ainda, que a RECUPETRO vem exercendo atividades administrativas, integrando diferentes grupos de pesquisas do Nordeste e vem procurando auferir dessas atividades o melhor êxito, no que se refere aos estudos ambientais ou no que se relaciona com a formação de uma massa crítica e de uma razoável capacidade física instalada; o que é fundamental para diminuir a desigualdade regional verificável no Brasil de hoje. Para tanto, suas atividades vêm tendo cunho administrativo e filosofia de trabalho científica/acadêmica, refletindo-se em reuniões, encontros e eventos que estão permitindo a integração e o melhoramento das instituições e o treinamento/aperfeiçoamento dos pesquisadores envolvidos.

V. Medição dos trabalhos

A medição dos trabalhos realizados se dá sob a forma de relatórios que constituem marcos das atividades.

VI. Sistema de gerenciamento

Para o gerenciamento da RECUPETRO está sendo estabelecido um Grupo de Gestão, presidido pelo Coordenador da Rede e composto pelos Coordenadores dos Projetos Cooperativos, com a participação de consultores internos e externos (Figura 3.2).

VII. Recursos humanos e infra-estrutura

Cada Coordenador propõe o descritivo para consolidar o Manual de Gestão da RECUPETRO.

Programa de Treinamento e Capacitação: capacitação profissional, envolvendo treinamento e aperfeiçoamento dos conhecimentos e das habilidades necessárias ao desempenho das atribuições profissionais; capacitação gerencial, entendida como formação que propiciará ao pesquisador,

prepará-lo e, ou, qualificá-lo para o exercício de funções de natureza gerencial; educação e capacitação em sentido amplo, permitindo aos pesquisadores, bolsistas e demais participantes dos Projetos, a participação em congressos, seminários, encontros, simpósios em áreas afins, ou palestras.

Infra-estrutura física adequada para desenvolvimento dos projetos: Infra-estrutura dos Centros de Pesquisa/Universidades participantes da Rede (UFBA, UFPE, PADETEC, UFC e demais parceiros) e elaboração de banco de dados.

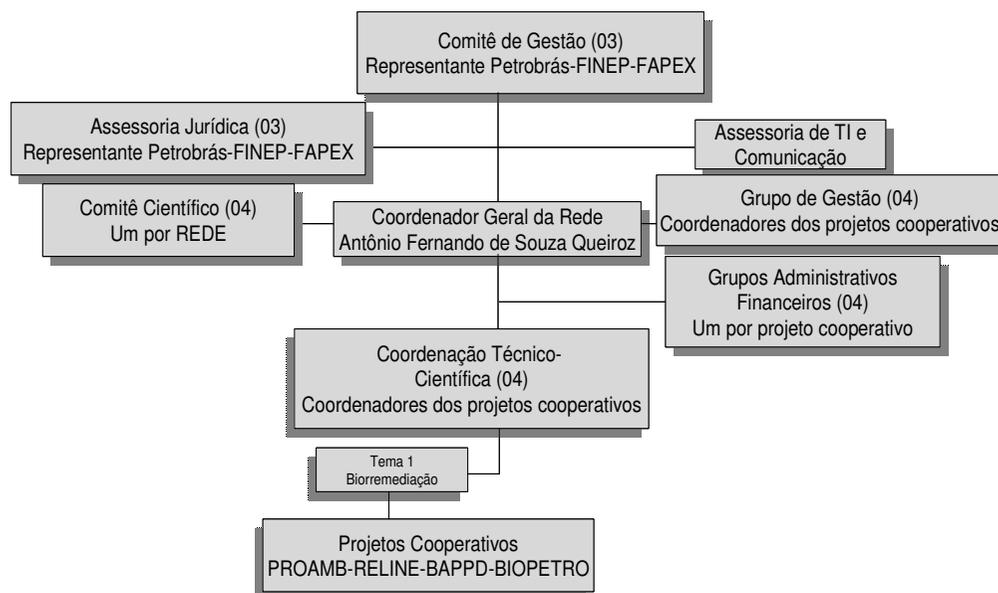


Figura 3.2 – Organograma da Rede (Celino & Queiroz, 2005).

VIII. BD RECUPETRO: Sistema de Gerenciamento de Áreas Impactadas por Atividades Petrolíferas

A área de bancos de dados geográficos (BDG) e o desenvolvimento de tecnologia de sistemas de informação geográfica (SIG) estarão passando por mudanças substanciais nos próximos anos, induzidas por uma nova geração de Sistemas de Gerenciamento de Banco de Dados - SGBDs objeto-relacionais, como o ORACLE e POSTGRESQL, que permitem incorporar dados espaciais.

Uma equipe multidisciplinar de profissionais e estudantes realizam as pesquisas em campo, buscando a coleta de dados que representam variáveis químicas, físicas e biológicas. Deste modo, um desafio importante para a comunidade de BDG é encontrar maneiras de utilizar a nova geração de SGBD com tipos de dados espaciais (Ferreira et al., 2002). Uma das respostas possíveis para este desafio é o estabelecimento de uma rede de desenvolvimento cooperativo, baseado em tecnologia *open source*.

A criação de um banco de dados usando UML - *Unified Modelling Language* (Stadzisz, 2002), contendo informações geradas através da coleta de dados, pode trazer benefícios como concentrar as informações por áreas, possibilitar a obtenção de pesquisas por critérios de maior relevância, possibilitar levantamento de dados estatísticos e posteriormente a identificação de áreas em um mapa.

Apresentação do Sistema: BD RECUPETRO

O sistema do Banco de Dados RECUPETRO – BD RECUPETRO é voltado para o gerenciamento das áreas geográficas a serem pesquisadas. Cada área é delimitada através de

coordenadas planas (UTM). Por sua vez, uma área possui diversos pontos. Em cada ponto são coletadas amostras, sendo que estes pontos/amostras são analisados segundo variáveis diversas.

O acesso ao sistema será dado mediante autenticação (senha). No tocante à autorização, é estabelecido um controle de acesso por grupo, onde um usuário com o papel de administrador define o tipo de acesso dos demais usuários (inserção/alteração/pesquisa e exclusão).

Esse sistema é desenvolvido para plataforma WEB, isto é, vários usuários podem fazer acessos simultâneos através de uma página na Internet. O sistema possibilita pesquisas, cadastros, alterações e exclusões de todos os dados existentes. Além disto, produz relatórios de pesquisas mais específicas.

Importante mencionar que cada integrante do projeto possui seu próprio portal após se autenticar no sistema. Isto é, cada pesquisador pode cadastrar suas pesquisas, alterá-las e visualizar as demais pesquisas existentes de outros pesquisadores. Com isso, fica claro que cada pesquisador só poderá alterar suas próprias pesquisas e nos demais casos terá permissão apenas de consulta.

Conforme citado, o sistema possui vários tipos de consultas com a finalidade de facilitar a busca de informações contidas no banco de dados, como, por exemplo, listar as pesquisas/dados de um determinado projeto; listar as pesquisas/dados existentes numa determinada área ou ponto etc. Desta maneira, um pesquisador de uma determinada região poderá obter informações de todas as pesquisas do projeto, pois elas estarão integradas num banco de dados que será alimentado através de um sistema WEB, facilitando assim o gerenciamento de todo o projeto.

Tecnologia Utilizada

O projeto de desenvolvimento utilizou os recursos tecnológicos seguindo a filosofia de softwares livres (*open-source*), de uso gratuito (*free software*) e de baixo custo de aquisição e utilização, tais como:

- *Unified Modeling Language* – UML: linguagem não proprietária utilizada para fazer modelagem de sistema (Stadzisz, 2002). A justificativa para adotá-la é que, além de eficiente, é padrão no mercado;

- linguagem de programação – Java: é uma tecnologia e uma linguagem de programação que tem como objetivo construir programas que possam ser utilizados em qualquer plataforma ou computador, sem que seja dependente de um sistema operacional ou ambiente de desenvolvimento;

- eclipse: utilizado para compilar os códigos Java; escolhe-se essa ferramenta por ser gratuita e muito eficiente.

Como ferramenta de SGBD optou-se pelo *PostgreSQL* (Stonebraker & Rowe, 1986): é um SGBD que oferece mecanismos eficientes de segurança e integridade de dados, além de suportar quase todas as construções SQL (linguagem utilizada para ter acesso as informações contidas no banco de Dados). Além disso, é um sistema gerenciador de banco de dados objeto-relacional, gratuito e de código fonte aberto. Em sua distribuição oficial, são oferecidos os seguintes recursos para trabalhar com dados espaciais:

- tipos geométricos: point, box, path, polygon e circle;

- indexação espacial: possui uma R-Tree, cuja implementação está limitada a dados com até 8Kbytes, sendo bastante limitada para dados geográficos reais. No entanto, permite a definição de uma R-Tree sobre o mecanismo de indexação conhecido como GiST (Hellerstein & Naughton, 1995);

- operadores espaciais: apresenta apenas alguns poucos operadores e bem limitados, por exemplo, no operador “contém” (@) uma das geometrias deve ser do tipo ponto e o operador “igual” (=) só é aplicado a duas geometrias do tipo polígono (polygon).

Como as funcionalidades oferecidas são bastante limitadas para o desenvolvimento de Sistemas de Informação Geográficas, uma nova extensão está em desenvolvimento. O PostGIS, como ela é chamada, é uma extensão geográfica, gratuita e de código fonte aberto, que visa permitir ao SGBD PostgreSQL gerenciar informações geo-espaciais, sendo sua definição e implementação baseadas nas especificações do OpenGIS. Atualmente, o PostGIS conta com os tipos de dados espaciais contidos na especificação do OGIS e utiliza um mecanismo de indexação R-Tree sobre o esquema do GiST. Os operadores espaciais encontram-se em desenvolvimento (Ferreira et al., 2002).

Metodologia

Inicialmente foram feitas várias reuniões com usuários do sistema para que os projetistas pudessem fazer os levantamentos dos requisitos da aplicação. Após o estabelecimento de todos os requisitos, foi iniciada a modelagem do sistema utilizando a tecnologia UML (Ferreira et al., 2002). Com a modelagem do sistema foi construído o banco de dados da aplicação. Após esta fase foi definido um padrão de telas e de codificação que facilitou o desenvolvimento do projeto.

O desenvolvimento foi dividido em três módulos: um visual e dois de programação do sistema, que o tornou interativo com o usuário. A parte visual corresponde ao design do sistema, isto é, às telas que os usuários irão navegar sem nenhum comando que faça interatividade com o usuário ou com o BD do sistema. Já os outros dois módulos, contemplando a programação do sistema, correspondem à parte onde os pesquisadores cadastram, consultam e editam seus projetos e à parte onde estão disponíveis a segurança do sistema e consultas específicas com seus respectivos relatórios.

Com o sistema desenvolvido, seguiu-se para a fase de homologação e treinamento do usuário, para navegar e utilizar as ferramentas disponíveis no sistema. Caso o usuário queira modificar ou acrescentar algo no sistema, o mesmo poderá ser concedido.

O Menu do BD-RECUPETRO é formado pelos seguintes itens: Administração, Cadastros, Junções e Relatórios (Figura 3.3).



Figura 3.3 – Opções do menu.

Administração

Neste contexto, a questão da segurança da informação assume uma importância crucial. Desta forma, a privacidade das informações garante que somente usuários autorizados tenham acesso, evitando que as informações sejam utilizadas de forma inadequada e venham a prejudicar as pesquisas e sua divulgação. Isto demanda a implantação de mecanismos que assegurem integridade, autenticidade, confidência e auditoria. O BD comporta ações administrativas, de cadastro de dados e emissão de relatórios.

Solicitação de Acesso

Ao entrar no sistema são solicitadas informações de login. Na tela de autenticação (Figura 3.4), o usuário não cadastrado irá solicitar o seu cadastro, clicando na opção “Solicitar Cadastro”. Ao clicar nesta opção, será exibido o formulário de Solicitação de Cadastro (Figura 3.5).


 A screenshot of the Recupetro login page. On the left is the Recupetro logo, which consists of a stylized flower icon above the word "Recupetro". On the right, there are two input fields: "Usuário" and "Senha". Below these fields are three buttons: "Entrar", "limpar", and "Solicitar Cadastro". The "Solicitar Cadastro" button is circled in red.

Figura 3.4 – Tela de Autenticação


 A screenshot of the Recupetro registration page. On the left is the Recupetro logo. The main heading is "Solicitação de Cadastro". Below it are five input fields: "Nome:*", "Instituição:*", "Projeto:*" (with a dropdown menu showing "Selecione"), "Professor Responsável:*", and "Email:*". At the bottom are two buttons: "Confirmar" and "Voltar".

Figura 3.5 – Tela de Solicitação de Cadastro

Após solicitar o cadastro, o usuário deverá aguardar uma mensagem de E-mail do coordenador, informando o seu login e senha de acesso. Caso o usuário não receba as informações em 48 horas, deverá entrar em contato com o coordenador do PROAMB.

Perfil de Acesso

No sistema RECUPETRO, três perfis de acesso foram estabelecidos:

- **Coordenador:** O sistema poderá ter um único usuário com este perfil. Os seus acessos são do tipo: autorizar/recusar as Solicitações de Cadastro pendentes; acessar todas as funcionalidades do sistema (Cadastros/Junções/Relatórios e Administração, figura 3.3); realizar Auditoria (o usuário Coordenador poderá visualizar todas as manipulações de informações que foram realizadas pelos usuários e seus respectivos dias e horários);
- **Sub-coordenador -** Os seus acessos são do tipo: Menu de cadastro, exceto “Área”; Menu de Junções; Menu de Relatórios;
- **Pesquisador –** seu acesso é restrito ao Menu de Relatórios.

Cadastros

Os cadastros são realizados em etapas.

Inicialmente são cadastradas áreas pré-estabelecidas e, em seguida, pontos de amostragem que automaticamente inserem-se nas áreas.

Os compartimentos, variáveis e sub-variáveis também são cadastrados de forma independente, e suas relações são estabelecidas posteriormente, em função das junções.

Os tipos de cadastros a serem realizados no sistema são:

- **Área:** refere-se a uma região (área) do campo em estudo, com 10 x 10 Km de extensão, delimitada por coordenadas UTM (WGS84). Somente o usuário com o perfil de “Coordenador” poderá realizar este tipo de cadastro.
- **Ponto:** refere-se aos pontos amostrados na área em estudo, determinados por um nome ou sigla e por suas coordenadas UTM (x,y) (Figura 3.6). Somente os usuários com o perfil de “coordenador” e “subcoordenador” poderão realizar este tipo de cadastro.

Figura 3.6 – Tela de cadastro do Ponto

- Compartimento: refere-se aos tipos de compartimentos ambientais possíveis de serem cadastrados, como sedimento, água, vegetação, microbiota etc.
- Variável: refere-se às variáveis medidas (parâmetros analisados), por exemplo: metal_Cd, metal_Fe, pH, área foliar, ocorrência de uma espécie etc.
- Unidade: refere-se às unidades associadas às Variáveis, ou seja, corresponde às grandezas dos parâmetros (ex.: mg.L^{-1} para metal_Cd; mg.g^{-1} para metal_Cd, unidade etc).
- Sub-variável: refere-se a um detalhamento da Variável; por exemplo: profundidade_00cm, profundidade_30cm etc.

Todos os itens são cadastrados por um nome (descrição) (Figura 3.7).

Figura 3.7 – Exemplo de tela de Cadastro: cadastro de Variáveis.

Ao acessar cada opção de Cadastro do Menu (Área, Ponto, Compartimento, Variável, Unidade e Sub-variável), é possível obter uma lista dos nomes já cadastrados (Figura 3.8). Para todos os Cadastros, bem como para as Junções, há, também, sistema de busca por palavras.

Junções

As Junções são as associações entre mais de um componente do cadastro, ou seja, associa Área, Ponto, Compartimentos, Variáveis, Unidades e Sub-Variáveis. Esta opção é acessível aos usuários com o perfil de Coordenador ou Sub-coordenador.

As junções são realizadas da mesma forma que os cadastros, através de quadros que devem ser preenchidos e/ou selecionados. São realizadas em etapas sucessivas visando limitar as opções no momento da entrada dos dados (junção final). As junções associam os componentes do cadastro conforme visualizado na figura 3.9.

- Compartimento x Variável: esta ação adiciona Variáveis aos Compartimentos (Figura 3.10). Desta forma, evita-se, nas etapas seguintes, um número excessivo de parâmetros (Variáveis) quando for escolhido um determinado Compartimento. Isto evita, por exemplo, que ao selecionar o Compartimento “Água”, que apareça a opção “área foliar”.
- Compartimento x Variável x Unidade: associa a Unidade de medida possível para cada Variável, dentro de cada Compartimento.
- Compartimento x Variável x Unidade x Sub-variável: permite associar Sub-variáveis, quando necessário.

Lista de Áreas

Área:

Listar Áreas

ÁREA	X inicial	X final	Y inicial	Y final	
ACUTINGA	510001	520000	8600001	8610000	X
ÁGUA PRETA	550001	560000	8610001	8620000	X
ARATU	550001	560000	8580001	8590000	X
ARATUBA	530001	540000	8540001	8550000	X
ARATUÍPE	500001	510000	8550001	8560000	X
BARRA DO GIL	530001	540000	8560001	8570000	X
BARRA GRANDE	530001	540000	8550001	8560000	X
BOM DESPACHO	540001	550000	8570001	8580000	X
CABUÇU	520001	530000	8580001	8590000	X
CACHA-PREGOS	520001	530000	8540001	8550000	X

Figura 3.8 – Exemplo de lista: lista de áreas cadastradas.

Joil

Sair do Sistema

Cadastros

Junções

Relatórios

Administração

Compartimento x Variável

Compartimento x Variável x Unidade

Compartimento x Variável x Unidade x Sub Variável

Compartimento x Variável x Unidade x Sub Variável x Ponto

Figura 3.9 – Sub-menu de Junções.

- **Compartimento x Variável x Unidade x Sub-variável x Ponto:** na última Junção são associadas todas as informações anteriores com o(s) Ponto(s) onde foram realizadas as medidas ou análises. Seleciona-se inicialmente o Compartimento; a partir de então, somente as variáveis associadas a este Compartimento aparecem para que se faça a seleção das Variáveis. Selecionam-se as Variáveis, as Unidades para cada uma das variáveis e as Sub-variáveis para as quais existem dados; finalmente podem-se associar todos os Pontos (cadastrados anteriormente segundo suas coordenadas UTM) para os quais existem dados. A partir desta junção, forma-se uma tabela a ser completada com os valores (dados coletados em campo ou obtidos em laboratório) (Figura 3.11).

Relatórios

Os relatórios exibem as mesmas opções que as Junções que, neste módulo, funcionam como filtro. Os usuários com o perfil de “Pesquisador” terão acesso somente a esta funcionalidade do sistema, podendo visualizar os dados do BD-RECUPETRO segundo seu interesse.

As informações geradas através das pesquisas poderão gerar arquivos no formato .xls, caso o usuário selecione a opção “Planilha”.

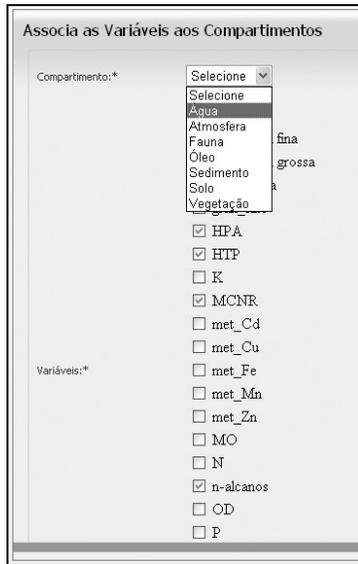


Figura 3.10 – Junção entre Compartimento e Variável. Neste exemplo, seleciona-se o Compartimento “Água” e em seguida faz-se a associação com as Variáveis HPA, HTP, MCNR e n-alcanos.

Ponto x Compartimento, Variável (Unidade) e Sub Variável

Código	Área	Ponto	Compartimento	Variável	Unidade	Sub Variável	Valor
2	GUAIBIM	CA_002	Água	met_Cd	mg/L	prof_0cm - superfide	10
4	GUAIBIM	CA_002	Água	met_Cd	mg/L	prof_10cm	20
10	ILHA DOS FRANCESES	p9	Água	met_Cd	mg/L	prof_0cm - superfide	56
11	ILHA DOS FRANCESES	p9	Água	met_Cd	mg/L	prof_10cm	66
6	PALMA	CA_001	Água	met_Cd	mg/L	prof_0cm - superfide	23
1	PALMA	CA_001	Água	met_Cd	mg/L	prof_0cm - superfide	
3	PALMA	CA_001	Água	met_Cd	mg/L	prof_10cm	
7	PALMA	CA_001	Água	met_Cd	mg/L	prof_10cm	
5	PALMA	CA_001	Água	met_Cd	mg/L	prof_10cm	
12	RIO JACARÉ	a2	Água	met_Cd	mg/L	prof_0cm - superfide	

Atualizar Valores Cadastrar Compartimento x Variável x Unidade x Sub Variável x Ponto Planilha

Figura 3.11 – Junção final e formação da tabela para entrada de dados.

Enfim, o armazenamento digital, além de possibilitar o compartilhamento das informações de forma eficaz, pode fornecer dados capazes de influenciar na tomada de decisão dos pesquisadores e coordenadores. Neste contexto, o sistema se apresenta não somente como uma base de dados, mas como um sistema capaz gerenciar o levantamento das áreas pesquisadas.

IX. Agradecimentos

Este trabalho é fruto do apoio financeiro da FAPEX-FINEP no. 040322-1, FAPESB no. 297/2007 e da FINEP-CTPETRO-CNPq-PETROBRAS, Convênio no. 22.01.0745.00, como parte dos resultados do Projeto PROAMB, inserido na RECUPETRO.

X. Referências

- Celino, J. J. & Queiroz, A. F. S. 2005. Gestão da Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas - RECUPETRO. *In*: Congresso Internacional PIATAM, 2005, Manaus. *Anais* do 1o. Congresso Internacional PIATAM. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 1: 289 - 289.
- Ferreira, K. R.; Queiroz, G. R.; Paiva, J. A.; De Souza, R. C. M.; Câmara, G. 2002. Arquitetura de Software para Construção de Bancos de Dados Geográficos com SGBD Objeto-Relacionais. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/papers/paper_sbbd2002.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2008.
- Hellerstein, J. M. & Naughton, J.F. 1995. Generalized Search Trees for Database Systems. Proc. 21st Int'l Conf. on Very Large Data Bases, Zürich.
- Recupetro. 2008. *Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas*. Disponível em: <<http://www.recupetro.ufba.br>>. Acesso em: 10 abr. 2008.
- Sales, M. E. C., Souza_Filho, P. W. M., Miranda, F. P. de, Cunha, E. R. S. P. da, Campos, H. M. L., Frota, C. R. S. 2004. *Manual de Gestão – Projeto PIATAM Mar (MGPPM)*, 15p.
- Stadzisz, P. C. 2002. *Projeto de Software usando a UML*. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Departamento Acadêmico de Informática. 69p.
- Stonebraker, M. E. & Rowe, L. A. 1986. *The Design of POSTGRES*. ACM-SIGMOD International Conference on the Management of Data. Washington, D.C. p. 340 - 355.

CAPÍTULO 4

MODELO DE GESTÃO DAS REDES COOPERATIVAS DE MEIO AMBIENTE

*Adriana Ururahy Soriano
Thaís Murce Mendes da Silva
Lúcia Lázaro Tavares*

A geração do conhecimento em redes tende a ser um caminho para a pesquisa no mundo de hoje, em função da velocidade, da multidisciplinaridade e da diversidade a elas atribuídas.

Entretanto, otimizar a produção científica e tecnológica, sugerir tendências, gerenciar as informações e disseminar na sociedade as inovações e conhecimentos gerados são, sem dúvida, grandes desafios das comunidades estruturadas em redes. Surge, então, a necessidade de adoção de práticas de gestão que estabeleçam sistemática, normativas e orientações para o seu eficiente funcionamento.

Alinhada à tendência de fortalecimento da pesquisa científica em rede, a Petrobras vem apoiando, junto à FINEP e através do CT-PETRO, as Redes Cooperativas de Meio Ambiente, que por sua vez encontram-se inseridas nas Redes de Pesquisa Norte-Nordeste.

Face à complexidade inerente à estruturação e funcionamento das referidas redes, o presente capítulo “Modelo de Gestão das Redes Cooperativas de Meio Ambiente” visa a contribuir com a identificação de uma melhor metodologia de gerenciamento do conhecimento, bem como estabelecer diretrizes e sugerir responsabilidades de cada ator envolvido no processo em questão.

I. O olhar dos “stakeholders” das redes cooperativas de meio ambiente

Considerando que as Redes Cooperativas de Meio Ambiente, de uma maneira geral, convergem e alinham expectativas empresariais, governamentais e acadêmicas, seus objetivos contemplam pelo menos três visões:

A visão da Petrobras

A Petrobras, empresa que compete no mercado internacional e que tem como foco a obtenção de vantagens competitivas duradouras e sustentáveis em longo prazo, necessita incentivar, em instituições de P&D nacionais, a produção do conhecimento complementar ao seu, a fim de possibilitar a incorporação das inovações no seu processo produtivo.

Em função da necessidade atual de otimizar os esforços humanos, físicos e financeiros da empresa em pesquisas alinhadas com o seu planejamento estratégico e com as tendências tecnológicas identificadas pelo seu Sistema Tecnológico, um dos itens de vital importância é direcionar os recursos investidos no CT-PETRO para temas de interesse institucional.

Desta forma, a capacitação das instituições de pesquisa participantes das Redes poderá garantir o atendimento a uma parcela das necessidades tecnológicas das Unidades de Negócio da Petrobras, contribuindo para que o seu Centro de Pesquisas da Cia. (CENPES) se concentre em temas de pesquisa críticos para a sua atividade-fim.

Outras premissas de fundamental importância são: o fomento a novos núcleos de competência e a consolidação das parcerias já existentes. Estas iniciativas fazem com que todo o processo da geração do conhecimento em rede seja fortalecido, garantindo a continuidade e o apoio às Redes Cooperativas de Meio Ambiente.

A Visão da FINEP

A FINEP tem como missão: “Promover e financiar a inovação e a pesquisa científica e tecnológica em empresas, universidades, institutos tecnológicos, centros de pesquisa e outras instituições públicas ou privadas, mobilizando recursos financeiros e integrando instrumentos para o desenvolvimento econômico e social do País” (FINEP, 2007). Atua em consonância com a política do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), em estreita articulação com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), sendo que enquanto o CNPq apóia prioritariamente pessoas físicas, por meio de bolsas e auxílios, a FINEP apóia ações de C, T&I de instituições públicas e privadas, para as seguintes finalidades:

- ampliação do conhecimento e capacitação de recursos humanos do Sistema Nacional de Ciência, Tecnologia & Informação (CT&I);
 - realização de atividades de pesquisa, desenvolvimento e inovação de produtos e processos;
 - aumento da qualidade e do valor agregado de produtos e serviços para o mercado nacional visando à melhoria da qualidade de vida da população e a substituição competitiva de importações;
 - incremento da competitividade de produtos, processos e serviços para o mercado internacional, objetivando o aumento das exportações;
 - promoção da inclusão social e da redução das disparidades regionais e
 - valorização da capacidade científica e tecnológica instalada e dos recursos naturais do Brasil.
- Desta forma, pode-se citar como expectativas da FINEP em relação às Redes:
- fomentar a constituição e a consolidação de Redes Cooperativas de Pesquisas, Inovação e Transferência de Tecnologia, redes estas organizadas como centros virtuais de caráter multidisciplinar nas Regiões Norte e Nordeste (N/NE);
 - apoiar projetos de pesquisa científica e desenvolvimento tecnológico em áreas estratégicas;
 - criar ou consolidar competências nas Regiões N/NE, estimulando a articulação destas competências com empresas do setor industrial e de serviços, além de facilitar o intercâmbio com outros centros de reconhecida competência no país e no exterior;
 - buscar soluções inovadoras de arranjo institucional, estimulando a criação de novas empresas que venham incorporar aos seus produtos ou serviços os resultados das pesquisas desenvolvidas;
 - implantar escritórios de transferência de tecnologia e incubadoras;
 - fomentar a formação de Recursos Humanos especializados;
 - fixar pesquisadores e incentivar o desenvolvimento econômico regional;
 - identificar grupos ou instituições de pesquisa que desenvolvam ou possam desenvolver projetos relacionados aos setores de Petróleo e de Gás Natural;
 - estimular a articulação das Universidades e Institutos de Pesquisa com empresas e
 - articular com os diferentes atores públicos e privados, a fim de contribuir para a formulação, qualificação e solução de problemas relevantes para o desenvolvimento dos arranjos e cadeias produtivas ligadas ao Setor Petróleo e Gás Natural nas Regiões N/NE.

A Visão das Universidades

Aprimorar competências, formar recursos humanos e possuir infra-estrutura adequada ao desenvolvimento de pesquisa de boa qualidade são objetivos da academia.

As Redes Cooperativas de Pesquisa possibilitam, a partir do aporte de recursos em seu sistema educacional, desenvolver competências, manter e construir a infra-estrutura adequada ao atendimento das necessidades tecnológicas do setor.

A geração do conhecimento e o desenvolvimento de tecnologias que atendam às demandas tecnológicas dos setores de Petróleo e de Gás Natural também vêm ao encontro das expectativas das universidades.

Assim, a implementação das Redes de Pesquisa Cooperativa, contribui para a capacitação e qualificação de alunos e pesquisadores nas áreas técnicas e de gestão relacionadas às áreas de Petróleo, Gás e Energia.

II. Modelo de gestão das redes cooperativas de meio ambiente

A definição, o conhecimento, a disseminação e o acompanhamento do processo de gestão são de fundamental importância para o sucesso de qualquer empreendimento. A compreensão do ambiente informacional e o respeito às particularidades de cada membro da rede, favorecem a implementação de um modelo de gestão único, capaz de suportar a trajetória do empreendimento.

Entende-se que alguns cuidados e premissas devem ser considerados para que o modelo de gestão possa proporcionar resultados positivos e servir de condutor ao sucesso:

- respeito às expectativas de todas as partes envolvidas na constituição das Redes Cooperativas;
- visão de sustentabilidade, continuidade e manutenção da vanguarda tecnológica alcançada;
- transparência e equilíbrio entre as partes nos processos de tomada de decisão, na disponibilização de recursos ou mesmo na própria gestão dos projetos;
- auto-gestão, auto-avaliação, prospecção de demandas e divulgação de resultados;
- existência de um sistema de acompanhamento e avaliação das metas de curto, médio e longo prazo por parte dos órgãos envolvidos e;
- consolidação das parcerias institucionais e promoção de ações multi-setoriais integradas.

O Sistema de Governança

A proposta do Sistema de Governança das Redes Cooperativas de Meio Ambiente está fundamentada no processo deliberativo colegiado, que busca o alinhamento entre as expectativas dos participantes - Petrobras, FINEP e instituições de C, T & I, conforme se verifica na figura 4.1.

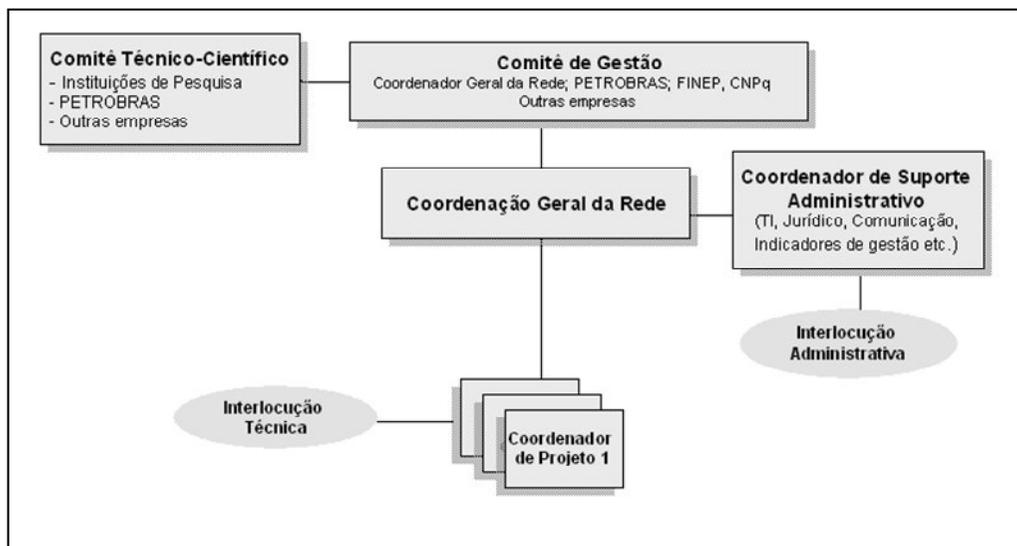


Figura 4.1 - Sistema de governança para as Redes Cooperativas de Meio Ambiente.

A seguir são apresentadas as atribuições e as responsabilidades das unidades que compõem o Sistema de Governança proposto:

O comitê de gestão

O Comitê de Gestão será integrado pelo Coordenador Geral da Rede e representantes da Petrobras, FINEP, CNPq e outras empresas convidadas e terá as seguintes atribuições:

- definir a estratégia da Rede;
- aprovar as diretrizes e normas gerais de funcionamento;
- priorizar e aprovar a carteira de projetos;
- avaliar os relatórios de acompanhamento dos resultados da Rede;

- realizar análise crítica dos indicadores;
- aprovar a inclusão e exclusão de entidades;
- sugerir e aprovar prioridades técnico-científicas;
- fazer a interlocução da Rede com todos os seus agentes e
- aprovar o calendário anual de eventos.

O comitê técnico–científico

O Comitê Técnico-Científico será integrado pelos representantes das instituições de pesquisa integrantes da Rede, da Petrobras e de outras empresas convidadas. Este comitê deve assessorar o Comitê de Gestão em questões técnico-científicas, tendo como responsabilidades:

- avaliar as propostas de projetos submetidas à Rede;
- emitir parecer técnico e relatórios técnicos e físico-financeiros sobre os projetos;
- sugerir temas para a elaboração de projetos;
- propor soluções para os impasses técnicos;
- realizar prospecção tecnológica e
- avaliar os resultados das Redes.

A coordenação geral das redes cooperativas

Esta função será de responsabilidade de um pesquisador contratado para este fim que exercerá as seguintes atividades:

- articular com instituições de pesquisa e integrantes da Rede na definição e condução de projetos;
- articular com as empresas e agências de fomento;
- propor a estratégia de atuação da Rede;
- elaborar os relatórios de acompanhamento dos resultados da Rede;
- propor a inclusão e exclusão de entidades;
- garantir a execução do calendário anual de eventos;
- atuar como integrantes do Comitê de Gestão;
- acompanhar a execução técnica e financeira da Rede, garantindo o cumprimento dos prazos e custos acordados;
- avaliar os indicadores operacionais;
- fazer a interlocução da Rede com o setor jurídico, de comunicação, de Tecnologia da Informação (TI) e com fornecedores;
- fomentar a criação de empresas incubadas e
- definir as atribuições do Coordenador de Suporte Administrativo.

A coordenação de suporte administrativo

Esta atividade será de responsabilidade de um profissional de gestão administrativa, contratado para este fim, que exercerá as seguintes atividades:

- assessorar o Coordenador geral da Rede em questões técnico-administrativas e jurídicas;
- atuar como ponto focal para a interlocução institucional e administrativa da Rede;
- acompanhar os indicadores de Gestão estabelecidos para as Redes;
- operacionalizar as demandas dos integrantes da Rede e
- prestar suporte e propor soluções necessárias de TI.

A interlocução administrativa

Esta função será de responsabilidade de um profissional administrativo, indicado pelo Coordenador de Suporte Administrativo da Rede, que exercerá as seguintes atividades:

- atuar como interlocutor administrativo dos projetos junto à Petrobras e FINEP;
- apoiar o Coordenador de Suporte Administrativo na operacionalização dos projetos;
- propor ações de melhoria para as áreas de informação, jurídica, comunicação e gerencial para aperfeiçoar os procedimentos existentes.

A coordenação de projetos

Esta função será de responsabilidade de um pesquisador pertencente a uma das instituições que integram as Redes que exercerá as seguintes atividades:

- acompanhar e avaliar a execução do projeto;
- assessorar o Coordenador da Rede em questões técnico-operacionais;
- viabilizar a execução do projeto de forma integrada aos objetivos estabelecidos para a Rede;
- atuar como interlocutor técnico da equipe do projeto;
- gerenciar os recursos humanos, financeiros e materiais do projeto e
- propor novas linhas de pesquisa para compor a carteira de projetos da Rede.

A interlocução técnica

Esta função será de responsabilidade de um técnico da Petrobras, que exercerá as seguintes atividades:

- atuar como interlocutor técnico dos projetos junto à Petrobras;
- acompanhar a realização das atividades técnicas e físico-financeiras dos projetos;
- promover a incorporação dos resultados gerados nos projetos na Petrobras;
- facilitar a operacionalização das demandas originadas nos projetos junto à Petrobras.

Macro-Fluxo das Redes

Com base nas diferentes unidades que compõem o Sistema de Governança das Redes de Meio Ambiente, descrevem-se, na figura 4.2, os fluxos dos processos e das informações.

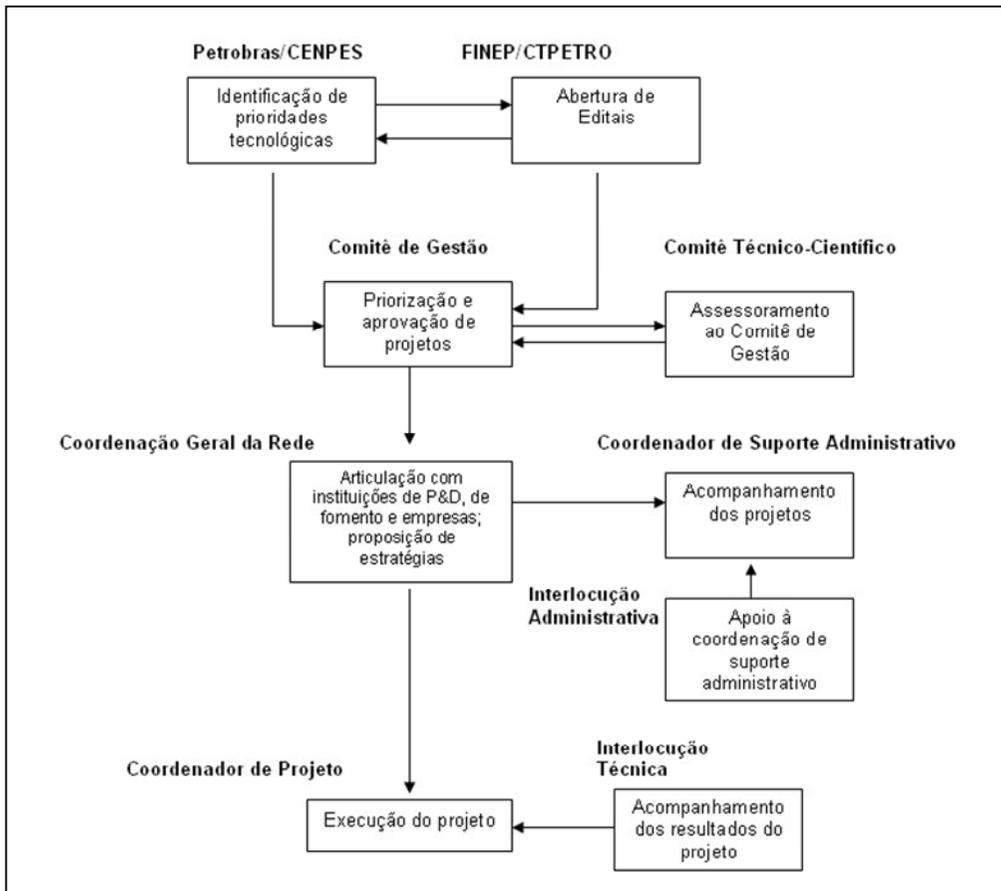


Figura 4.2 - Macro-fluxo dos processos das Redes.

Objetivos Específicos das Redes Cooperativas de Meio Ambiente

Com base em seu conteúdo tecnológico, a seguir são apresentados os objetivos específicos das Redes Cooperativas de Meio Ambiente:

- produzir, integrar e proteger conhecimentos e tecnologias ambientais para a prevenção, avaliação, mitigação dos impactos e recuperação de ecossistemas modificados pela indústria de Petróleo, Gás e Energia;
- desenvolver, formar e qualificar recursos humanos na área de meio ambiente com ênfase na indústria do Petróleo, Gás e Energia;
- transferir as tecnologias desenvolvidas no âmbito das Redes Ambientais para toda a cadeia produtiva da indústria do Petróleo, do Gás Natural e de Energia, além de outros segmentos da sociedade;
- estabelecer competências e infra-estrutura locais para atender as demandas ambientais da indústria do Petróleo, Gás e Energia e
- disseminar o conhecimento gerado pelas Redes Ambientais na Comunidade de C & T e demais segmentos da sociedade.

O Processo de Acompanhamento do Desempenho das Redes

A fim de acompanhar o processo evolutivo e o crescimento das Redes Ambientais, faz-se necessária a implementação de alguns indicadores de desempenho. Com este objetivo, foram propostos, de maneira conjunta – Petrobras, Academia e FINEP - indicadores que abrangem as seguintes dimensões: financeira, mercado, processos internos, aprendizado e crescimento. Futuramente, em função de necessidades específicas, outras dimensões e seus respectivos indicadores poderão ser incluídos no processo de avaliação.

Sugere-se para um processo de avaliação eficiente dos resultados obtidos pelas redes, a realização de medições quadrimestrais e anuais.

No processo de acompanhamento das Redes Cooperativas, alguns esforços já vêm sendo feitos no sentido de quantificação dos resultados gerados. A figura 3 mostra um exemplo dos indicadores aplicados às Redes Cooperativas do CT-PETRO no ano de 2004.

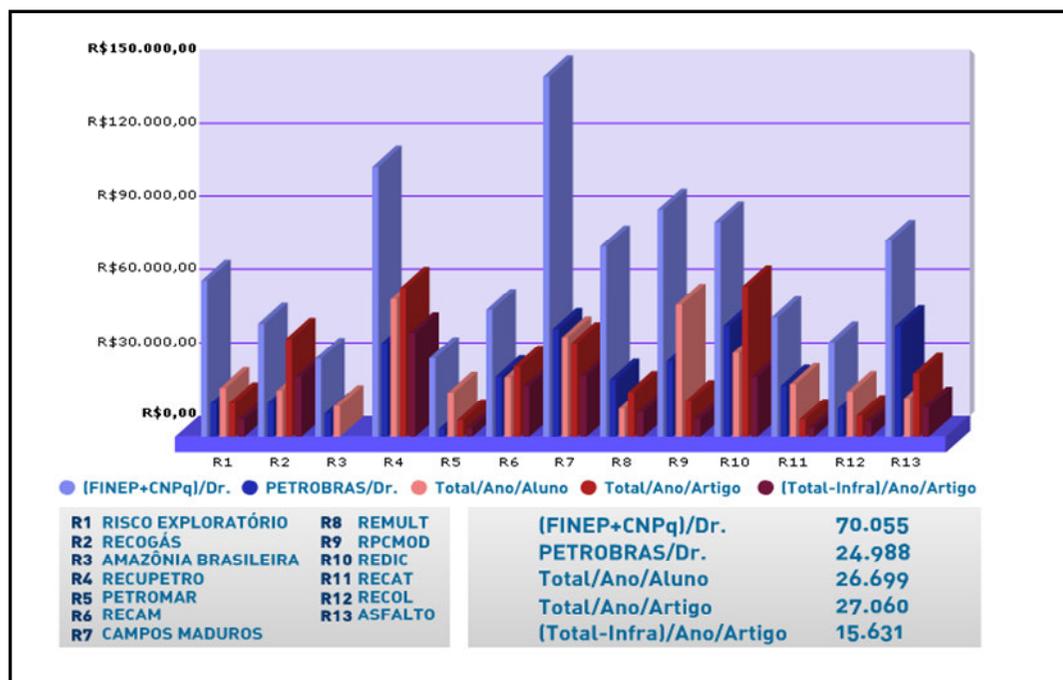


Figura 4.3 - Resumo dos indicadores das Redes Cooperativas N/NE.

Avaliação da perspectiva financeira

A perspectiva financeira descreve os resultados tangíveis da estratégia de investimentos nas Redes Ambientais em termos financeiros tradicionais. Como mensuração desta perspectiva, adotará-se a auto-sustentação da rede.

A perspectiva financeira poderá ser medida através do indicador IAST – Índice de Auto-Sustentação em relação aos gastos totais, conforme apresentado no quadro 4.1.

Quadro 4.1 - Indicador IAST – Índice de Auto-Sustentação

Indicador	Descrição	Unidade de Medida	Fórmula
IAST	Índice de auto-sustentação em relação aos gastos totais	%, sem casa decimal	$IAST = RP/GT*100$
	Descrição dos Componentes do Índice		
	<p>RP - captação de recursos pela venda de tecnologias de processos e produtos desenvolvidos pela Rede e/ou pela prestação de serviços, incluindo cursos de extensão e pós-graduação.</p> <p>GT - somatório do custo total e investimentos (compra de equipamentos, material permanente, instalações, obras, terrenos, veículos, treinamento e capacitação de recursos humanos, entre outros), subtraindo-se o valor de depreciações ocorridas no período.</p>		

Avaliação da perspectiva de mercado

A perspectiva de mercado define os impulsionadores do crescimento da receita. Inclui resultados genéricos que possam contribuir com a melhoria dos resultados das instituições participantes. Neste item identificou-se a incorporação dos resultados dos projetos no processo produtivo da Petrobras.

A medição da perspectiva referente ao mercado será realizada através do indicador IPMR – Índice de Projetos com Contribuição para os resultados da Petrobras, conforme demonstrado no quadro 4.2.

Quadro 4.2 - Indicador IPMR – Índice de Projetos com Contribuição para os resultados da Petrobras.

Indicador	Descrição	Unidade de Medida	Fórmula
IPMR	Índice de projetos com contribuição para os resultados da Petrobras	%, sem casa decimal	$IPMR=PPD/TPD*100$
	Descrição dos Componentes do Índice		
	<p>PPD - Número de projetos de P&D desenvolvidos pela Rede, apoiados pela Petrobras e incorporados aos processos de produção da empresa.</p> <p>TPD - Total de projetos de P&D desenvolvidos pela Rede e apoiados pela Petrobras.</p>		

Avaliação da perspectiva dos processos internos

No que tange à perspectiva dos processos internos, deve-se medir o prazo de execução dos projetos, os objetivos propostos, a execução orçamentária e as ações relacionadas com a segurança, meio ambiente e saúde.

A perspectiva dos processos internos poderá ser acompanhada através dos indicadores apresentados no quadro 4.3:

- prazo: ICC – Índice de Cumprimento de cronogramas;
- objetivos: ICO – Índice de Consecução dos Objetivos dos Projetos;
- custos: IEOR – Índice de Execução Orçamentária;
- segurança, meio ambiente e saúde: NSMS – Número de Atendimento aos Requisitos de SMS.

Avaliação da perspectiva aprendizado e crescimento

Na perspectiva aprendizado e crescimento, busca-se identificar os ativos intangíveis que são mais importantes para a estratégia no que concerne ao capital humano e à produção do conhecimento

científico e tecnológico. A mensuração será através do acompanhamento das teses, dissertações e patentes.

A medição da perspectiva referente ao aprendizado e crescimento será realizada através dos indicadores que constam no quadro 4.4:

- teses e Dissertações: NTED – Número de teses e dissertações na área de atuação das Redes;
- proteção do Conhecimento: IPRO – Índice de Proteção do Conhecimento gerado pela Rede.

Quadro 4.3 - Indicadores de Processos Internos

Indicador	Descrição	Unidade de Medida	Fórmula
ICC	Índice de cumprimento de cronogramas	%, sem casa decimal	ICC = CAP/NTC * 100
	Descrição dos Componentes do Índice CAP - Número de contratos atendidos no prazo, no período. Para efeito de cômputo desse índice, são considerados como contratos: projetos financiados pelo CT-PETRO e/ou Petrobras; contratos firmados com clientes externos e outras modalidades de contrato. NTC - Número total de contratos firmados pela Rede no período.		
ICO	Índice de consecução dos objetivos dos projetos	%, sem casa decimal	ICO=POP/NTP*100
	Descrição dos Componentes do Índice POP - Número de projetos que atingiram os objetivos no prazo, no período. Para efeito de cômputo desse índice, são considerados os projetos financiados pelo CT-PETRO e/ou Petrobras; projetos com clientes externos. NTP - Número total de projetos executados pela Rede no período.		
IEOR	Índice de execução orçamentária	%, sem casa decimal	IEOR = VOE/OCC* 100
	Descrição dos Componentes do Índice VOE – somatório dos valores de custeio e capital efetivamente empenhados e liquidados. OCC - limite de empenho autorizado para outros custeio e capital.		
NSMS	Número de atendimentos aos requisitos de SMS	Número de procedimentos	NSMS
	Descrição dos Componentes do Índice NSMS - Número de procedimentos implementados pelas instituições pertencentes à Rede em conformidade com as diretrizes de segurança, meio ambiente e saúde da Petrobras.		

Quadro 4.4 - Indicadores de aprendizado e crescimento

Indicador	Descrição	Unidade de Medida	Fórmula
NTED	Número de teses e dissertações na área de atuação da Rede	Número de teses e dissertações	NTED = NTD
	Descrição dos Componentes do Índice NTD - Número total de teses e dissertações finalizadas no período, com orientador pertencente ao quadro funcional da Rede.		
IPRO	Índice de proteção do conhecimento gerado pela Rede	%, sem casa decimal	IPRO = NP/TNSE*100
	Descrição dos Componentes do Índice NP - Número de solicitações de proteção à propriedade intelectual, tais como: pedidos de privilégio de patente, protótipos, <i>software</i> , modelos de utilidade e direitos autorais protocolados no país e no exterior, no ano. TNSE - Somatório dos técnicos de nível superior, com no mínimo 1 (um) ano de atuação na Rede, vinculados diretamente à pesquisa (pesquisadores, tecnólogos e bolsistas).		

III. Metodologia de acompanhamento

O acompanhamento dos indicadores é imprescindível à validação do modelo de funcionamento das redes. Já os resultados deste acompanhamento podem ser decisivos à perenidade das mesmas.

Como proposta de acompanhamento, apresenta-se uma planilha de simples preenchimento que poderá ser consolidada pelo Interlocutor da Petrobras, a partir de informações obtidas junto ao Coordenador da Rede e ao Coordenador do Projeto (Quadro 4.5).

Quadro 4.5 - Planilha de acompanhamento das Redes Ambientais

Perspectiva	Código	Unidade	Previsto	Realizado	% Realizado
Financeira	IAST	%			
Mercado	IPMR	%			
Processos Internos	ICC	%			
	ICO	%			
	IEOR	%			
	NSMS	Número de procedimentos Implementados			
Aprendizado e Crescimento	NTED	Número de teses e dissertações			
	IPRO	%			

IV. Conclusão

Alguns esforços vêm sendo feitos no que tange ao acompanhamento das Redes CT-PETRO N/NE, particularmente por todas as partes envolvidas nas Redes Cooperativas de Meio Ambiente.

Entende-se que o presente trabalho não pretende esgotar o assunto, mas trazer à discussão a necessidade de definição de conceitos, de estabelecimento de indicadores e de acompanhamento da geração do conhecimento nas redes. Faz-se importante, também, demonstrar inequivocamente a eficácia e eficiência da aplicação dos recursos públicos e privados nas referidas Redes de Conhecimento.

Este processo ainda está no início e deve ter sua discussão aprofundada para o amadurecimento das propostas, de maneira a gerar formas de medição que contemplem a todos os envolvidos no processo de criação e manutenção de Redes Cooperativas.

Acredita-se que esta contribuição vem ao encontro dos esforços de todos para a construção de um Brasil mais forte e mais justo, em que o conhecimento seja uma ferramenta importante para o desenvolvimento do país nas três esferas - social, ambiental e econômica.

V. Agradecimentos

À equipe da Gerência de Relacionamento com a Comunidade de Ciência e Tecnologia, pela compilação das informações geradas nas Oficinas de Trabalho e a todas as partes envolvidas na discussão e construção do Modelo de Gestão das Redes Cooperativas de Meio Ambiente – Universidades, FINEP e Petrobras.

VI. Referências

- FINEP. 2007. *Financiadora de Estudos e Projetos*. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br>>. Acesso em: 07 dez. 2007.
- Petrobras - Petróleo Brasileiro S.A. 2005. Redes Cooperativas Norte - Nordeste. *In: Workshop das Redes Cooperativas N/NE – CT PETRO*, Aracaju.
- Petrobras - Petróleo Brasileiro S.A. 2006. *Manual de Gestão das Redes Norte – Nordeste / CT-PETRO*, Rio de Janeiro.

PARTE 3

INVESTIGAÇÃO DO SUBSTRATO E DO CONTAMINANTE

CAPÍTULO 5

VALORES DE REFERÊNCIA PARA METAIS TRAÇO NOS SEDIMENTOS DE
MANGUEZAIS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Olga Maria Fragueiro Otero
Ronaldo Montenegro Barbosa
Antônio Fernando de Souza Queiroz
Alan Martins de Castro
Bárbara Luana Ferreira Macedo

O conceito de “valores de referência” (*threshold* ou *guide values*) começou a ser aplicado em áreas com características próprias, objetivando a conservação desses locais com baixos níveis de contaminação, estimulando ações de recuperação adequadas de áreas contaminadas, evitando que ocorram danos maiores à saúde pública e ao meio ambiente.

A partir do conceito de multifuncionalidade do solo estabelecido em 1987, por meio da promulgação da Lei de Proteção do Solo (*Soil Protection Act*) pelo governo federal holandês, o Ministério de Planejamento Territorial e Meio Ambiente da Holanda (*VROM*), em atendimento a essa lei, publicou em 1994 a nova proposta de valores de qualidade do solo e da água subterrânea. Assim, o Valor de referência indica um nível de qualidade do solo e da água subterrânea que permite considerá-los “limpos”, considerando-se a sua utilização para qualquer finalidade. Entretanto, para o valor de referência, de substâncias naturalmente presentes no solo, utiliza-se o valor de background (valores naturais ou devido à contaminação difusa pela atmosfera) como ponto de partida. Para esse propósito, os maiores valores naturais encontrados para os metais são adotados. Para outras substâncias, o valor de referência deve ser calculado tomando-se por base um risco desprezível para saúde humana e para o ambiente.

Para avaliar a extensão da poluição de uma área, é comum se comparar os teores totais de metais traço encontrados num dado material (solo, sedimentos, água) com aqueles defrontados em condições naturais (não poluídos) ou com valores de referência (padrões). Os estudos sobre valores de referência têm permitido também uma melhor visualização, proposição e cálculo de um limite de tolerância para os mais representativos tipos de materiais estudados em diferentes tipos de meios. Desta forma, pode-se estabelecer, por exemplo, um modelo para obtenção das concentrações naturais de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em diferentes ambientes, associando-os, por vezes, aos teores de silte, argila, Mn, Fe, N e MO. Essas observações permitem, em princípio, uma avaliação preliminar sobre possíveis atividades antrópicas no local estudado e saber se há motivo para suspeitar de que a área esteja poluída.

Os teores encontrados em uma área de estudo devem ser comparados àqueles em condições naturais e meios semelhantes, não poluídos, ou ainda com valores de referência (padrões). Contudo, ainda não foi elaborado um sistema contendo padrões de referência para diferentes tipos de materiais, mesmo sabendo que suas aplicações podem ser restritas a cada tipo de ambiente e seus limites de compatibilidade. Elas poderiam permitir uma possível comparação para saber se a área corre um risco de estar contaminada. Por outro lado, diferentes metodologias têm sido utilizadas para se estabelecer os valores de referência, dificultando a comparação dos resultados obtidos. Mas, por outro lado, resultados de valores considerados normais, citados na literatura, como também o estabelecimento de faixas de referência obtidas a partir de amostras controle, em áreas sem atividade antrópica, o mais longo possível de fontes de poluição, separando-se valores normais e anômalos, têm permitido um avanço nas distinções entre materiais contaminados e não contaminados. Entretanto, o estabelecimento de faixas de concentração de limites máximos

considerados normais em diferentes tipos de matérias e no mesmo material, tem sido feito por meio de diferentes procedimentos estatísticos, dificultando suas comparações e interpretações.

Os estudos sobre os Valores de Referência na Baía de Todos os Santos (BTS) têm como base a avaliação dos parâmetros de “background” da área, em amplitude regional, para diagnóstico físico-ambiental, pesquisando as interações geoquímicas, tanto de forma quantitativa quanto qualitativa, dos elementos presentes no ambiente de manguezais. Estes, em áreas sob influência de atividades petrolífera e/ou correlatas, serão caracterizados nos aspectos físico-químicos e ambientais. Uma primeira atitude está na definição dos parâmetros básicos para se estabelecer o *background* da área, através das análises e tratamento dos resultados obtidos em trabalhos anteriores. Desta forma, os valores obtidos para o sistema de “valores de referência”, aplicados em áreas com características próprias, a exemplo dos manguezais, permitirão a conservação desses locais com baixos níveis de contaminação, aplicando-se ações para uma recuperação adequada de áreas contaminadas na BTS. Outrossim, os resultados analíticos associados aos aspectos fisiográficos, irão fornecer importantes parâmetros para o monitoramento ambiental e para o estabelecimento de medidas mitigadoras, em caso de acidentes ambientais, pois passará a compor valores de referência em área de manguezais.

Foi desenvolvido um estudo baseado em mapeamento regional, onde amostras de sedimentos de manguezais foram coletadas em locais estratégicos da área e sobre as quais foram realizadas as seguintes análises: propriedades do solo, granulometria e análise química de elementos traço, matéria orgânica e concentração dos elementos-traços foram comparados com os padrões de referência de solos (Cetesb, 2001), previstos na legislação vigente. Todos os resultados obtidos neste estudo foram integrados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) composto por banco de dados, mapas, tabelas e *layouts* e que podem ser utilizados para modelar parâmetros regionais e subsidiar uma gestão ambiental na área de influência das atividades petrolíferas.

Neste estudo, determinou-se a distribuição espacial de metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) nos sedimentos de manguezal da região da BTS. Foram escolhidas 10 estações, em um total de 50 amostras coletadas, em zonas afastadas de áreas urbanas, industriais e portuárias. Com objetivo de entender os processos referentes ao comportamento dos metais, foram determinados parâmetros físico-químicos da água superficial, assim como frações granulométricas, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio total, metais (Cd, Co, Cu, Pb, Ni, Zn, Mn, Cr e Fe), sendo os resultados obtidos foram comparados com valores de referência da Cetesb (2001).

I. O ambiente

Ao longo do litoral brasileiro podem ser encontrados manguezais, restingas, dunas, praias, ilhas, costões rochosos, baías, brejos, falésias, estuários, recifes de corais e outros ambientes importantes do ponto de vista ecológico, todos apresentando características peculiares, com diferentes espécies animais e vegetais. Isso se deve, basicamente, às diferenças climáticas e geológicas da costa brasileira.

A BTS, objeto de estudo deste trabalho, constitui um ambiente estuarino-lagunar bastante úmido, apresentando, em suas ilhas, remanescentes da Mata Atlântica e ecossistemas associados com manguezais, restingas e áreas úmidas.

O seu clima é do tipo tropical quente e úmido com precipitação total anual de 1750 – 1900 mm. Apresenta uma predominância de solos podzólicos vermelhos, vertissolos e dos denominados, por trabalhos geológicos no Estado da Bahia, “solos indiscriminados de manguezais” (Bahia, 1998).

No entanto, esta Baía apresenta-se hoje como uma das áreas mais impactadas do Estado nas últimas décadas. A expansão e o crescimento urbano, concomitantemente à crescente atividade de exploração petrolífera, bem como as ações antrópicas de várias naturezas, têm contribuído para alterações no ecossistema manguezal, provocando mudanças irreversíveis e até mesmo sua completa destruição (Rodrigues, 1997).

O manguezal pode ser definido como ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, característico de regiões tropicais e subtropicais, tendo destaque em seu desenvolvimento estrutural máximo próxima à Linha do Equador. Estes ambientes estão totalmente

sujeitos aos regimes das marés, que são o principal mecanismo de penetração das águas salinas nos manguezais (Schaeffer-Novelli, 1995).

A região estudada está sujeita às ações oriundas da atividade petrolífera e aos acidentes provocados por este tipo de exploração, como o derramamento de óleo na área de Caípe, em 1997, que destruiu um hectare de manguezal, e dos entulhos e sucatas metálicas que permaneceram no fundo do mar devido à demolição e abandono de poços de petróleo no Campo de Dom João, Baía de Todos os Santos, onde, desde 1954, foram perfurados 189 poços, pela Petrobras, dos quais 121 foram demolidos e abandonados, gerando cerca de 18 mil toneladas de sucatas e 4500m³ de entulhos.

A BTS está fortemente influenciada pela deposição de efluentes industriais trazidos pelas águas do rio Subaé, bem como de várias outras atividades poluidoras situadas nos municípios e distritos circunvizinhos. Segundo Santos (2002), lançamentos na nascente do rio Subaé de material proveniente do Centro Industrial do Subaé (CIS) e de esgotos sanitários, próximos ao município de Feira de Santana, têm suas fontes pontuais oriundas de algumas empresas.

De acordo com Andrade (2004), em oito anos de monitoramento das descargas de oito grandes indústrias na Baía de Todos os Santos, o governo do Estado da Bahia registra índices significativos de redução de qualidade nos parâmetros monitorados, a saber: Demanda Química de Oxigênio - DQO (indicador da redução de oxigênio para as espécies); Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (quantidade de oxigênio que os microorganismos consomem para dissolver matéria orgânica); Amônia (substância eliminada pela maior parte dos seres vivos, mas tóxica para os peixes); Óleos e Graxas (na água, produzem películas que impedem que o oxigênio do ar se dissolva na água); Sólidos Sedimentáveis e Fenóis (substâncias com potencial tóxico em concentrações acima de 0,5mg.L⁻¹) e Sulfetos (compostos inorgânicos de enxofre, no ambiente aquático são tóxicos para os peixes). Porém, estes parâmetros são mais reversíveis, ou seja, uma semana depois da parada de emissão de DBO, por exemplo, o ecossistema começa a reagir. Já as contaminações de metais traço são crônicas e perduram por longos períodos. Bom exemplo é o passivo ambiental no município de Santo Amaro, originado pela extinta indústria metalúrgica Plumbum, que além da contaminação causada ao solo, lançou durante muito tempo seus resíduos contendo Cd e Pb nas águas do rio Subaé, o que possivelmente ocasionou arraste dos referidos metais pelo curso deste rio (Anjos, 2001).

Na BTS foram escolhidas as regiões de Iguape, Jaguaripe e Maragojipe (Figura 5.1) para o levantamento preliminar, visando o estabelecimento de valores de referência de qualidade de metais traço em sedimentos de manguezal; as localidades foram selecionadas por apresentarem características de ambientes dominantes da BTS e por possuírem uma grande diversidade biológica.

A Baía do Iguape (Figura 5.1) está localizada no trecho final do rio Paraguaçu que tem sua foz na BTS. Em torno da Baía do Iguape está localizada a sede do município de Maragojipe e as vilas Santiago do Iguape, São Francisco do Paraguaçu e Nagé, com uma área de 436,072 km² e uma população de 41.410 habitantes (IBGE, 2006). A população em torno da baía sobrevive basicamente da pesca artesanal, da cultura do fumo e de pequenas agriculturas familiares.

Jaguaripe (Figura 5.1), com uma área de 891,35 km² e uma população de 16.207 habitantes (IBGE 2006), apresenta um bom estado de conservação além de possuir grande diversidade biológica. Esse município está incluído entre os de maior área territorial do Estado da Bahia mesmo desmembrados, por emancipação, os seus antigos distritos – Aratuípe e Maragojipe.

Maragojipe (Figura 5.1), apresentando uma população de 2.386 habitantes (IBGE, 2006), está localizado a 222Km de Salvador e tem como principal atividade econômica o trabalho artesanal com argila retirada, na sua maior parte, de ambiente de manguezais.

As áreas estudadas mostram um domínio no substrato de características silto-arenosas e vegetação típica de manguezal conservada, com os gêneros *Laguncularia*, *Avicennia* e *Rhizophora*. Nesses locais podem-se observar diversas armadilhas utilizadas por pescadores, espalhadas em pontos diversos e próximos à margem onde se verifica apreciável atividade marisqueira.

Os sedimentos de manguezal possuem características bastante peculiares, mas que podem variar de local para local, dependendo do processo de sedimentação, ou seja, da soma do material intemperizado da rocha geradora e da decomposição das espécies vegetais (folhas, galhos e raízes) e

animais encontradas no local, ou ainda trazidas pela maré, pelos ventos ou pelos rios. Os sedimentos, em geral, possuem uma grande quantidade de matéria orgânica (decomposta ou em processo de decomposição), com materiais argilosos e siltosos; são pobres em oxigênio devido ao intenso processo de degradação biológica e são, também, ricos em sulfeto de hidrogênio, apresentando uma coloração escura (cinza escuro) nos sedimentos, poucos consistentes.

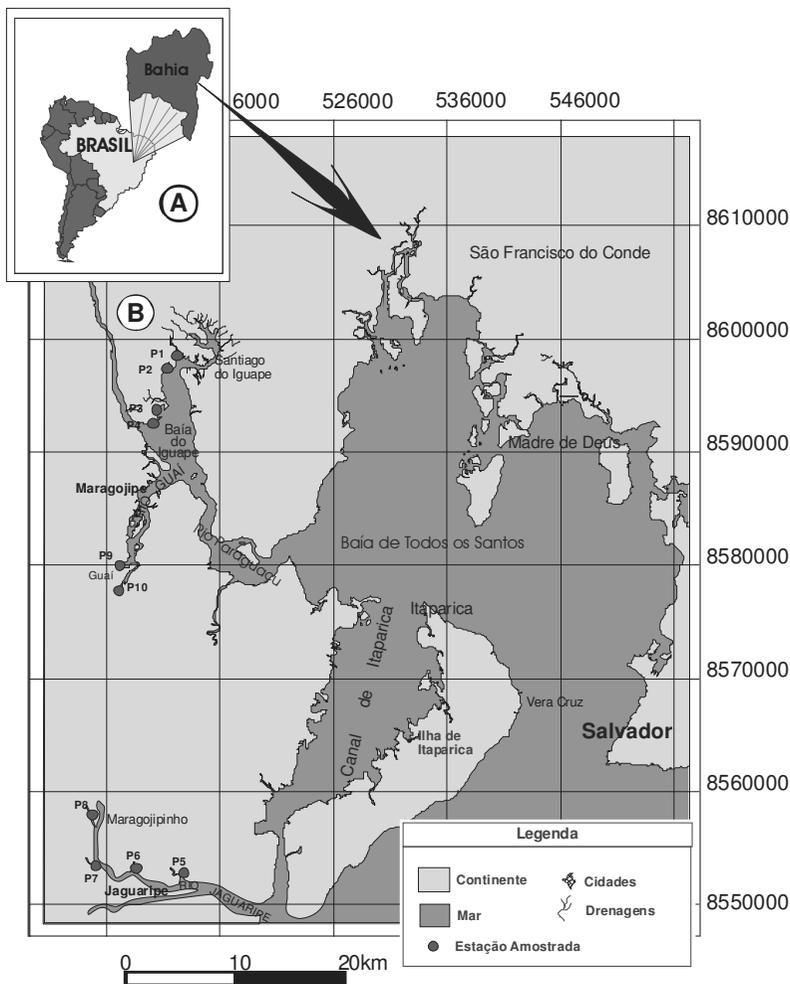


Figura 5.1 – (A) Mapa de localização e (B) mapa de amostragem: Iguape (P1, P2, P3 e P4), Jaguaripe (P5, P6, P7 e P8) e Maragojipe (P9 e P10).

Os manguezais da costa brasileira, em quase sua totalidade, não apresentam substratos rochosos, sendo os sedimentos compostos principalmente de silte e argila, apresentando assim uma alta instabilidade desse sedimento que, por sua vez, impede a fixação de organismos bentônicos, entre estes as macro algas (Cutrim, 2003).

Os elementos traços, especialmente aqueles chamados de metais traço, são poluentes perigosos dentro do ambiente natural devido à sua toxicidade, persistência e problemas de bioacumulação. A presença desses elementos pode ser de fonte natural ou antrópica (Rivail da Silva et al., 1996; Fang & Hong, 1999; Tam & Wong, 2000). Os impactos naturais, principalmente os de baixa e média intensidade, atuam como tensores agudos, afetando os manguezais temporariamente, onde quase sempre é possível o restabelecimento da qualidade ambiental anterior ao evento. Já os impactos antrópicos, como exemplo, contaminação por substâncias orgânicas ou inorgânicas, os tensores em

geral são crônicos, onde os impactos ocorrem em longo prazo, podendo causar a morte do manguezal (Schaeffer-Novelli, 1995).

A determinação dos valores de referência de qualidade, para metais traço, nos sedimentos de manguezal, é de extrema importância para permitir uma avaliação mais criteriosa do nível dos impactos ambientais por poluição inorgânica.

II. Conceitos de valores orientadores

O estabelecimento e padronização dos Valores Orientadores e/ou Valores de Referência são cada vez mais necessários diante dos impactos ambientais e dos efeitos nocivos que estes vêm causando à saúde humana. Estes impactos são gerados, em sua grande maioria, por ações antrópicas.

O sistema de “valores de referência” teve início na Holanda em 1983, sendo posteriormente promulgado pelo Parlamento da Holanda, em 1987. Esses valores, sob forma de leis, estabeleceram o “Princípio da Multifuncionalidade” aos solos do país. Segundo Siegrist (1989), essa multifuncionalidade dos solos deveria ser sempre mantida e se, eventualmente, fosse alterada, correções deveriam ser feitas para o seu restabelecimento. Desta forma, foram considerados como funções para o solo os usos na agricultura, como meio de armazenagem e suprimento de água potável, como meio ecológico, entre outras.

Durante o desenvolvimento dos “valores de referência” chegou-se à conclusão que não seriam possíveis critérios orientados pelo efeito puro, onde os valores de referência deveriam ser derivados de análises toxicológicas completas e dos efeitos das substâncias no homem, plantas, animais e ecossistemas. Entretanto, valores de referência provisórios foram desenvolvidos, baseados no que foi considerada a melhor informação disponível. O primeiro estágio do processo foi examinar os requisitos de qualidade do material pesquisado (solo, água, sedimentos e outros), resultante de outras áreas de interesse, como, por exemplo, finalidade de uso do solo, padrões de potabilidade da água, padrões de qualidade da água superficial etc. Cabe salientar que os valores de referência devem ser usados em áreas contaminadas por determinados resíduos perigosos e para pontos de emissão restritos. Embora alguns tentem usá-los como metas para recuperação (mas não como padrões legais), a serem alcançadas por técnicas de recuperação de solos, é improvável que na prática eles sejam alcançados.

No mundo, o esforço para o desenvolvimento de “padrões” tem sido muito grande, para diferentes tipos de materiais em diferentes meios, destacando-se principalmente aqueles de maior importância para o homem, a exemplo dos solos e da água subterrânea. Nesses meios a lista holandesa ou Sistema ABC tem sido utilizado como base de referência, incorporados ao sistema de classificação.

O Sistema ABC não foi desenvolvido para estabelecer padrões, mas, apenas, valores de referência a serem usados na decisão sobre a necessidade de realização de mais investigações e avaliações de risco. Contudo, na prática, os valores têm sido utilizados como se de fato fossem “padrões”. Esse sistema inclui três valores: o valor “A” é um limite abaixo do qual o material analisado pode ser considerado como não poluído e acima do qual uma investigação preliminar da área deve ser providenciada; o valor “B” é o valor acima do qual maiores investigações devem ser efetuadas, para definir a extensão da contaminação e o potencial de risco e o valor “C” é o limite acima do qual devem ser efetuados trabalhos de remoção ou limpeza do material pesquisado de forma que se possa resgatá-lo, preferivelmente, até níveis inferiores ao valor “A”. Os fatores julgados mais importantes na avaliação da extensão da contaminação são: (a) Natureza e concentração das substâncias contaminantes; (b) Condições específicas da área, que afetem a migração e o destino (eventualmente um bem a proteger) do contaminante; (c) Uso e função do material analisado, além dos graus de exposição e risco.

Os dois primeiros fatores determinam se a contaminação implica em ameaça importante, enquanto o terceiro fator sugere a urgência da ação. A quantificação dos dois últimos fatores é difícil e, assim, o primeiro fator é frequentemente enfatizado na prática. Os valores “A” para metais

foram estabelecidos baseando-se nos níveis médios de “background” de solos não poluídos da Holanda. Para compostos orgânicos sintéticos foram usados os limites de detecção analítica.

No Brasil, o estado de São Paulo, através da Cetesb (2001), proporcionou um grande avanço em Valores de referência ao colocar na legislação os resultados extraídos do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da Cetesb (1999). Os Valores Orientadores foram definidos como: (a) *Valor de Referência de Qualidade*, como a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea, e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de diversos aquíferos do Estado de São Paulo. Ele deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas; (b) *Valor de Prevenção*, como a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Ele foi determinado para o solo com base em ensaios com receptores ecológicos, devendo ser utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, com os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes procedendo o monitoramento dos impactos decorrentes; (c) *Valor de Intervenção*, como a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, ele foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola-Área de Proteção Máxima – APM_{Max}, Residencial e Industrial. Para a água subterrânea, consideraram-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco à saúde humana, listadas na Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde - MS, complementada com os padrões de potabilidade do Guia da Organização Mundial de Saúde - OMS de 2004, ou calculados segundo adaptação da metodologia da OMS utilizada na derivação destes padrões. Em caso de alteração dos padrões da Portaria 518 do MS, os valores de intervenção para águas subterrâneas serão conseqüentemente alterados. Desta forma a área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

III. Procedimentos de campo e de laboratório

Um levantamento inicial foi realizado utilizando-se fotografias e imagens de satélite, além de mapas topográficos existentes, escolhendo-se diferentes áreas de manguezal da BTS para realização das amostragens. A escolha preliminar teve como orientação a discriminação de locais onde pudessem ocorrer contribuições antrópicas pelas proximidades de agrupamentos urbanos e, principalmente, de áreas impactadas por atividades petrolíferas, permitindo uma melhor avaliação da qualidade dos sedimentos a serem amostrados.

Uma avaliação de risco de impacto ambiental e/ou aquelas originadas por ação antrópica foi realizada nas áreas antes da amostragem. Algumas foram descartadas por não atenderem a premissas estabelecidas para o trabalho. Assim, as estações escolhidas para as coletas das amostras estão nas regiões de Iguape, Jaguaripe e Maragojipe, dentro da BTS. Elas foram escolhidas para o levantamento seguindo os critérios das referências bibliográficas, e exemplo daquele da Cetesb (2001), objetivando o estabelecimento de valores de referência de qualidade de metais traço em sedimentos de manguezal.

A amostragem foi realizada em 10 pontos (Figura 5.1), nas regiões de Jaguaripe, Maragojipe e Iguape, coletando-se 5 (cinco) amostras por ponto, em diferentes profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm), totalizando 50 amostras. O material coletado foi acondicionado em saco plástico e colocado dentro de isopor com gelo. Nas estações foram medidos: pH, Eh,

Salinidade, Oxigênio Dissolvido, Condutividade e Temperatura da Água. No laboratório foram utilizadas as técnicas mais difundidas cientificamente para trabalhos com valores de referência, ou seja: pré-tratamento para análise granulométrica; digestão parcial das amostras (secas) em meio ácido, utilizando-se a técnica de extração parcial com ácido nítrico (HNO_3 , 1:1) em forno microondas, segundo a metodologia D 5258-92 do *Standard Pratic for Acid - Extraction of Elements from Sediments Using Closed Vessel Microwave Heating* (ASTM, 1996), quantificando os metais traço por Espectrometria de Absorção Atômica com chama (EAA-Chama), marca VARIAN, modelo AA 220FS e corretor de fundo com lâmpada de deutério; Matéria Orgânica Total pelo Método Walkey-Black; e Nitrogênio Total pelo Método Kjeldahl.

Para a caracterização granulométrica foi utilizada a metodologia proposta pela Embrapa (1997), modificada; utilizou-se $20\text{g} \pm 0,1\text{g}$ de amostra seca a 35°C com granulometria $<2\text{ mm}$, secas ao ar, à qual foram adicionados 100mL de peróxido de hidrogênio (água oxigenada) a 40V e mantidos em repouso por uma noite. Após este tempo, o sistema foi aquecido em placa a uma temperatura não superior a 80°C para completa retirada de matéria orgânica. O sedimento resultante deste processo foi agitado em presença de hexametáfosfato de sódio (101g.L^{-1}) para completa desagregação das partículas. Posteriormente o material foi diluído a 1000mL, com água destilada e submetido à agitação mecânica, com velocidade e tempo especificados na metodologia, para em seguida ser colocado em repouso e dele serem retiradas alíquotas que se prestaram para quantificação das frações granulométricas, de acordo com a metodologia apresentada por Soil Survey (1993) adaptada por Lemos (1996).

A granulometria constitui a base para a descrição e caracterização precisa do sedimento e o seu estudo detalhado pode fornecer informações sobre processos físicos e hidrodinâmicos atuantes durante a sedimentação (Suguio, 1980).

Os sedimentos de manguezal geralmente são de granulação fina, predominando os grânulos de silte e argila. Segundo Lacerda (1998), esse aspecto favorece a processos geoquímicos, principalmente àqueles de precipitações, os quais estão intimamente relacionados a esse pacote sedimentar formado por grãos predominantemente finos.

IV. Metais traço

Dentre os elementos traço destacam-se os metais traço. Eles podem ser comumente encontrados em sedimentos de manguezal. Estes metais estão situados, na Tabela Periódica, perto da parte inferior, sendo suas densidades altas em comparação a de outros materiais. Estes elementos fazem parte de uma classe, muito dos quais são venenosos para os seres humanos e apresentam riscos ambientais em razão do seu uso intenso, toxicidade e ampla distribuição (Colin Baird, 2002).

Segundo Singh & Steinnes (1994), os metais encontrados em solos e sedimentos são derivados tanto do intemperismo que age sobre o material parental, como de fontes externas naturais (erupções vulcânicas) ou antrópica (indústria, agricultura e urbana). Em geral, os metais são transportados de um local para outro por via aérea, seja como gases ou como espécies adsorvidas ou absorvidas em material particulado em suspensão (Colin Baird, 2002).

Independentemente da origem, o tempo de residência dos metais no sedimento depende de vários processos atuantes no meio, os quais promovem sua fixação ou remobilização tais como: processos químicos e físico-químicos de adsorção, co-precipitação e complexação, que possibilitam a retenção dos metais nos diversos substratos associados aos sedimentos; modificações de pH, teor de matéria orgânica e salinidade, as quais promovem a dessorção parcial ou liberação total das frações metálicas móveis associadas aos substratos sedimentares e outros (Forstner & Wittmann, 1981).

O grau de enriquecimento em metais é fortemente dependente do tamanho da partícula do sedimento e do conteúdo de matéria orgânica. Granulometrias finas do tamanho silte ou argila e sedimentos ricos em material orgânico, tendem a favorecer processos geoquímicos de adsorção, absorção e de complexação envolvendo cátions metálicos (Bubb & Lester, 1995).

A associação de metais com argilas, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn e matéria orgânica permite que zonas de manguezais, ricas nesses elementos, funcionem como verdadeiros filtros para todos os

materiais carregados do mar para o continente e vice-versa. Esse conjunto filtrante forma, portanto, regiões extremamente propícias ao aprisionamento de elementos químicos provenientes das mais diversas atividades antropogênicas desenvolvidas em suas cercanias (Oliveira, 2000).

V. Análises de metais traço na BTS

Os resultados para metais e aqueles obtidos *in situ* dos parâmetros físico-químicos, nas 10 estações, são apresentados nas figuras 5.2 e 5.3 e na tabela 5.1.

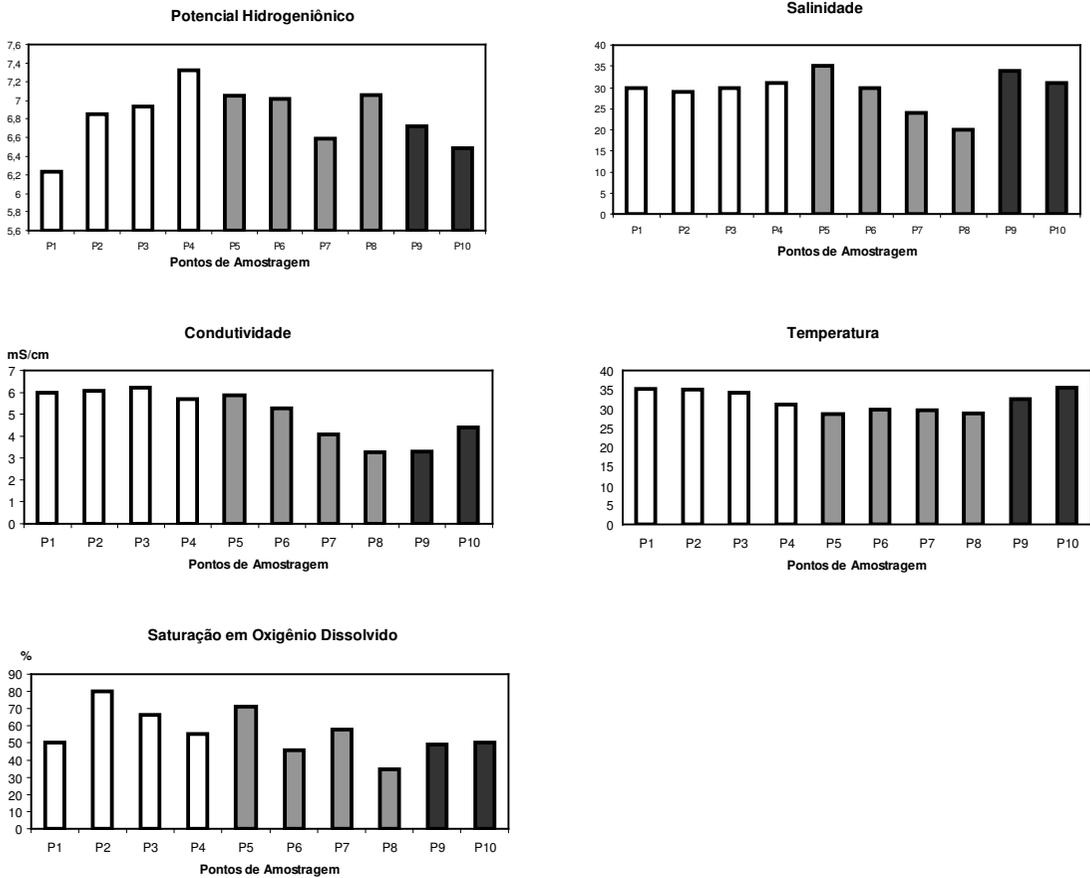


Figura 5.2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos, obtidos *in situ*, dos 10 pontos amostrados na BTS.

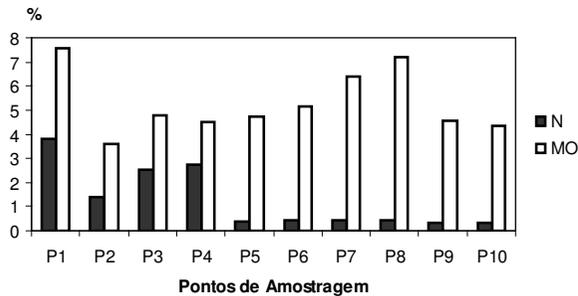


Figura 5.3 - Análises químicas de Nitrogênio (N) e Matéria Orgânica (MO) nas regiões de Iguape (P1 a P4), Jaguaripe (P5 a P8) e Maragoipe (P9 e P10).

Tabela 5.1 - Concentrações dos metais analisados para os pontos de Iguape, Jaguaripe e Maragogipe e os valores mínimos e máximos obtidos pela CETESB (2001). Os valores de LDM para: Pb (0,18); Cd (0,14); Co (0,20); Zn (0,47) e Ni (0,19). A unidade de todos os valores está em mg.Kg⁻¹.

Localização	Amostra	Cu	Mn	Zn	Cr	Co	Ni	Pb	Fe	Cd
Iguape	P1(0-5)	20,18	194,00	4,96	43,32	<LDM	14,03	69,43	27463,00	<LDM
	P1(5-10)	21,32	201,00	6,00	35,68	<LDM	11,45	15,3	28535,00	<LDM
	P1(10-20)	17,75	253,00	3,71	39,59	<LDM	12,96	12,98	27907,00	<LDM
	P1(20-40)	17,45	264,00	2,76	40,20	<LDM	9,78	30,36	26884,00	<LDM
	P1(40-60)	16,79	277,00	3,61	41,06	<LDM	19,26	10,21	35899,00	<LDM
	P2(0-5)	6,99	287,00	21,58	35,28	9,69	15,27	<LDM	71387,00	<LDM
	P2(5-10)	7,41	268,00	21,08	38,79	9,53	24,67	<LDM	73472,00	<LDM
	P2(10-20)	6,75	274,00	21,70	43,25	9,69	25,70	<LDM	83011,00	<LDM
	P2(20-40)	7,20	299,00	21,69	44,76	9,86	15,98	<LDM	76441,00	<LDM
	P2(40-60)	8,23	303,00	19,30	37,88	9,44	16,57	<LDM	74405,00	<LDM
	P3(0-5)	8,72	213,00	2,76	13,04	2,20	6,76	12,99	23115,00	<LDM
	P3(5-10)	11,04	299,00	5,01	6,07	2,20	12,50	16,11	31516,00	<LDM
	P3(10-20)	9,64	259,00	3,11	25,42	2,20	9,67	13,2	28575,00	<LDM
	P3(20-40)	10,99	287,00	7,33	30,12	3,70	12,42	12,78	39314,00	<LDM
	P3(40-60)	8,97	265,00	6,18	23,51	3,40	10,58	12,62	46526,00	<LDM
	P4(0-5)	5,04	41,00	<LDM	6,07	<LDM	1,95	10,05	8885,00	<LDM
P4(5-10)	9,20	83,00	<LDM	13,06	<LDM	4,54	14,3	15246,00	<LDM	
P4(10-20)	10,32	122,00	<LDM	18,41	<LDM	6,03	16,17	17484,00	<LDM	
P4(20-40)	11,90	156,00	<LDM	21,03	<LDM	9,25	19,06	20169,00	<LDM	
P4(40-60)	8,40	149,00	<LDM	11,31	<LDM	4,61	19,63	14621,00	<LDM	
Jaguaripe	P5(0-5)	18,31	119,17	55,09	16,22	<LDM	<LDM	<LDM	27463,00	<LDM
	P5(5-10)	17,24	109,45	57,41	22,51	<LDM	<LDM	<LDM	28535,00	<LDM
	P5(10-20)	18,40	112,85	54,65	22,14	<LDM	<LDM	<LDM	27907,00	<LDM
	P5(20-40)	16,17	161,65	57,08	22,62	<LDM	<LDM	<LDM	26884,00	<LDM
	P5(40-60)	15,84	205,51	53,31	24,43	<LDM	<LDM	<LDM	35899,00	<LDM
	P6(0-5)	21,80	1205,6	70,56	23,73	<LDM	3,07	12,18	71387,00	<LDM
	P6(5-10)	22,06	789,58	72,60	27,13	<LDM	4,56	13,13	73472,00	<LDM
	P6(10-20)	21,65	827,89	72,80	24,37	<LDM	4,00	13,24	83011,00	<LDM
	P6(20-40)	20,90	874,75	72,02	25,79	<LDM	3,80	12,62	76441,00	<LDM
	P6(40-60)	24,61	1140,8	75,70	29,76	<LDM	4,61	14,42	74405,00	<LDM
	P7(0-5)	24,98	666,88	62,57	32,70	<LDM	3,80	12,3	23115,00	<LDM
	P7(5-10)	24,58	667,70	59,96	36,89	<LDM	5,77	11,57	31516,00	<LDM
	P7(10-20)	26,38	790,60	68,05	41,94	<LDM	8,04	13,29	28575,00	<LDM
	P7(20-40)	29,03	645,11	71,99	40,85	<LDM	9,82	13,78	39314,00	<LDM
	P7(40-60)	28,37	491,89	73,16	40,13	<LDM	9,27	16,29	46562,00	<LDM
	P8(0-5)	26,28	278,70	62,58	26,03	<LDM	7,73	14,62	8885,00	<LDM
P8(5-10)	26,42	427,87	63,98	22,86	<LDM	2,08	12,10	15246,00	<LDM	
P8(10-20)	26,98	449,10	65,55	34,06	<LDM	7,38	12,77	17484,00	<LDM	
P8(20-40)	29,56	463,54	71,04	37,72	<LDM	9,47	12,42	20169,00	<LDM	
P8(40-60)	31,08	488,58	77,84	36,75	<LDM	10,43	14,95	14621,00	<LDM	
Maragogipe	P9(0-5)	22,55	136,00	31,28	26,08	<LDM	3,60	<LDM	26403,00	<LDM
	P9(5-10)	25,58	202,00	33,95	21,78	<LDM	4,90	<LDM	31010,00	<LDM
	P9(10-20)	24,57	154,00	34,42	27,45	<LDM	5,72	<LDM	29202,00	<LDM
	P9(20-40)	22,65	184,00	30,08	20,84	<LDM	4,25	<LDM	34415,00	<LDM
	P9(40-60)	21,47	84,00	28,66	20,03	<LDM	3,63	<LDM	27027,00	<LDM
	P10(0-5)	25,05	111,00	19,16	12,71	<LDM	1,76	<LDM	15340,00	<LDM
	P10(5-10)	19,62	65,00	9,00	3,07	<LDM	0,34	<LDM	16364,00	<LDM
	P10(10-20)	30,09	104,00	20,77	14,52	<LDM	2,57	<LDM	21303,00	<LDM
	P10(20-40)	42,17	274,00	31,22	13,79	<LDM	6,23	<LDM	29788,00	<LDM
	P10(40-60)	39,82	234,00	35,25	6,14	<LDM	2,44	<LDM	26123,00	<LDM
CETESB 2001		5,0-3-393	2330	1,5-200	2,2-172,5	7,5-65	1,55-73,5	5,0-23,5	500-198500	0,5

Todas as medidas foram realizadas, na maioria dos pontos, durante a maré baixa. Os maiores valores para a salinidade foram encontrados no ponto P5, na região de Jaguaripe, sob maior influência da penetração das águas marinhas, e no ponto P9, região de Maragogipe, em rio sob influência do fluxo de maré e refluxo da Baía do Iguape. O pH pouco variou (6,23 a 7,06), seus maiores valores foram registrados nos pontos da região de Maragogipe, devido, possivelmente, à maior penetração das marés. Por outro lado, o valor mais baixo foi encontrado no ponto P1, em afluentes da Baía do Iguape, onde o rio corre mais rápido. Os valores para O.D. são mais altos onde

ocorrem uma maior circulação e o Eh tem um comportamento com tendências inversas às aquelas observadas para o pH, sob leve influência da salinidade.

De uma forma geral as concentrações obtidas para os metais apresentaram as seguintes variações: Pb (10,55 a 74,31mg.kg⁻¹); Mn (42,00 a 1209,86mg.kg⁻¹); Zn (2,96 a 81,19mg.kg⁻¹); Cr (6,09 a 116,45mg.kg⁻¹); Cu (4,89 a 42,62mg.kg⁻¹); Co (2,32 a 10,55mg.kg⁻¹); Ni (1,98 a 17,36mg.kg⁻¹); Fe (3267 a 83079mg.kg⁻¹); o Cd apresentou concentrações abaixo do limite de detecção do método (LDM). As concentrações de N variaram de 0,21 a 3,82 %, as de C.O. de 1,67 a 4,39 % e as de M.O. de 2,72 a 7,57 %, como pode ser observado na tabela 5.1 e na figura 5.3.

Os teores observados na BTS, excetuando-se aqueles para Pb no ponto P1 em Iguape, estão abaixo daqueles para Valores de Referência apresentados pela CETESB (2001). Cabe salientar que, apesar do constado no ponto P1, nas escolhas das áreas foram evitados, em principio, os locais que pudessem estar contaminados por fatos registrados em literatura, como, por exemplo, o passivo ambiental no município de Santo Amaro, originado pela extinta indústria metalúrgica Plumbum, nas águas do rio Subaé (Anjos, 2001).

Os resultados obtidos para os valores de pH (Figura 5.4), quando comparados com aqueles de Fe, mostram a influência de sua variação na precipitação e mobilidade do Fe e, conseqüentemente, na co-precipitação dos elementos metálicos (Figura 5.5). A zona de ação da cunha salina tem espaços físicos coincidentes e/ou superpostos com locais onde ocorre uma diminuição da capacidade de transporte dos materiais particulados pelos rios versus a corrente de maré, permitindo uma maior deposição das partículas transportadas nesses ambientes.

As zonas de manguezais são naturalmente ricas em argilas, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn e matéria orgânica, funcionando como verdadeiros filtros para todos os materiais carreados do mar para o continente e vice-versa. As medidas do pH (Figura 5.4) mostram que, dentro das zonas de manguezais, sobressaem-se aqueles locais onde efetivamente ocorrem as mudanças mais significativas nos valores de pH com precipitações importantes de Fe e aumento nos teores de metais, por co-precipitação (Figura 5.5). Esses locais, na região de domínio do manguezal, destacam-se no aprisionamento de elementos químicos provenientes das mais diversas atividades antropogênicas desenvolvidas em suas cercanias. Ou seja, tem-se um filtro dentro de um filtro (o manguezal), promovendo uma maior ou menor distribuição e/ou concentração dos elementos no ambiente estudado.

Os valores mais elevados para os metais acompanham, quase sempre, aqueles do ferro, em diferentes profundidades, mostrando que esse elemento é um dos mais importantes concentradores de metais através da sorção, fato já constatado por diversos autores (Ramanathan et al., 1999; Batista Neto et al., 2005; Sindern et al., 2007). A observação para teores mais elevados em metais, em profundidade de 0-10cm, acompanhados da elevação dos teores para N e carbono orgânico, indica possíveis ações antrópicas provocadas, principalmente, pela presença de concentrações urbanas. Essas características podem ser observadas nos pontos amostrados na localidade de Iguape, onde se constatam um aumento substancial para Nitrogênio (N) e Carbono Orgânico (CO), já visualizados na figura 5.3. Cabe salientar que a Baía de Iguape, entre as estudadas, é aquela que apresenta uma circulação das águas mais restrita (Cirano & Lessa, 2007), com maiores variações entre as marés baixas e altas dentro da BTS. Desta forma, ela apresenta temperaturas mais elevadas nos materiais amostrados, em regime de maré baixa, seguida pelo aumento da condutividade, devido também a uma maior presença de sais, ocasionando numa menor taxa de oxigênio dissolvido (OD), excetuando-se os locais dentro do canal do rio Paraguaçu.

Na Baía de Iguape, as flutuações de pH locais, mesmo que pequenas, são suficientes para promover variações significativas nos teores dos elementos químicos, principalmente quando, essas mudanças do pH, promovem a precipitação de ferro. Por outro lado, a menor circulação de água na Baía de Iguape faz com que ocorra uma maior concentração de material argiloso, em diferentes níveis de profundidades, mostrando que o ambiente dentro da Baía não tem mudado nos tempos mais recentes. Nela pode ser observado também que as elevações dos teores dos elementos químicos, como o Cu (Figura 5.6), estão associados a uma maior concentração de argila e matéria orgânica.

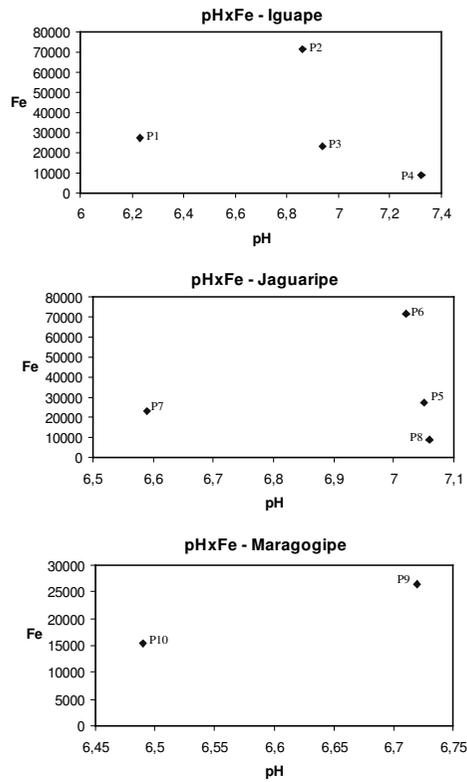


Figura 5.4 - Diagramas de correlação pH versus Fe nas localidades de Iguape, Jaguaripe e Maragogipe.

Iguape

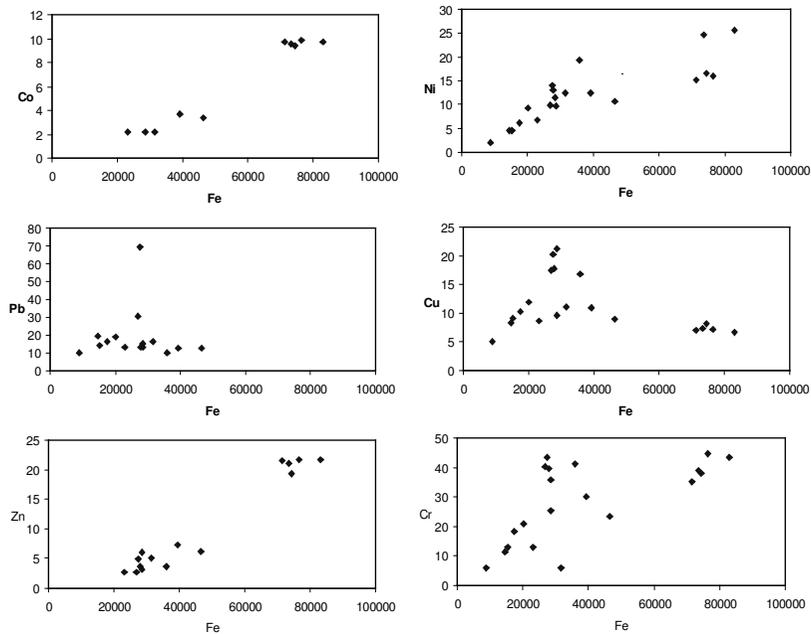


Figura 5.5 - Diagramas de correlação Fe versus metais, na localidade de Iguape.

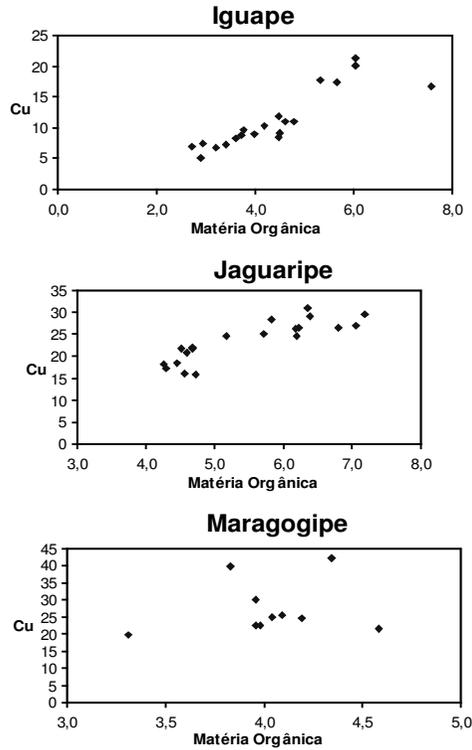


Figura 5.6 - Diagramas de correlação da matéria orgânica *versus* Cu nas localidades de Iguape, Jaguaripe e Maragogipe.

A determinação da composição granulométrica nos pontos estudados, em diferentes níveis de profundidade, auxilia na interpretação da formação do ambiente de deposição dos materiais coletados. Os sedimentos de manguezal são, geralmente, de granulação fina, podendo predominar a fração silte.

Os resultados das análises granulométricas, dos sedimentos das áreas de manguezal estudadas, são apresentados na figura 5.7.

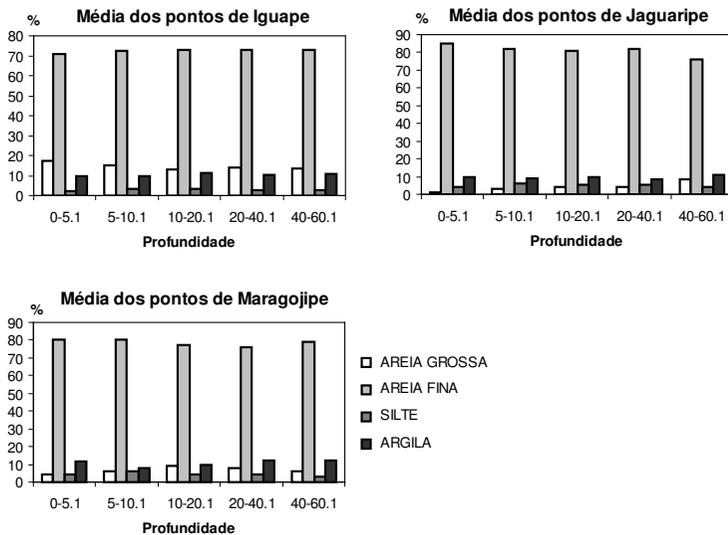


Figura 5.7 – Análise das médias granulométrica de Iguape, Jaguaripe e Maragogipe.

Observa-se, pelos resultados, que quanto maior for a variação hidrodinâmica atuante durante a sedimentação, maior será a variação granulométrica dos materiais depositados (Suguio, 1980). Os pontos amostrados, em diferentes profundidades, nas localidades de Jaguaripe e Maragogipe, apresentam uma variação hidrodinâmica maior do decurso da sedimentação do que em Iguape. Essas variações maiores promovem uma maior flutuação na concentração das partículas mais finas, a exemplo das argilas, tendo como consequência uma implicação na concentração dos teores dos elementos químicos com a profundidade, para mais ou para menos, favorecendo a processos geoquímicos aos quais estão diretamente relacionados (Lacerda, 1998).

VI. Metais traço e Valores de Referência na BTS

Os valores de pH influenciam fortemente na mobilidade, precipitação e acumulação do Ferro. Os altos teores de Ferro são acompanhados, normalmente, pelo aumento de teores em metais traço, evidenciando uma co-precipitação. Esses teores podem, ainda, ser acrescidos pelo aumento da matéria orgânica e da argila.

As concentrações para os elementos analisados no sistema estuarino, em sedimentos de manguezal da BTS, refletiram as contribuições tanto de origem natural quanto antrópica, esta originada, possivelmente, pelo descarte de efluentes domésticos e industriais. As maiores concentrações foram observadas na região da Baía do Iguape, onde a circulação e a dispersão dos elementos, principalmente aqueles gerados pelo lançamento de esgotos, são mais restritivas devido à sua forma e posicionamento dentro da BTS.

Os valores encontrados nas análises de Metais, na BTS, são equivalentes, guardando as proporções entre os ambientes estudados, àqueles encontrados pela CETESB para Valores de Referência de qualidade, excetuando-se o Ponto 1, localizado na Baía do Iguape, sob maior influência antrópica.

O estudo realizado demonstrou que algumas estações estão sob moderada influência antrópica, enquanto que outros pontos, sob menor influência. Estes últimos, entretanto, podem ser selecionados e utilizados como valores de referência, principalmente para áreas impactadas por atividades petrolíferas, por não terem sido observadas associações com essas atividades.

VII. Agradecimentos

Os autores agradecem a FAPESB pelas bolsas recebidas e ao apoio logístico e financeiro dado pelo projeto da Rede RECUPETRO-FINEP-CTPETRO-CNPq-PETROBRAS.

VIII. Referências

- Andrade J. A. 2004. *Diagnóstico geoambiental da cabeceira do Rio das Velhas – APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto, Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Universidade Federal de Ouro Preto, 188 p.
- Anjos, J. A. 2001. Plano de gestão ambiental para sítios contaminados com resíduos industriais. O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. Bahia - *Análise & Dados*, Salvador/BA, 2: 55-65.
- ASTM. 1996. *Annual book of ASTM standards – 1996*. West Conshohocken: American Society for Testing and Materials, 1996. Designation : D 5258 – 92 – Reapproved 1996.
- Balls, P.W., Hull, S., Miller, B.S., Pirie, J.M., Proctor, W. 1997. Trace Metal in Scottish estuarine and coastal sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 34: 42-50.
- Bahia. 1998. Centro de Pesquisa do Mar – CEPEMAR. *Monitoramento do manguezal do rio Mucuri – Relatório técnico final 042/93*. Bahia Sul Celulose.
- Batista Neto, J.A., Smith, B.J., McAllister, J.J., Silva, M.A. 2005. Fontes e transporte de metais pesados para a enseada de Juruba (Baía de Guanabara) SE-Brasil. *Rev. Tamoio*. 2: 6-16.

- Bubb, J. M. & Lester, J. N. 1995. *Factors controlling the accumulation of metals within fluvial systems*. Environmental Monitoring and Assessment, v. 41, 87p.
- Cetesb. 1999. *Manual de gerenciamento de áreas contaminadas*. Projeto CETESB-GTZ. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. 1 ed., Cetesb, São Paulo. 385 p.
- Cetesb. 2001. *Relatório de Estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. 245p.
- Cirano, M. & Lessa, G. C. 2007 Oceanographic Characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. *Rev. Bras. Geof.*, **25** (4): 363-387.
- Colin Baird, 2002. *Environmental Chemistry*, 3rd edition, W. H. Freeman and Company, New York. 645p.
- Cutrim, M. V. J. 2003. Diversidade de Macroalgas nos Manguezais Brasileiros. *In: Livro de Resumos do Mangrove 2003*. p. 86.
- Embrapa. 1997. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análises de solos*. Rio de Janeiro: 212p.
- Fang, T. H. & Hong, E. 1999. Mechanisms influencing the special distribution of trace metals in surficial sediments off the south-western Taiwan. *Mar.Pollut. Bull.* **38**(11): 1026-1037.
- Forstner, U. & Wittmann, G. T. W. 1981. *Metal pollution in the aquatic environment*. New York: Springer Verlag. 412p.
- IBGE 2006. Estimativas Populacionais para os municípios brasileiros em 01/07/2006. Available at:<http://www.ibge.gov.br/home/estatística/população/estimativa2006/default.shtm>. Access on: November 9, 2007.
- Lacerda, L. D. 1998. *Trace de metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems (ISME) - Mangrove ecosystems occasional papers, n° 2. Niterói – RJ, 67 p.
- Lemos, R. C. de. 1996. *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. 3ª ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 84 p.
- Oliveira, O. M. C. de. 2000. *Diagnóstico geoambiental em zonas de manguezal da Baía de Camamu – BA*. Tese de Doutorado em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense Niterói, RJ. 140 p.
- Ramanathan, A. L., Subramanian, V., Rames, R., Chidambaram, S., James, A. 1999. Environmental geochemistry of the Pichavaram mangrove ecosystem (tropical), southeast coast of Índia. *Environ. Geol.*, **37**(3): 223-233.
- Rivail da Silva, M., Lamotte, M., Donard, O. F. X., Soriano-Sierra, E. J., Robert, M. 1996. Metal Contamination in surface sediments of mangroves, lagoons and southern Bay in Florianopolis Island. *Environ. Technol.* **17**: 1035-1046.
- Rodrigues, F. O. 1997. *Derramamentos de óleo no ecossistema manguezal: limpeza no ambiente, efeitos e metodologia de estudo*. Dissertação de Mestrado, USP, São Paulo, 190 p.
- Santos, G. A.; Camargo, F. A. O. 2002. *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo - Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Gênese, Porto Alegre, 295 p.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1995. *Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar*. Caribbean Ecological Research, São Paulo, 64 p.
- Siegrist, R. L., 1989, *International Review of Approaches for Establishing Cleanup Goals for Hazardous Contaminated Land*. Institute for Georesources and Pollution Research, Norway. 109p.
- Sindern, S., Lima, R. F. S., Schwarzbauer, J., Petta, R. A. 2007. Anthropogenic heavy metals signatures for the fast growing urban area of Natal (NE-Brazil). *Environ. Geol.* **52**: 731-737.
- Singh, B. R.; Steinnes, E. Soil and water contamination by heavy metals. *In: Lai, R.; Stewart, B. A. (Eds.) 1994. Advances in soil science: soil process and water quality*. Lewis, USA, p.233-237.
- Suguio, K. 1980. *Introdução à sedimentologia*. Blucher, São Paulo, 317 p.
- Tam, N. F. Y. & Wong, Y. S. 2000. Spacial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut.* **110**: 195-205.

CAPÍTULO 6

VALORES ORIENTADORES PARA HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM ÁGUA E SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Joil José Celino
Henry Xavier Corseuil
Jorge Alberto Trigüis
Marilda Fernandes*

Um dos principais objetivos dos estudos sobre qualidade ambiental é compreender os impactos antropogênicos dos compostos orgânicos e micro-poluentes sobre tais ecossistemas, para minimizar ou evitar efeitos adversos. Como os impactos e destinos geoquímicos de poluentes orgânicos estão intimamente relacionados, é essencial compreender os controles geoquímicos subjacentes aos destinos destes compostos através de intensa amostragem e da qualidade das análises de um largo espectro de contaminantes (Kennicutt et al., 1994). Contaminantes orgânicos tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) podem entrar no ambiente marinho a partir de diferentes fontes incluindo enxurradas de rio, precipitação atmosférica, emissários de esgotos e transportes marítimos (Maher e Aislabie, 1992). Devido às diferentes propriedades físico-químicas intrínseco de contaminantes orgânicos, eles tendem a interagir com diferentes maneiras, com material particulado suspenso (MPS), camadas de sedimentos e biota (Broman et al., 1996; Zhou e Rowland, 1997), e estão sujeitos a vários processos de transformação, incluindo transformação química, biodegradação e degradação fotoquímica (Schwarzenbach et al., 1993). Como resultado, esses produtos químicos podem exibir diferentes valores de meia-vida e persistência no ambiente marinho.

Em função das características do sedimento/solo, a água se infiltra e atravessa os diversos substratos horizontais, classificados de acordo com seu nível de saturação de água (Yoshinaga, 1993), em zonas saturadas e zonas não saturadas. A água subterrânea propriamente dita encontra-se nas zonas saturadas, onde os poros, fraturas ou espaços vazios da matriz sólida estão completamente preenchidos por água. Assim, como fazem parte do mesmo contexto, o que ocorrer com o solo/sedimento repercutirá nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade. Desta forma, a migração dos poluentes através do solo, para as águas superficiais e subterrâneas, constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos utilizados em abastecimento público, industrial, agrícola, comercial, lazer e serviços.

A Baía de Todos os Santos (BTS) mescla características dos demais setores costeiros, apresentando atividades portuárias, ocupação urbana em considerável extensão e crescente atividade turística. Por exemplo, a atividade de manutenção de embarcações, em Madre de Deus, representa uma fonte potencial de substâncias químicas poluentes às águas e sedimentos do local, além dos esgotos gerados. A peculiaridade paisagística da BTS potencializa as diferentes formas de turismo a serem desenvolvidas e seus respectivos impactos sobre a qualidade ambiental.

I. Valores orientadores de gerenciamento da qualidade

Dos usos de listas de valores orientadores derivados com base em avaliação de risco em diferentes países no gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas, destacam-se aqueles da (Cetesb, 2001):

Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - US EPA (<http://www.epa.gov/>): apresentou os valores genéricos para solos, chamados “Soil Screen Levels” (SSL), derivados a partir de modelos padronizados (EPA 1986, 1987) de exposição humana, segundo as vias: ingestão de solo, inalação de voláteis e/ou particulados e ingestão de água subterrânea contaminada, sob um cenário de ocupação residencial do solo. O relatório fornecia as equações para cálculo do risco, valores padronizados para cada variável e metodologia de amostragem de solo. O cálculo do SSL de um contaminante no solo, baseia-se no risco máximo aceitável. O critério utilizado pela EPA (1989a, 1989b) define que o nível aceitável de um contaminante no solo é aquele no qual existe um risco máximo de câncer de 10^{-6} (um caso adicional de câncer em cada 1 milhão de pessoas) para substâncias carcinogênicas ou um quociente de risco igual a 1 entre o total do contaminante assimilado através de todas as vias de exposição e o aporte máximo teórico aceitável, para substâncias não carcinogênicas.

Segundo a metodologia dos SSL (EPA 1994), a estimativa da concentração do poluente na água subterrânea leva em consideração Fatores de Diluição/Atenuação (DAF). Porém, apenas o processo físico de diluição é levado em consideração, já que não se tem, até o presente momento, uma total compreensão dos processos biogeoquímicos para a maioria dos contaminantes. Em locais com o nível do aquífero freático muito profundo, sugere o uso de modelos mais sofisticados de transporte de massa.

O SSL é calculado separadamente para as vias de exposição ingestão de solo e inalação e para os níveis de migração para as águas subterrâneas, considerando os fatores de diluição $DAF = 1$ (ou seja, sem diluição) e $DAF = 20$ (a concentração na água subterrânea é 20 vezes menor que na solução do solo). A EPA recomenda comparar as condições assumidas no cenário hipotético utilizado na derivação do SSL genérico com as condições reais da área de estudo. Se as condições do local forem mais complexas do que as do cenário hipotético, será necessário um procedimento mais detalhado, utilizando-se dados do local para avaliação de vias de exposição adicionais ou condições específicas (EPA, 1996a, 1996b).

American Society for Testing and Materials – ASTM: homologou uma metodologia chamada de Ação Corretiva Baseada em Risco – *Risk Based Corrective Action* – RBCA, desenvolvida especificamente para hidrocarbonetos de petróleo e descreve uma seqüência lógica de atividades e decisões a serem tomadas desde a suspeita da contaminação até o alcance das metas de remediação (ASTM, 1995). Em 1998 esta metodologia foi expandida para outros contaminantes em uma nova versão denominada “Chemical Release” (ASTM, 1998). A metodologia RCBA considera as vias, ingestão de água e solo contaminados, inalação de voláteis, inalação de material particulado e contato dérmico.

A quantidade total de contaminante absorvida por dia pelo receptor, é comparada, no caso de contaminantes não carcinogênicos, com limites aceitáveis como Dose de Referência (RfD) determinado pela EPA. Para compostos carcinogênicos não há um limite seguro de exposição onde o risco de contrair câncer seja nulo. Utiliza-se então uma probabilidade aceitável que varia de 1 caso adicional de câncer em 1.000.000 de pessoas, ou seja, um risco de câncer 10^{-6} , a 1 (um) caso adicional em 10.000 pessoas, ou seja, um risco de câncer de 10^{-4} .

De acordo com a metodologia RBCA, a fonte de contaminação (fase livre) deve ser sempre removida, como uma primeira ação. A seguir, os dados analíticos coletados em campanhas de amostragem de solos e águas subterrâneas no local, devem ser comparados com valores orientadores, chamados “Risk Based Soil Level” – RBSL, nível 1 (“tier” 1). Os valores RBSL nível 1, são obtidos a partir de uma avaliação genérica, realizada com base em um local hipotético, cujas condições foram previamente definidas de forma conservativa. Se os valores de concentração de cada contaminante encontrado forem inferiores aos RBSL nível 1, então nenhuma ação adicional é requerida. Caso contrário, deve ser desenvolvido o nível 2 de avaliação, onde dados específicos complementares do local contaminado devem ser levantados, tais como as vias de exposição que de fato ocorrem, tempos de permanência no local para a população exposta, além de outros dados necessários para subsidiar uma avaliação de risco específica, com vistas à obtenção das chamadas

“Site-specific target level (SSTL)” nível 2 (tier 2), que são valores orientadores estabelecidos especificamente para o local.

Caso os dados analíticos específicos do local, comparados aos valores SSTL nível 2 de avaliação indiquem riscos, pode-se recomendar a coleta de dados ainda mais específicos do local e da população exposta, efetuando-se avaliações mais complexas, que incluem o uso de modelos sofisticados de transporte de massa e análise probabilística, aumentando significativamente o custo da avaliação. Este é o chamado nível 3 (“tier” 3) de avaliação.

Nos casos de locais onde a extensão da contaminação é reduzida, quando se julga que análises do nível 3 são desnecessárias e/ou impraticáveis, passa-se para a etapa de seleção das alternativas mais apropriadas sob o ponto de vista da viabilidade técnica e financeira, da segurança e do impacto ambiental envolvido, para elaboração de um plano de remediação.

Legislação Federal Alemã de Proteção do Solo (Bachmann, 2000): estabeleceu três tipos de valores orientadores genéricos para solos de modo a evitar alterações prejudiciais a este meio:

- valor gatilho (*trigger*), o qual quando excedido, requer uma investigação caso a caso, considerando os usos do solo mais relevantes, identificando se existe perigo ou contaminação no local;
- valor de ação (*action*), o qual, se excedido, significa normalmente um sinal de que existe perigo ou contaminação, considerando os usos do solo mais relevantes, e medidas de controle são requeridas;
- valor de precaução (*precautionary*), quando excedido, indica que há uma preocupação quanto a uma alteração da qualidade do solo, considerando-se também fatores geogênicos. Este valor de precaução inclui exigências para prevenção ou redução da poluição, estabelecendo cargas poluidoras permissíveis.

Além dos valores estabelecidos, a Legislação Federal também inclui regulamentações técnicas sobre amostragem, preparação de amostras, padronização analítica e garantia de qualidade.

Estes valores foram derivados com base no cálculo da exposição estimada, devido ao contato direto com o solo, para crianças em parques infantis, áreas residenciais e parques públicos e para adultos também no cenário industrial/comercial. Valores orientadores para vias indiretas de exposição separadamente, ou seja, solo – planta (horta, agricultura e pastagem) e solo – água subterrânea, também foram derivados (Bachmann, 2000).

Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda - VROM: valores foram denominados STI (“Streefwaarde” - referência, “Toetsingswaarde” - alerta e “Interventiewaarde” - intervenção), estabelecendo três níveis de qualidade para os solos e a águas subterrâneas (VROM, 1994):

- Valor de Referência - S, que indica o nível de qualidade para “solo limpo”, atendendo ao conceito de multifuncionalidade;
- Valor de Alerta - T, que representa a média entre o valor S e o valor I, o qual indica uma alteração das propriedades funcionais do solo e, quando excedido, pode requerer investigações detalhadas e monitoramento, e
- Valor de Intervenção - I, que indica o limite de qualidade, acima do qual existe risco à saúde humana e ao ambiente. Se este valor for excedido, em média, em um volume de 25m³ de solo/sedimento ou em 100m³ de água subterrânea, existe uma séria contaminação e a remediação é necessária.

No caso dos compostos naturalmente ausentes (antropogênicos), os valores de referência (S) adotados são os limites de detecção dos respectivos métodos analíticos, considerando-se a melhor tecnologia disponível (Theelen & Nijhof, 1996).

Para o estabelecimento dos valores de intervenção (I) foi reconhecida a necessidade de uma metodologia baseada em avaliações de risco, considerando os efeitos toxicológicos e ecotoxicológicos. O primeiro estágio do processo foi examinar os níveis de qualidade estabelecidos em outras legislações, a exemplo dos padrões da qualidade da água subterrânea estabelecidos como padrões de potabilidade.

O princípio básico desta metodologia, no estabelecimento dos valores de intervenção, é que uma contaminação de solo não é aceitável se o risco para a saúde humana ou ambiental exceder um nível de Risco Máximo Tolerável – MTR. De acordo com essa metodologia, a exposição ao contaminante apresenta as seguintes vias: direta - ingestão de solo, absorção dérmica, inalação de gases e inalação de partículas; e indireta - ingestão de vegetais contaminados e ingestão de água (tratada ou não).

Para substâncias carcinogênicas, admite-se um risco para a saúde humana de 10^{-4} , ou seja, a possibilidade de ocorrer um caso adicional de tumor letal em cada 10.000 pessoas, para uma exposição de longo termo, considerando-se a expectativa média de vida da população de 70 anos (VROM, 1988). Destaca-se que o risco de 10^{-4} é adotado em função de ser calculado com base na somatória de todas as vias de exposição.

Pelo uso do modelo matemático de avaliação de risco denominado C-Soil, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Saúde Humana e Meio Ambiente da Holanda (RIVM), pode-se prever, a partir de uma concentração inicial existente no solo, as concentrações do contaminante nos outros compartimentos do solo (solução do solo e ar do solo). Calcula-se então a concentração do contaminante na água subterrânea, considerando-se fatores de atenuação e diluição, no ar atmosférico dentro e fora de construções e nos vegetais e fatores de bioacumulação. Calcula-se o ingresso do contaminante no indivíduo, em cada via de exposição considerada, ou seja, inalação de material particulado, poeiras e vapores, contato dérmico, ingestão de água e ingestão de vegetais.

Somando-se a contribuição dessas vias de exposição, pode-se calcular o ingresso diário total de um contaminante. Então o valor de Intervenção para saúde humana é definido como sendo igual à concentração de uma substância no solo ou na água subterrânea, que resulte em um ingresso diário total igual ao TDI.

No cálculo da concentração do contaminante na água subterrânea, como existem processos de atenuação e diluição, utiliza-se um fator que correlaciona a concentração na solução do solo com a concentração no aquífero. Este fator foi assumido como sendo 10, ou seja, a concentração no aquífero é 10 vezes menor que a concentração na solução do solo, calculada pelo modelo C-soil.

A metodologia holandesa adota o critério da multifuncionalidade do solo onde, além do risco à saúde humana, considera-se também o risco ambiental. A derivação de valores de intervenção é baseada em toxicologia humana e em critérios ecotoxicológicos, geralmente obtidos através de testes com minhocas, peixes e outros organismos. A base da derivação dos valores ecotoxicológicos é o LC-50, ou seja, concentrações nas quais, 50% das espécies do ecossistema são adversamente afetadas (decréscimo do crescimento e/ou da reprodução). Finalmente, há uma integração dos valores determinados com base em testes toxicológicos e ecotoxicológicos, adotando-se geralmente, o menor valor entre os dois.

Metodologia Adotada para o Estado de São Paulo (Cetesb, 2001): como a Holanda já possuía uma lista de valores genéricos orientadores para solos e águas subterrâneas aceitas mundialmente, advogou-se que a metodologia utilizada poderia ser aplicada no Estado de São Paulo.

As justificativas para adoção da metodologia holandesa, como base para o estabelecimento de valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas são as seguintes (Cetesb, 2001):

- é amplamente conhecida, aceita e seguida por diversos países. Muitos países se referem à lista holandesa para suprir a falta de valores orientadores próprios para vários compostos (senão todos);
- a Holanda foi o primeiro país a estabelecer valores orientadores para solo e água subterrânea e apresenta atualmente uma metodologia revisada e consolidada;
- é uma metodologia baseada em critérios científicos, usando modelagem matemática de avaliação de risco à saúde humana;
- permite alterações nos valores das variáveis básicas do modelo, facilitando assim a adaptação às condições de cada localidade e a introdução de diferentes cenários.

Neste trabalho optou-se também pela metodologia holandesa onde se adota uma “sugestão preliminar” para os valores orientadores estabelecidos para a BTS, por um período de vigência de 4 anos, aplicando-os tanto na prevenção da poluição de solos e águas subterrâneas, como no controle de áreas contaminadas, a fim de efetuar o seu aprimoramento.

Concluindo, como adequação das metodologias internacionais, para as condições da BTS, propõe-se três níveis de valores orientadores (Cetesb, 2005):

- valor de referência de qualidade - R, que indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas;
- valor de alerta ou prevenção - A, que indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos e águas subterrâneas, com caráter preventivo e quando excedido, requer monitoramento, identificação das fontes de poluição e seu controle.
- valor de intervenção - I que indica o limite de contaminação acima do qual, existe risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando a minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água.

II. Amostragem, análise e tratamento estatístico

A BTS está situada no nordeste do Brasil. Com uma população de quase 2,5 milhões ao seu redor e com área superficial de aproximadamente 1100 Km², é um grande centro comercial e industrial. A BTS tem um clima quente e úmido com quatro estações distintas, suficiente sol e chuva moderada. A temperatura média anual é 24°C e a precipitação média anual é 2100mm. Há nove rios principais na BTS: Paraguaçu, Subaé, Caipe, Suape, Jaguaripe, Açú, Traripe, Dona e Cachoeirinha. As amostras de águas superficiais (0-10cm de profundidade) foram coletadas utilizando cilindros amostradores durante fevereiro e julho de 2007. Os 19 locais de amostragem de águas superficiais e os quatro dos sedimentos são mostrados na figura 6.1.

Os valores de referência foram obtidos a partir de análises estatísticas descritivas e multivariadas dos dados analíticos de HPAs e outros parâmetros determinados em amostras dos sedimentos e água da BTS, coletadas em áreas sem influências antropogênicas.

Os parâmetros do solo determinados foram: matéria orgânica, granulometria (frações areia, silte e argila) e pH; por serem teoricamente relacionados com as concentrações naturais de HPAs no sedimento.

As concentrações naturais de HPAs em sedimentos, as quais serão utilizadas para obtenção dos valores de referência, foram obtidas pela análise de sedimentos provenientes de algumas áreas remotas, ou com o mínimo de interferência antrópica, tal como proposto por Singh & Steinnes (1994). Assim, foram selecionadas áreas, com vegetação nativa, para minimizar a possibilidade de escolha de um solo/sedimento que tenha sofrido efeito antropogênico num passado recente de, no mínimo, vinte anos.

Para o solo/sedimento foram amostradas 3 (três) glebas, cada uma com área não superior a 20ha, cujas características foram consideradas homogêneas entre si quanto à cor, textura do solo, topografia, drenagem e cobertura vegetal. Coletou-se em cada gleba uma amostra composta da superfície e outra de subsuperfície, perfazendo por sedimento, um total de 6 amostras compostas.

Foram amostradas duas profundidades fixas, 0 a 20cm (superfície) e 80 a 100cm (subsuperfície), objetivando-se obter uma idéia preliminar sobre as concentrações de HPAs no solo/sedimento, incluindo as variações decorrentes das alterações das características do solo em subsuperfície. A escolha de 80 a 100cm como profundidade fixa da camada de subsuperfície teve como base os estudos preliminares.

O procedimento de amostragem baseou-se em uma série de operações para extrair porções que, combinadas e reduzidas a tamanho apropriado, dão a uma parcela características representativas do sistema. Cada uma dessas porções é chamada de amostra simples e a combinação delas, de amostra composta. Na condição de amostra composta, cada porção amostrada é denominada de sub-amostra.

Existem vários métodos para determinar o número mínimo de sub-amostras necessárias para que uma amostra composta apresente uma porcentagem de variação, representativa do local, mas de maneira geral, recomenda-se no Brasil, a coleta de 10 a 30 sub-amostras para formar uma amostra

composta em uma área de entorno de 15ha, dependendo da uniformidade do terreno e recolhidas em ziguezague.

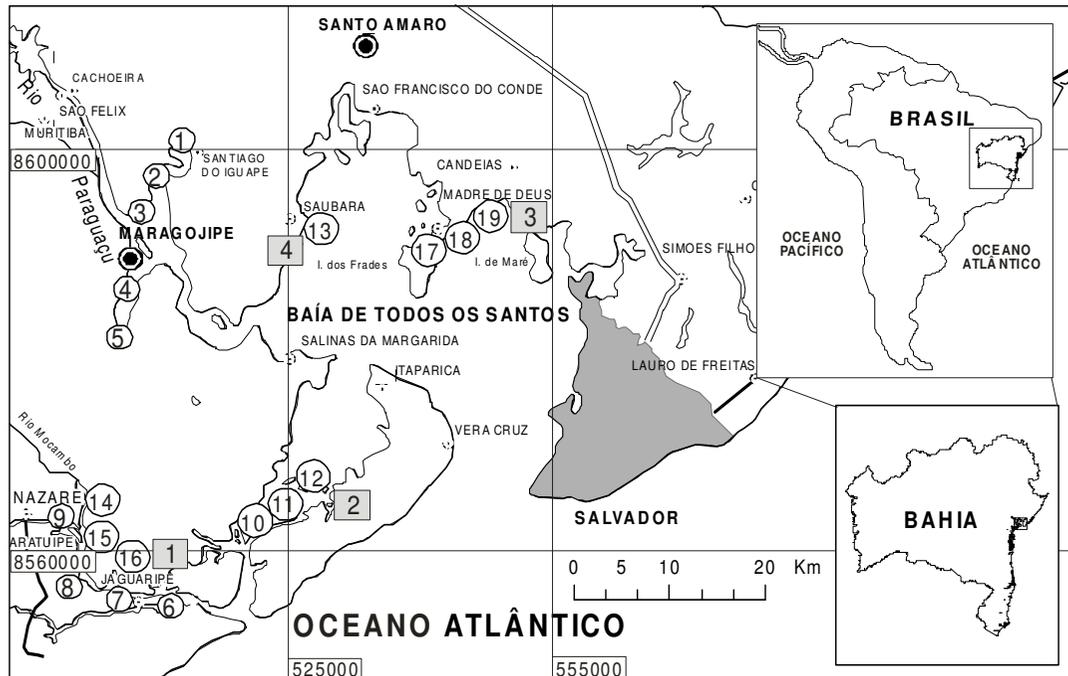


Figura 6.1 - Mapa da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil, indicando os sítios de amostragem das águas (círculos) e sedimentos superficiais (quadrados).

Como as glebas amostradas apresentavam condições de terreno uniforme, optou-se por amostras compostas constituídas de 10 sub-amostras, coletadas, como recomendado, andando-se pela gleba em ziguezague.

A retirada do solo foi realizada com o auxílio de um amostrador manual de aço inox. Os demais equipamentos de coleta foram: pá cavadeira, para escavar o solo até próximo da profundidade real de coleta; espátulas de aço inox para retirada das amostras e bandejas de inox para homogeneização das amostras.

Os recipientes de alumínio, utilizados para o acondicionamento das amostras, foram previamente tratados, para limpeza e descontaminação, onde a vidraria e utensílios de metal foram submersos numa solução aquosa de detergente alcalino, enxaguados em água corrente e destilada, e secados na estufa a 120° C. Depois de seco, o material e os recipientes para estocagem das amostras foram descontaminados com metanol e acetona P.A., e levados novamente à estufa para secagem a 60°C. Após essa fase, o material foi armazenado e protegido com papel alumínio até o uso no campo. Após a coleta em cada gleba, os equipamentos de campo eram enxaguados com água deionizada.

Foram adotados os procedimentos gerais de coleta recomendados por Demattê (1996), Brasil Sobrinho (1995), Lemos & Santos (1984) e Alloway (1990) e descritos a seguir:

- a cada coleta de uma nova sub amostra, a vegetação e o material grosseiro da superfície do terreno foram removidos e a primeira camada descartada, evitando contaminação cruzada entre sub amostras;
- o solo foi retirado do amostrador com o auxílio de uma espátula e colocado em bandejas de homogeneização, descartando-se a porção aderida ao trado, de modo a evitar a contaminação da amostra com da ferramenta;
- a perfuração continuou, sendo o solo da profundidade de 30 a 80cm descartado e a sub amostra coletada, na profundidade entre 80 a 100cm.

- da mesma forma que a sub-amostra da superfície, o material foi retirado do amostrador com auxílio de outra espátula, e colocado em bandeja específica para esta profundidade;
- após a coleta de 10 sub-amostras, o solo coletado foi homogeneizado manualmente, utilizando-se um par de luvas descartáveis específicas para cada bandeja, formando uma amostra composta para cada profundidade;
- as amostras foram colocadas em recipientes totalmente preenchidos, devidamente identificados e acondicionados para análise química em caixas de isopor com gelo, e para análise de granulometria em sacos plásticos.

As amostras foram armazenadas em câmara fria, a aproximadamente 4°C, até o envio aos laboratórios.

Para determinação das frações granulométricas utilizou-se o método do densímetro (IAC, 1986). De acordo com a classificação do *United States Department of Agriculture – USDA*, adotada neste trabalho, considera-se como areia partículas com diâmetro entre 2 e 0,05mm, como silte as partículas com diâmetro entre 0,05 e 0,002mm e como argila, as partículas com diâmetro abaixo de 0,002mm.

Para alcançar o objetivo proposto, ou seja, obter os valores de referência de qualidade, utilizou-se para o tratamento estatístico o aplicativo Statistica for Windows, versão 7.0 da Statsoft Inc..

As etapas desenvolvidas no tratamento estatístico dos dados foram as seguintes:

- análise descritiva para identificação de valores discrepantes, a partir de gráficos tipo “box-plot”;
- utilização do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, para verificar se existem diferenças estatisticamente significativas entre os valores obtidos nas profundidades amostradas de 0 a 20cm e de 80 a 100cm, avaliando-se a possibilidade de utilização destes dados em conjunto;
- comprovação da existência ou não de significância estatística das diferenças observadas entre os dados de superfície (0-20cm) e subsuperfície (80-100cm), pelo método paramétrico Anova, comprovando para os metais e parte das propriedades do solo a possibilidade de utilização destes dados em conjunto;
- análise descritiva dos dados em conjunto.

Assim como para os sedimentos/solos, foi adotado como valores de referência de qualidade para as substâncias naturalmente ausentes nas águas subterrâneas, os limites de detecção dos métodos analíticos adotados pelo Laboratório de Estudos do Petróleo (LEPETRO) do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia (IGEO-UFBA). Para as águas, adotou-se os limites de detecção do Laboratório de Remediação das Águas Subterrâneas (REMAS) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

As análises foram realizadas em um Cromatógrafo a Gás, modelo Hewlett Packard 6890N, equipado com um Detector por Ionização em Chama a 320°C. As injeções (1µL) foram realizadas com injetor automático do tipo “split/splitless” a 260°C, com fluxo do gás carreador constante de 3 mL.min⁻¹, e modo de injeção “splitless”. As separações ocorreram em uma coluna capilar HP-5 (5% difenil e 95% dimetilpolisiloxano) de 30m x 0,53mm de diâmetro interno e espessura do filme de 1 µm com a seguinte programação de temperatura no forno: 40°C por 3 min. com taxa de aquecimento 8°C.min⁻¹ até 80°C, depois 12°C.min⁻¹ até 280°C e isoterma de 2 min. Gases: fluxo de H₂: 30mL.min⁻¹, fluxo de ar: 300mL.min⁻¹, fluxo *make-up* (He): 30mL.min⁻¹. A quantificação dos HPA foi realizada pelo método da padronização externa, sendo que a curva de calibração para os HPA foi feita com Padrão certificado da Dr. Ehrenstorfer GmbH (PAH – Mix 9) em CH₂Cl₂. O modo de integração utilizado para os HPA foi o *multilevel*, integrando-se a área de cada pico do cromatograma (Software *ChemStation*, versão A. 10.02). Os valores de HPAs foram confirmados por cromatografia a gás acoplada à espectrometria massa (Varian 2000 GC – MS).

Para cada série de amostras a serem analisadas, um solvente em branco, uma mistura e uma norma processual em branco eram executados na seqüência para verificar se havia contaminação. Compostos foram identificados principalmente por seus tempos.

III. Estabelecimento de valores de referência de qualidade para sedimentos e águas

O valor de referência de qualidade -R indica a concentração natural de uma substância em solos ou águas subterrâneas que não tenham sido impactados antropogenicamente. Este valor orientador tem como principais funções, fornecer subsídio para avaliação de qualidade de solos e águas subterrâneas e auxiliar no estabelecimento de valores máximos permitidos. As anomalias, ou seja, as concentrações naturalmente elevadas serão avaliadas localmente (Cetesb, 2001).

Os HPAs podem ser considerados como substâncias naturalmente ausentes no solo, aquelas geradas ou isoladas antropogenicamente em processos industriais. A maior parte dos problemas ambientais causados por estes compostos é originada pela destinação inadequada no solo, de resíduos industriais e domésticos e por práticas agrícolas indiscriminadas.

Uma vez que, analiticamente, o valor de concentração zero não é determinado, o valor de referência de qualidade pode, a exemplo do que é praticado em outros países, ser estabelecido como o limite de detecção dos métodos analíticos que representem a melhor tecnologia analítica disponível em procedimentos analíticos padronizados (Tabelas 6.1 e 6.2). Ressalta-se que estes valores devem ser alterados sempre que houver novas padronizações da metodologia analítica com diminuição do limite de detecção.

Tabela 6.1 - Limites de detecção ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de orgânicos – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) segundo métodos analíticos adotados pelo NEA-UFBA, REMAS-UFSC, na Cetesb, na Analytical Solutions Laboratórios e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para amostras de águas.

Substância	NEA-UFBA	REMAS - UFSC	Cetesb	Analytical Solution	ASTM
Naftaleno (Np)	0,01	0,08	-	0,08	3
Metil-Naftaleno (mNp)	0,01	0,08	-	0,08	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	0,01	0,08	-	0,08	-
Acenaftileno (Acy)	0,01	0,08	-	0,08	-
Acenafteno (Ace)	0,01	0,08	-	0,08	-
Fluoreno (F)	0,01	0,08	-	0,08	-
Fenantreno (Fn)	0,01	0,08	-	0,08	-
Antraceno (An)	0,01	0,08	-	0,08	5
Fluoranteno (Fl)	0,01	0,08	-	0,08	-
Pireno (Pi)	0,01	0,08	-	0,08	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	0,01	0,08	-	0,08	-
Criseno (Cr)	0,01	0,08	-	0,08	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	0,01	0,08	-	0,08	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	0,01	0,08	-	0,08	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	0,01	0,08	-	0,08	-

(-) não estabelecido

IV. Valores de Alerta

Os valores de alerta ou prevenção (Cetesb, 2005) aqui estabelecidos têm caráter preventivo, evitando que o solo/sedimento em estudo torne-se uma área contaminada. Estes valores representam um limite para adição de HPAs no solo, seja por tratamento e/ou disposição de resíduos sólidos, aplicação de lodo de estações de tratamento, aplicação de efluentes tratados, aplicação de insumos agrícolas fabricados a partir de resíduos industriais (micronutrientes) e avaliação de solos utilizados em terraplanagem.

Considerando-se que os contaminantes quanto disponíveis em solução, podem ser absorvidos pelas plantas ou migrar para as águas, optou-se, por derivar os valores de alerta com base em fitotoxicidade.

Este valor indica o nível de concentração no solo acima do qual deve ser iniciado o monitoramento da qualidade das águas do sistema aquífero freático, para qualquer cenário de uso e ocupação do solo identificando e controlando as possíveis fontes de contaminação, de modo a cessar o aporte de poluentes no solo e nas águas.

Tabela 6.2 - Limites de detecção ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de orgânicos – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) segundo métodos analíticos adotados pelo NEA-UFBA, na Cetesb, na Analytical Solution Laboratórios e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para amostras de sedimentos/solos.

Substância	NEA-UFBA	Cetesb	Analytical Solution	ASTM
Naftaleno (Np)	0,01	0,20	0,08	3
Metil-Naftaleno (mNp)	0,01	-	0,08	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	0,01	-	0,08	-
Acenaftileno (Acy)	0,01	-	0,08	-
Acenafteno (Ace)	0,01	-	0,08	-
Fluoreno (F)	0,01	-	0,08	-
Fenantreno (Fn)	0,01	-	0,08	-
Antraceno (An)	0,01	-	0,08	5
Fluoranteno (Fl)	0,01	-	0,08	-
Pireno (Pi)	0,01	-	0,08	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	0,01	-	0,08	-
Criseno (Cr)	0,01	-	0,08	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	0,01	-	0,08	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	0,01	-	0,08	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	0,01	-	0,08	-

(-) não estabelecido

Não haverá necessidade de maiores investigações na área em estudo quando as concentrações detectadas dos poluentes estiverem acima do valor de referência de qualidade, porém abaixo do valor de alerta.

O valor de alerta para substâncias orgânicas foi derivado com base em risco (Tabelas 6.3 e 6.4). Porém, seguindo a metodologia adotada para derivação de valores orientadores, que considera todas as vias de exposição possíveis, os valores encontrados para um risco aceitável de 10^{-5} .

Tabela 6.3 - Comparação dos valores de alerta/prevenção para águas da BTS, águas subterrâneas do Estado de São Paulo com os valores internacionais, para orgânicos – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Substância	REMAS - UFSC	Cetesb	CEE	Canada	Alemanha
Naftaleno (Np)	0,10	-	-	-	-
Metil-Naftaleno (mNp)	0,05	-	-	-	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	0,07	-	-	-	-
Acenaftileno (Acy)	0,17	-	-	-	-
Acenafteno (Ace)	0,04	-	-	-	-
Fluoreno (F)	0,26	-	-	-	-
Fenantreno (Fn)	0,11	-	-	-	-
Antraceno (An)	0,11	-	-	-	-
Fluoranteno (Fl)	1,24	-	-	-	-
Pireno (Pi)	0,45	-	-	-	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	0,30	-	-	-	-
Criseno (Cr)	0,29	-	-	-	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	0,04	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	0,27	-	-	-	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	1,46	-	-	-	-

(-) não estabelecido

V. Valores de Intervenção

Os valores de intervenção para solos e águas subterrâneas (Tabelas 6.5 e 6.6) foram derivados com base em avaliação de risco, apresentando-se como uma importante ferramenta para o suporte à decisão, no gerenciamento de áreas contaminadas, agilizando as ações de controle.

Para solos, os valores de intervenção obtidos para substâncias orgânicas carcinogênicas, apresentaram-se inicialmente restritivos, a um nível de risco de 10^{-4} , considerando o período total de expectativa de vida. A fim de possibilitar a obtenção de valores mais compatíveis com a sua

aplicação prática, os valores de intervenção estabelecidos foram, em alguns casos, ajustados utilizando-se o risco calculado sobre o período de exposição à criança ou ao adulto.

Tabela 6.4 - Comparação dos valores de alerta/prevenção para sedimentos da BTS e solos do Estado de São Paulo (Cetesb, 2005) com os valores Internacionais, para orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Substância	NEA-UFBA	Cetesb	CEE	Canada
Naftaleno (Np)	0,16	0,12	-	-
Metil-Naftaleno (mNp)	0,18	-	-	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	0,08	-	-	-
Acenaftileno (Acy)	0,10	-	-	-
Acenafteno (Ace)	0,65	-	-	-
Fluoreno (F)	0,12	-	-	-
Fenantreno (Fn)	0,09	3,3	-	-
Antraceno (An)	0,07	0,039	-	-
Fluoranteno (Fl)	-	-	-	-
Pireno (Pi)	0,07	-	-	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	0,21	0,025	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno (dBaAn)	-	0,08	-	-
Criseno (Cr)	0,74	8,1	-	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	0,39	-	-	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	0,92	0,38	-	-
Benzo(g,h,i)perileno (BghiP)	-	0,57	-	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	0,67	0,052	-	-
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (I123cdP)	-	0,031	-	-

(-) não estabelecido

Tabela 6.5 - Comparação dos valores de intervenção para as águas da BTS (Remas-UFSC) e do Estado de São Paulo com os valores internacionais (Cetesb, 2001), para orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Substância	REMAS-UFSC	Cetesb	EPA/USA	CEE	Canada	Alema-nha	Holanda
Naftaleno (Np)	43	100 ⁽¹⁾ - 140 ⁽²⁾	-	-	30	2	70
Metil-Naftaleno (mNp)	17	-	-	-	-	-	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	12	-	-	-	-	-	-
Acenaftileno (Acy)	11	-	-	-	-	-	-
Acenafteno (Ace)	16	-	-	-	-	-	-
Fluoreno (F)	60	-	-	-	-	-	-
Fenantreno (Fn)	51	140	-	-	-	-	-
Antraceno (An)	55	-	-	-	-	-	-
Fluoranteno (Fl)	1,71	-	-	-	-	-	-
Pireno (Pi)	0,74	-	-	-	-	-	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	5,0	1,75	-	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno (dBaAn)	-	0,18	-	-	-	-	-
Criseno (Cr)	17	-	-	-	-	-	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	-	-	-	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	-	-	-	-	-	-	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	0,80	0,7	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (I123cdP)	-	0,17	-	-	-	-	-

⁽¹⁾ Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para aceitação de consumo (critério organoléptico).

⁽²⁾ Cetesb (2005). (-) não estabelecido. Fonte: Cetesb (1990); Visser (1994); Buonicore (1995).

VI. Padrões de distribuição dos HPAs na BTS

As concentrações totais de 15 HPAs em águas superficiais (rios principais, afluentes, valas, etc) da BTS variaram de 0,0029 a 0,1079 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com valor médio de 0,0344 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 6.7). A mais alta concentração foi observada na estação 3, que está situado na foz onde a Baía de Iguape se funde no rio Paraguaçu (Figura 6.1).

Tabela 6.6 - Comparação dos valores de intervenção para sedimentos da BTS (NEA-UFBA) e solos do Estado de São Paulo (Cetesb, 2005) com os valores Internacionais, para orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Substância	NEA - UFBA	Cetesb*	EPA/USA	CEE	Canada	Alemanha	Holanda
Naftaleno (Np)	25	15 ⁽¹⁾ – 30 ⁽²⁾	3100	-	0,1	-	40
Metil-Naftaleno (mNp)	36	-	-	-	-	-	-
Dimetil-Naftaleno (dNp)	20	-	-	-	-	-	-
Acenaftileno (Acy)	46	-	-	-	-	-	-
Acenafteno (Ace)	1,11	-	-	-	-	-	-
Fluoreno (F)	31	-	-	-	-	-	-
Fenantreno (Fn)	31	15	-	-	-	-	-
Antraceno (An)	29	-	-	-	-	-	-
Fluoranteno (Fl)	-	-	-	-	-	-	-
Pireno (Pi)	1,98	-	-	-	-	-	-
Benzo[a]antraceno (BaAn)	35	9	-	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno (dBaAn)	-	0,15	-	-	-	-	-
Criseno (Cr)	45,58	-	-	-	-	-	-
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	1,55	-	-	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	1,30	-	-	-	-	-	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	1,5	0,4	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (I123cdP)	-	2	-	-	-	-	-

*Para avaliação de risco, deverá ser utilizada a abordagem de unidade toxicológica por grupo de substâncias (Cetesb, 2005).
(-) não estabelecido

Tabela 6.7 – Variação da concentração ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de HPAs nas águas superficiais da BTS.

	N Válido	Média	Mediana	V. Mín.	V. Max.	Variância	DP
pH	19	6,96	6,82	6,16	8,30	0,48	0,70
Eh	19	23,86	30,00	-39,00	71,00	1164,84	34,13
Temperatura (°C)	19	29,51	29,40	25,10	35,60	12,55	3,54
Salinidade	19	28,45	30,00	20,00	35,00	25,04	5,00
OD (mg/l)	19	5,49	5,80	1,30	7,53	3,13	1,77
Condutib. (ms/cm^{-1})	13	4,42	4,40	2,87	6,20	1,75	1,32
Naftaleno (Np)	19	0,0010	0,0009	0,0001	0,0055	0,0000	0,0013
Metil-Naftaleno (mNp)	18	0,0005	0,0003	0,0000	0,0020	0,0000	0,0005
Dimetil-Naftaleno (dNp)	15	0,0007	0,0002	0,0000	0,0037	0,0000	0,0012
Acenaftileno (Acy)	19	0,0017	0,0002	0,0000	0,0087	0,0000	0,0027
Acenafteno (Ace)	19	0,0004	0,0003	0,0000	0,0015	0,0000	0,0004
Fluoreno (F)	19	0,0026	0,0012	0,0001	0,0271	0,0000	0,0060
Fenantreno (Fn)	19	0,0011	0,0010	0,0000	0,0027	0,0000	0,0008
Antraceno (An)	16	0,0011	0,0011	0,0001	0,0031	0,0000	0,0009
Fluoranteno (Fl)	9	0,0124	0,0034	0,0010	0,0570	0,0000	0,0186
Pireno (Pi)	19	0,0045	0,0015	0,0001	0,0266	0,0000	0,0070
Benzo[a]antraceno (BaAn)	12	0,0030	0,0013	0,0001	0,0159	0,0000	0,0046
Criseno (Cr)	13	0,0029	0,0008	0,0001	0,0145	0,0000	0,0049
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	10	0,0004	0,0005	0,0000	0,0011	0,0000	0,0003
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	8	0,0027	0,0014	0,0007	0,0104	0,0000	0,0033
Benzo[a]pireno (BaPi)	13	0,0146	0,0047	0,0011	0,0592	0,0000	0,0180
Total HPA	19	0,0344	0,0213	0,0029	0,1079	0,0010	0,0314
HPAs BMM	19	0,0088	0,0078	0,0017	0,0280	0,0000	0,0055
HPAs AMM	19	0,0256	0,0119	0,0003	0,0986	0,0010	0,0310
Ph/An	16	1,0270	0,7950	0,3812	3,0487	0,4570	0,6763
BaAn/(BaAn+Cr)	13	8,2544	0,5240	0,1942	101,0000	776,5900	27,8674
F/(F+Pi)	9	0,5477	0,5040	0,2841	0,9378	0,0590	0,2436
An/(An+Fn)	16	0,5297	0,5571	0,2470	0,7240	0,0150	0,1223

No que se refere à composição individual de HPAs nas águas, a maioria dos compostos analisados foram detectados próximos a todas as estações (Figura 6.2). Diferentes estações foram dominadas por diferentes compostos, variando de baixa massa molecular e mais volátil, como o acenaftileno para as estações 11, 12, 13, 16, 17 e 19 até para aqueles com alta massa molecular e menos volátil como o benzo(a)pireno nas estações 2, 6 e 9. Outras estações (3 e 5) foram

dominadas por HPAs de médio peso tais como benzo(a)antraceno e criseno. O padrão de composição dos HPAs com base no tamanho dos anéis é mostrado na figura 6.3. Observa-se que HPAs de quatro e cinco anéis são mais abundantes na maioria das amostras de água. Por sua vez, HPAs de dois e três anéis mostram-se dominantes nas estações 1, 7, 10, 12, 14, 16, 17 (Figura 6.3).

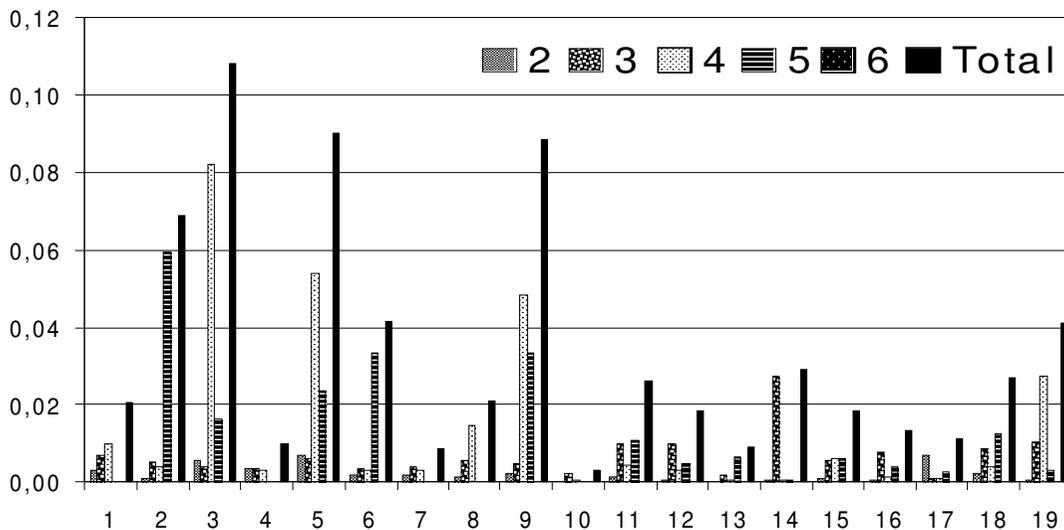


Figura 6.2 - Concentrações de dois, três, quatro, cinco, seis - anéis e HPA total ($\mu\text{g/L}$) na coluna de água das estações de amostragem na BTS. Dois - anéis incluem naftaleno; três - anéis incluem acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno e antraceno; quatro - anéis incluem fluoranteno, pireno, benzo [o] antraceno e criseno; cinco anéis incluem benzo [b] fluoranteno, benzo [k] fluoranteno, benzo [a] pireno e dibenzo [o, m] antraceno; seis - anéis incluem indeno [1,2,3 - c; d] pireno e Benzo [g, h, i] perileno.

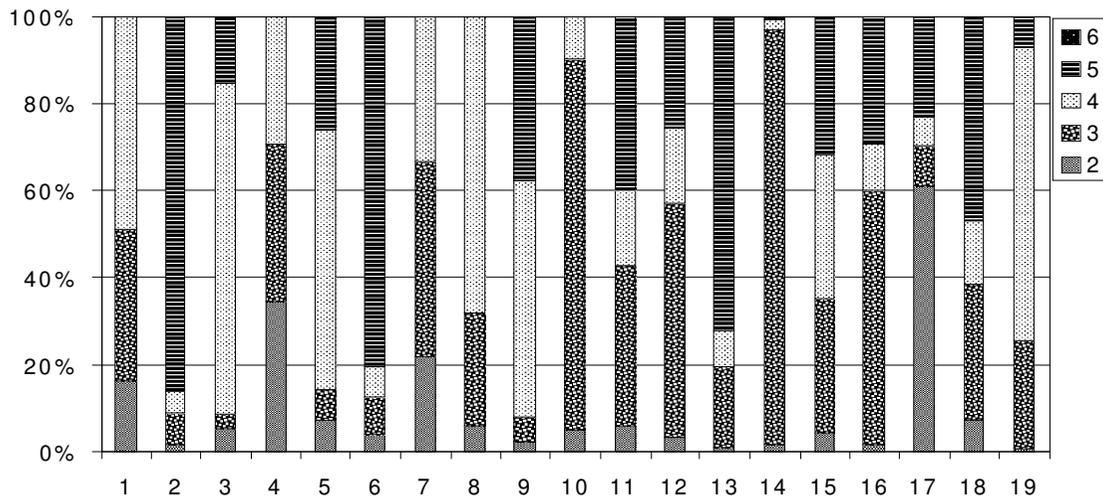


Figura 6.3 - Porcentagens das concentrações de dois, três, quatro, cinco, seis - anéis na coluna de água das estações de amostragem na BTS. Dois - anéis incluem naftaleno; três - anéis incluem acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno e antraceno; quatro - anéis incluem fluoranteno, pireno, benzo [a] antraceno e criseno; cinco anéis incluem benzo [b] fluoranteno, benzo [k] fluoranteno, benzo [a] pireno e dibenzo [o, m] antraceno; seis - anéis incluem indeno [1,2,3 - c; d] pireno e Benzo [g, h, i] perileno.

Tal gama de distribuição de HPAs com diferentes concentrações indicam que existe potencialmente diferentes fontes de HPAs na área, possivelmente incluindo combustão seguida de

precipitação atmosférica, resíduo de óleos, dejetos urbanos e efluentes industriais. Apenas a partir da distribuição de HPAs em água é difícil diferenciar quais destas diferentes fontes contribuem significativamente, entretanto, com estes dados é possível a indicação dos potenciais impactos para tais níveis de HPAs no ecossistema local.

As concentrações totais de HPAs encontradas nas águas da BTS são muito parecidas com aquelas detectadas no Mar Egeu (Mediterrâneo Leste), no mar Báltico (Maldonado et al., 1999). Embora os HPAs não mostrem toxicidade aguda para organismos aquáticos, os compostos de menor massa molecular tendem a exibir uma maior toxicidade do que os de maior massa (Law et al., 1997). Observa-se a partir da figura 6.2 que as concentrações da Σ HPAs para as 19 estações não são maiores do que $10\mu\text{g.L}^{-1}$, resultando que nenhuma toxicidade aguda pode ter sido causada para alguns organismos expostos (Law et al., 1997).

As concentrações totais dos 14 HPAs nos sedimentos são mostradas na tabela 6.8. As mais altas concentrações foram observadas nas estações 1 e 4. Estas maiores concentrações podem ser causadas pela descarga de dejetos urbanos e pela proximidade do terminal de transporte de óleo respectivamente.

Tabela 6.8 – Variação da concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de orgânicos - HPAs nos sedimentos de 0 a 20cm e de 80 a 100cm da BTS.

Estação	1-J 0-20	1-J 80-100	2-B 0-20	2-B 80-100	3-MD 0-20	3-MD 80-100	4-S 0-20	4-S 80-100
pH	6,22		6,71		8,21		7,81	
Eh	68		41		-35		-12	
Temperatura (°C)	26,2		25,1		29,4		28,0	
Salinidade (‰)	20		31		31		29	
O. D. (mg/l)	2,6		5,9		7,5		7,5	
Condutib. (ms/cm^{-1})	2,90		N.A.		N.A.		4,40	
Naftaleno	0,0003	0,0005	0,0004	0,0004	0,0002	0,0002	N.D.	N.D.
Metil-naftaleno	0,0007	0,0003	0,0004	0,0004	0,0002	0,0003	N.D.	N.D.
Dimetil-naftaleno	0,0004	0,0002	0,0000	0,0002	0,0002	0,0001	N.D.	N.D.
Acenaftileno	0,0005	0,0002	0,0001	0,0002	0,0001	0,0009	N.D.	0,0003
Acenafteno	0,0014	0,0001	0,0011	0,0022	0,0016	0,0012	0,0018	0,0011
Fluoreno	N.D.	0,0006	0,0004	0,0002	0,0003	0,0002	N.D.	0,0001
Fenantreno	N.D.	0,0005	0,0004	0,0006	0,0000	0,0002	0,0001	0,0001
Antraceno	0,0006	0,0002	0,0001	N.D.	0,0001	0,0001	0,0005	0,0001
Fluoranteno	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Pireno	0,0040	0,0006	0,0001	N.D.	0,0001	0,0001	0,0003	0,0000
Benzo[a]antraceno	N.D.	0,0004	0,0001	N.D.	0,0007	0,0004	N.D.	N.D.
Criseno	0,0912	0,0044	0,0010	0,0013	0,0003	0,0016	0,0126	0,0009
Benzo[b]fluoranteno	0,0031	0,0000	0,0007	0,0014	0,0001	0,0010	0,0009	0,0006
Benzo[k]fluoranteno	0,0260	0,0040	0,0011	0,0005	0,0485	0,0019	0,0012	0,0018
Benzo[a]pireno	0,0036	0,0300	0,0010	0,0014	0,0676	0,0005	0,0013	0,0008
Indeno[1,2,3-cd]pireno	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Dibenzo[a,h]antraceno	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[ghi]perileno	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Total HPA	0,1318	0,0422	0,0070	0,0087	0,1201	0,0088	0,0188	0,0058
HPAs BMM	0,0039	0,0028	0,0029	0,0041	0,0027	0,0031	0,0025	0,0017
HPAs AMM	0,1279	0,0394	0,0040	0,0045	0,1173	0,0057	0,0163	0,0041
Fe/An	N.D.	2,4767	4,0659	N.D.	0,4232	2,0009	0,2519	0,4507
BaA/(BaA+Ch)	N.D.	0,0874	0,0784	N.D.	0,6757	0,2111	N.D.	N.D.
Fl/(Fl+Py)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
An/(An+Fen)	N.D.	0,2876	0,1974	ND	0,7026	0,3332	0,7988	0,6893

N.A. = não analisado; N.D. = não detectado

Em termos de composição individual de HPAs nos sedimentos, a maioria dos compostos analisados foram detectados em todas as estações, com exceção da estação 4, a qual fica bem distante de qualquer possível fonte de contribuição. Muitos dos compostos de HPAs estavam presentes em variações de concentrações baixas, na ordem de ng.g^{-1} . Em sua maioria, o padrão de distribuição dos HPAs nos sedimentos é dominado por HPAs de quatro e cinco anéis. As pequenas diferenças entre as concentrações de HPAs na água e nos sedimentos podem ser explicadas por pelo

menos dois fatores. O primeiro, é que a coluna de água recebe diretamente contribuições de HPAs a partir de várias fontes, seja petrogênica ou pirolítica. Na BTS, as fontes petrogênicas podem ser mais amplas e dominantes do que as pirolíticas, o que levaria a abundância de HPAs de tres anéis na água. Secundariamente, apenas aqueles HPAs que puderem sobreviver durante o transporte descendente na coluna de água irão reagir com o sedimento, ou seja, são aqueles de massa molecular relativamente alta e os mais resistentes a processos de degradação.

As possíveis fontes dos HPAs em sedimentos e água podem ser avaliadas pela razão de compostos individuais de HPAs. Uma razão de fenantreno/antraceno < 10 e fluoranteno/pyreno > 1 tendem a indicar que a contaminação de HPA a partir de processos de combustão (Readman et al., 1987; Benlabeeb et al., 1997). Como mostrado na tabelas 6.8 e 6.9, as principais fontes seriam de origem pirolítica. Para algumas estações (1, 2, 6 e 8), as razões são ambóguas causando incerteza quanto a definição. Por outro lado, todos os sedimentos, com exceção da estação 1 exibiram uma razão fenantreno/antraceno abaixo de 15, sugerindo significativa contribuição de HPAs de fonte pirolítica na BTS.

Tabela 6.9 - Razão de fenantreno/antraceno (Fe/An), fluoranteno/pireno (Fl/Pi), em amostras de águas superficiais da Baía de Todos os Santos.

Estação	Fe/An	Fl/Pi
1	0,89	0,52
2	0,93	0,40
3	0,77	8,81
4	1,17	2,03
5	0,64	15,07
6	0,54	0,96
7	0,81	1,06
8	0,72	0,41
9	0,78	1,02
10	3,05	-
11	-	-
12	-	-
13	0,68	-
14	0,38	-
15	0,96	-
16	1,50	-
17	0,56	-
18	-	-
19	2,06	-

Os níveis de contaminação por HPAs na BTS são muito baixos quando comparados com outros sistemas aquáticos (Zhou & Maskaoui, 2003). Vale a pena frisar que diferentes números e compostos de HPAs foram analisados em diferentes estudos, e que a medida dos compostos podem ser diferentes, tanto que a comparação dos níveis totais de HPAs a partir de diferentes estudos devem ser tratados com cautela.

No intuito de avaliar o quanto a água e os sedimentos da BTS poderiam causar efeitos tóxicos, os níveis de HPAs foram comparados com os valores (ER-L e ER-M) desenvolvidos pelo US NOAA (Kim et al., 1999) e os valores aqui sugeridos para alerta e intervenção. As mais altas concentrações da \sum HPAs encontradas nos sedimentos e águas estão muito abaixo daqueles valores do ER-L (4000 ng.g⁻¹) assim como dos valores de alerta sugeridos.

VII. Análise estatística multivariada

Com o intuito de explorar as relações entre todas as estações investigadas, a análise da componente principal (ACP) foi aplicada aos resultados obtidos. A ACP reduz o número de variáveis no conjunto de dados originais em menos elementos (ou componentes principais), sem perda significativa na variância total dos dados. A carga que cada variável contribui nos dados originais para os principais componentes permite o agrupamento de dados com comportamentos

semelhantes. A distribuição dos dados normalizados de HPAs de águas superficiais entre os eixos da principal componente, primárias e secundárias, é mostrada na figura 6.4. Os dois principais componentes selecionados são responsáveis por 46,69% da variância total dos dados originais. A primeira e segunda componente em águas superficiais representou 30,01 e 16,68% da variação, respectivamente.

Existem três grupos discriminados sobre o fator de carga (Figura 6.4a). Um grupo de amostras das estações 11, 12 e 18; grupo B, a partir de amostras coletadas estações 1 a 9; grupo C contém amostras recolhidas a partir de estações 10, 13 a 17 e 19. A discriminação em três grupos foi confirmada pela análise hierárquica de agrupamento (*Cluster Analysis*), com completa articulação e distâncias euclidianas (Figura 6.5).

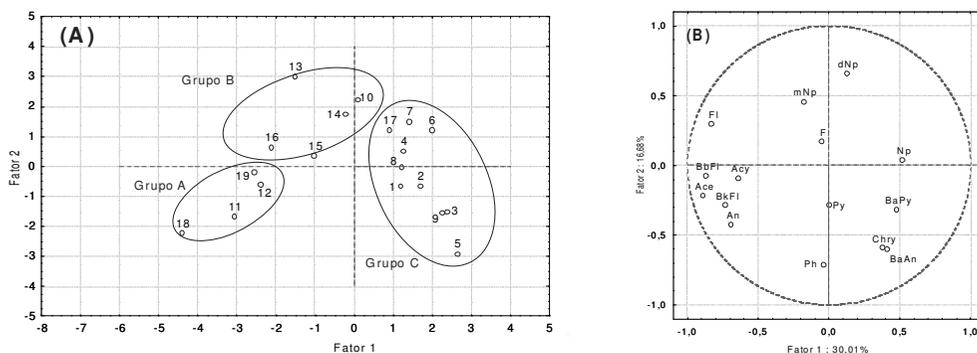


Figura 6.4 - ACP mostrando o padrão de HPA nas águas superficiais: (A) fator de carregamento e (B) fator plot score - (Nf) Naftaleno, (Acf) Acenafetileno, (Ace) Acenafiteno, (F) Fluoreno, (Fn) Fenantreno, (An) Antraceno, fluoranteno (Fl), (Py) pireno, benzo (Ba) [uma] antraceno, (Chy) chrysene, (BbFl) benzo [b] fluoranteno, (BkFl) benzo [k] fluoranteno, benzo (BaP) [A] pireno e (dAn) dibenzo [o, m] antraceno.

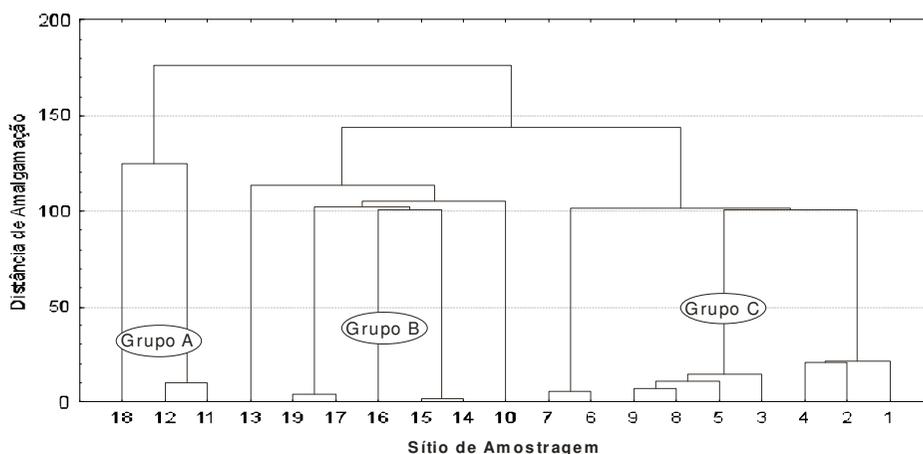


Figura 6.5 - Agrupamento hierárquico das estações para amostras de águas superficiais (ligação completa, distâncias euclidianas).

Na figura 6.1 podemos ver que as amostras das estações 11, 12 e 18 recolhidos desde o Rio Jaguaribe e Madre de Deus, provavelmente contêm semelhantes contaminantes, para que elas constituam o grupo A. Como mostrado na figura. 6.4b, o grupo A é caracterizada pela negativa de ambos os eixos das componentes principais; por outro lado, neste quadrante é dominado por acenafetileno. Isto indica que acenafetileno contribuiu significativamente para as amostras do grupo A, sem falar que a contribuição do acenafetileno sobre a contribuição dos outros HPAs é notável.

As amostras das estações 11, 12 e 18 foram coletadas de locais próximos e de diferentes intercâmbios, mas foram agrupados conjuntamente. Todavia, a característica da amostra de estação

19, é semelhante ao das amostras no grupo B. A similaridade pode ser causada pela complexidade das fontes de contaminação. No entanto, a amostra da estação 17 tem algumas características diferentes das outras amostras do grupo B. Ao contrário das outras amostras no grupo B, a amostra da estação 17 é caracterizada pela carga positiva na segunda componente principal, de forma que ele obteve mais contribuição do naftaleno do que as outras amostras.

As amostras do grupo B têm a contribuição do fluoranteno principalmente dentre todos os HPAs. No entanto, em comparação com o grupo A, as amostras do grupo B tem uma contribuição relativamente baixa para o fator 2, de modo que apresentam menor contribuição do naftaleno do que o grupo A. Esta conclusão pode ser confirmada pela figura 6.4. A amostra da estação 13 foi recolhida próxima de Saubara, área menos impactada, de modo que a característica desta amostra pode ser diferente das outras. Conforme mostrado na figura 6.4b, a estação 13 tem um alto valor de fator 2 e pode presumir - se que ela é capaz de contribuir com um elevado índice de valor pra este fator, que parece ser o metilnaftaleno, a contribuição principal entre estes HPAs .

VIII. Ser ou não ser valor orientador?

Avaliando as Tabelas de 6.1 a 6.6, observa-se que a faixa de variação dos valores internacionais de intervenção no mundo é muito ampla. A diferença entre países pode ser explicada pelo uso de diferentes fatores de segurança, na extrapolação de dados experimentais de animais para seres humanos, no uso ou não de critérios de avaliação de risco na derivação de listas orientadoras e também pela política econômico-ambiental adotada.

Um problema freqüentemente encontrado, quando do uso de valores numéricos pré-estabelecidos, é saber como lidar com as condições específicas de cada local, que é único em suas características devido ao tipo de contaminante, propriedades e uso do solo e situação hidrogeológica (Cetesb, 2001; 2005).

Consequentemente, contaminações similares não resultam necessariamente em riscos similares. O risco varia com a exposição, para a qual, a disponibilidade do poluente é um fator importante. Então, a aplicação de valores numéricos não poderá fornecer respostas universais às questões de riscos associados à poluição de solo/sedimento de manguezal. Apesar dessa limitação, o critério numérico tem muitas vantagens, por exemplo (Cetesb, 2001):

- possibilidade de utilização como indicador do grau de poluição;
- rapidez e facilidade de implantação;
- fonte de informação, facilitando o planejamento das ações;
- coerência com a política de controle de poluição, através de padrões ambientais;
- avaliação da eficiência das tecnologias de remediação;
- redução das influências políticas locais;
- disponibilidade, como referência, para a interpretação de dados analíticos em locais contaminados.

De acordo com o Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (Cetesb, 2001), na etapa de investigação confirmatória, as concentrações dos contaminantes deverão ser comparadas com os valores orientadores observando-se o quanto próximo está do valor de referência de qualidade ou do valor de intervenção.

A decisão sobre priorização, necessidade de monitoramento, de estudos mais detalhados, como avaliação de risco, ou de intervenção imediata, deve atender outros critérios detalhados no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (Cetesb, 1999).

A Agência Ambiental deve ter uma postura conservativa. Assim, nos casos de indefinição do cenário ou outras incertezas, sugere-se usar o caso mais restritivo.

Internacionalmente, apesar de não existir uniformidade quanto à nomenclatura utilizada (*trigger, threshold, guiding values, intervention, precaution, reference values, background* etc.), os valores orientadores representam a base da política de proteção de solos e águas subterrâneas (Bachmann, 2000).

Na Holanda, a avaliação de risco caso a caso está sendo empregada apenas para áreas extensas (Visser, 1994) e nos Estados Unidos, muitos Estados estão desenvolvendo seus critérios numéricos com objetivos similares àqueles usados na Holanda (Buonicore, 1995).

O valor de referência de qualidade indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas e será utilizado em ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e na etapa de “investigação confirmatória”, no controle de áreas contaminadas.

O valor de alerta, indica a alteração da qualidade natural dos solos e será utilizado em caráter preventivo, quando excedido no solo, deverá ser exigido o monitoramento do solo e das águas subterrâneas, efetuando-se um diagnóstico de qualidade desses meios, identificando-se e controlando-se as possíveis fontes de poluição.

O valor de intervenção, utilizado em caráter corretivo, indica a existência de contaminação do solo ou das águas subterrâneas. Quando excedido, a área será declarada contaminada, pois existe risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, devendo-se efetuar a investigação detalhada, incluindo modelagem de fluxo, transporte e avaliação de risco com objetivos de intervenção na área, executando-se medidas emergenciais de contenção da pluma, restrição de acesso a pessoas, restrição da utilização das águas locais e ações de remediação.

Durante o período de vigência da aplicação dos valores orientadores (Tabela 6.10), o PROAMB, através do Lepetro, pretende manter um projeto a fim de dar continuidade para validação dos mesmos, expansão da lista de contaminantes e atualização de metodologias do cenário internacional.

Ao término deste período, será realizada uma avaliação para estabelecer a forma final de sua instrumentalização.

Tabela 6.10 - Valores orientadores para solo/sedimento e água superficial na BTS e subterrânea (Cetesb, 2005)

Substância	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco)							Água (µg.L ⁻¹)	
	Referência qualidade	Prevenção Cetesb	Prevenção Mangue	Intervenção				Intervenção (Cetesb) ⁽¹⁾	Intervenção (Mangue)
				Agrícola APMMax Cetesb	Replanti Mangue	Residencial Cetesb	Industrial Cetesb		
Orgânicos - Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)									
Naftaleno (Np)	0,01	0,12	0,16	30	25	60	90	140	43
Metil-Naftaleno (mNp)	0,01	-	0,18	-	36	-	-	-	17
Dimetil-Naftaleno (dNp)	0,01	-	0,08	-	20	-	-	-	12
Acenaftileno (Acy)	0,01	-	0,10	-	46	-	-	-	11
Acenafteno (Ace)	0,01	-	0,65	-	1,11	-	-	-	16
Fluoreno (F)	0,01	-	0,12	-	31	-	-	-	60
Fenantreno (Fn)	0,01	3,3	0,09	15	31	40	95	140	51
Antraceno (An)	0,01	-	0,07	-	29	-	-	-	55
Fluoranteno (Fl)	0,01	-	-	-	-	-	-	-	1,71
Pireno (Pi)	0,01	-	0,07	-	1,98	-	-	-	0,74
Benzo[a]antraceno (BaAn)	0,01	0,025	0,21	9	35	20	65	1,75	5,0
Dibenzo(a,h)antraceno (dBaAn)	0,01	0,08	-	0,15	-	0,6	1,3	0,18	-
Criseno (Cr)	0,01	8,1	0,74	-	45,58	-	-	-	17
Benzo[b]fluoranteno (BbFl)	0,01	0,052	0,39	0,4	1,55	1,5	3,5	0,7	-
Benzo[k]fluoranteno (BkFl)	0,01	0,38	0,92	-	1,30	-	-	-	-
Benzo[a]pireno (BaPi)	0,01	0,052	0,67	0,4	1,5	1,5	3,5	0,7	0,80
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (I123cdP)	0,01	0,031	-	2	-	25	130	0,17	-
Benzo[g,h,i]perileno (BghiPe)	0,01	0,57	-	-	-	-	-	-	-

(1) - Para avaliação de risco, deverá ser utilizada a abordagem de unidade toxicológica por grupo de substâncias.

IX. Agradecimentos

Este trabalho teve o apoio financeiro da FINEP - CT-Petro. JJC deseja agradecer a Fundação de Pesquisa do Estado da Bahia - FAPESB - pela concessão de uma bolsa de investigação no. do pedido 297/2007.

X. Referências

- Alloway, B. J. (Ed.) 1990. *Heavy metals in soil*. Londres : Leicester Place, 339p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials. 1995. *Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites. annual book*. ASTM, USA, 51p. (E 1739-95)
- _____. 1998. *Standard provisional guide for risk based corrective action*. ASTM, West Conshohocken, USA, 1998. 101p.
- Bachmann, G. 2000. Soil Protection Policy in Germany. *In: II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas*. São Paulo-SP. Março de 2000. *Anais*.
- Benlahcen, K. T., Chaoui, A., Budzinski, H., Garrigues, Ph., 1997. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 298–305.
- Brasil Sobrinho, M. O. C. 1995. Amostragem de solos para fins de análise e fertilidade. *Revista Notesalq*, Piracicaba, **4** (4):5.
- Broman, D., Naf, C., Axelman, J., Bandh, C., Pettersen, H., Johnstone, R., Wallberg, P., 1996. Significance of bacteria in marine waters for the distribution of hydrophobic organic contaminants. *Environmental Science and Technology*, **30**: 1238–1241.
- Buonicore, A. J. (Ed.) 1995. Cleanup criteria for contaminated soil and groundwater. ASTM/Air and Waste Management Association (DS64), Filadélfia, 326p.
- CETESB. *Compilação de padrões ambientais*. CETESB, São Paulo. 6p.
- _____. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. Projeto CETESB-GTZ. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. 1ª edição. São Paulo: CETESB, 1999. 385 p.
- _____. 2001. *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. Relatório Parcial. CETESB, São Paulo, 232p.
- _____. 2005. *Decisão de Diretoria Nº 195-2005- E*, de 23 de novembro de 2005. CETESB, São Paulo, 4p.
- Demattê, J. A. M. 1996. Amostragem de solos para fins de fertilidade. *Revista Notesalq*, Piracicaba, **5** (5): 4-5.
- EPA. 1986. *Test Methods for Evaluating Solid Waste – SW846*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, USA. 3. ed.
- _____. 1987. *Drastic: a standardized system for evaluating ground water pollution: potential using hydrogeologic settings*. EPA, ADA, jun. 622p. (EPA/600/2 87/035).
- _____. 1989a. *Exposure factors handbook*. EPA, Washington, DC (EPA/600/8-89/043).
- _____. 1989b. *Risk assessment guidance for superfund: human health evaluation manual*. v. 1, EPA, Washington, DC (EPA/540/1-89/002).
- _____. 1994. *Technical background document for soil screening guidance. Draft review*. EPA, Washington DC (EPA/540/R-94/106).
- _____. 1996a. *Soil screening guidance: technical background document*. EPA, Office of solid waste and emergency response, Washington, DC,. 168p. + apênd. (EPA/540/R-95/128).
- _____. 1996b. *Soil screening guidance: user's guide*. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, 39p. + apênd. (EPA/540/R-95/018).
- IAC. 1986. *Métodos de análise química, numerológica e física de solos*. IAC, Campinas (Boletim técnico nº 106). 94p.

- Kennicutt I., M. C., Wade, T. L., Presley, B. J., Requejo, A. G., Brooks, J. M., Denoux, G. J., 1994. Sediment contaminants in Casco Bay, Maine: inventories, sources, and potential for biological impact. *Environmental Science and Technology*, **28**: 1–15.
- Kim, G. B., Maruya, K. A., Lee, R. F., Lee, J. H., Koh, C. H., Tanabe, S. 1999. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, **38**: 7–15.
- Law, R. J., Dawes, V. J., Woodhead, R. J., Matehiessen, P. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in wastewater around England and Wales, *Mar. Pollut. Bull.*, **34**: 306–322.
- Lemos, R.C.; Santos, R.D. 1984. *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, Campinas, 45p.
- Maher, W. A., Aislabie, J., 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. *The Science of the Total Environment*, **112** : 143–164.
- Maldonado, C., Bayona, J. M., Bodineau, L. 1999. Sources, distribution, water volume processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the northwestern Black Sea water. *Environ. Sci. Technol.*, **33**: 2693–2702.
- Readman, J. W., Mantoura, R. F. C., Rhead, M. M. 1987. A record of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution obtained from accreting sediments of the Tamar estuary, UK: evidence for nonequilibrium behaviour of PAH. *The Science of the Total Environment*, **66**:73-94.
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M. 1993. *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York.
- Singh, B. R.; Steignes, E. 1994. Soil and water contamination by heavy metals. In: Lai, R.; Stewart, B. A. (Eds.) *Advances in soil science: soil process and water quality*. Lewis, USA, p.233-237.
- Theelen, R. M. C.; Nijhof, A. G. 1996. *Dutch methodology of risk assessment of contaminated soils: human health and ecosystem*. Tauw Milieu, Deventer.
- Visser, W. J. F. 1994. *Contaminated land policies in some industrialized countries*. 2 ed. Technical Soil Protection Committee, The Hague, 149p.
- VROM, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. 1988. *Premises for risk management: annex to the Dutch Environmental Policy Plan*. Lower House, The Hague (session 1988-1989).
- _____. 1994. Intervention values and target values: soil quality standads. VROM, The Hague, 19p. (DBO/07494013).
- Yoshinaga, S. 1993. *Conceitos básicos de hidrogeologia*. CETESB, São Paulo, 30p. (curso de águas subterrâneas: controle e prevenção de poluição).
- Zhou, J. L., Maskaoui, K. 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China. *Environmental Pollution*, **121**: 269–281.
- Zhou, J. L., Rowland, S. J. 1997. Evaluation of the interactions between hydrophobic organic pollutants and suspended particles in estuarine waters. *Water Research*, **31**:1708–1718.

CAPÍTULO 7**SULFETOS VOLÁTEIS ACIDIFICADOS (SVA) E METAIS EXTRAÍDOS
SIMULTÂNEOS (MES) EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS
DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

*Cássia Regina de Elias Onofre
João Lamarck Argôlo (in memorian)
Joil José Celino
Antônio Fernando de Souza Queiroz
Rita Maria Weste Nano*

O manguezal, por ser um ambiente efetivamente protegido contra ondas e correntes fortes, inundado por água salobra, permite a deposição de argilas, silte e outros detritos, e constitui uma ótima superfície para o transporte de metais, cuja precipitação é favorecida pelo pH alto e pela disponibilidade de sulfetos devido às condições de redução na camada sub-superficial do sedimento. Adicionalmente, os mecanismos de transporte de água e sedimentos, pela movimentação da maré e pelo padrão de circulação estuarino, atuam de forma a prevenir o escape de sedimentos do ecossistema (Harbison, 1986; Salomons & Forstner, 1984).

Os metais alcançam o manguezal principalmente por meio das marés, em duas formas trocáveis: incorporados na matéria em suspensão ou dissolvidos (Lacerda & Abraão, 1984; Harbison, 1986; Lacerda & Rezende, 1987; Lacerda, 1994). Como poluentes conservativos, o seu acúmulo nos manguezais, por um longo espaço de tempo, representa uma ameaça para esses ambientes, podendo atravessar todo o ciclo ecológico envolvido no ecossistema. Devido ao fato desses metais poderem ser adsorvidos ao sedimento ou acumulados nos organismos bentônicos em níveis tóxicos (Allen et al., 1993; Silvério, 1999), a sua biodisponibilidade e a subsequente toxicidade têm se tornado um dos mais freqüentes tópicos de estudos associados aos substratos lamosos dessas zonas.

Um dos parâmetros fundamentais para deliberação da qualidade do sedimento em ambientes lacustres é a determinação de SVA - Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (Di Toro et al., 1992; Carvalho, 2001). A biodisponibilidade de metais em sedimentos pode ser verificada pela razão entre a concentração dos Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (SVA) e a concentração dos Metais Extraídos Simultaneamente (MES), resultantes da extração dos sulfetos. Essa relação expressa a possível (ou não) toxicidade dos sedimentos, o que pode refletir o nível de contaminação no ambiente, quando se determina também os MES, desde que os metais como Cd, Cu, Pb, Ni e Zn tenham tendência a tornarem-se agressores ambientais (Klaassen & Watkins, 2001). Quando se observa um $\sum[MES]/[SVA] > 1$, significa que um número mais significativo de metais está presente no sedimento, em relação aos SVA. Estes metais não retidos têm o potencial de ser significativamente mais biodisponíveis do que aqueles ligados aos sulfetos. Quando em sedimentos se determina $\sum[MES]/SVA < 1$, significa que mais SVA estão presentes do que os metais bivalentes, implicando em diminuição da sua biodisponibilidade para os organismos (Mozeto, 2001).

Neste capítulo é apresentada a distribuição espacial entre Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (SVA) e Metais Extraídos Simultaneamente (MES) em sedimentos anóxicos e possivelmente impactados por metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) em substratos lamosos de manguezal da região de São Francisco do Conde (SFC) e Madre de Deus, porção norte da Baía de Todos os Santos (BTS) e estudada a correlação da razão $\sum [MES]/[SVA]$ para verificar a possível contaminação nesses manguezais.

I. A área de estudo

A área pesquisada encontra-se entre as coordenadas geográficas 12°35'29" e 12°40'00" de latitude sul; 38°43'16" e 38°07'56" de longitude oeste, perfazendo cerca de 80 km² no setor norte da BTS (Figura 7.1). Os limites compreendem os municípios de Candeias, Salvador, Santo Amaro, São Sebastião do Passé, São Francisco do Conde e Madre de Deus. A principal via de acesso à região, a partir de Salvador, é a BR-324, seguindo-se da capital até o entroncamento com a BA-592, quando se deve tomar a direção para Candeias, chegando-se ao município de São Francisco do Conde (SFC).

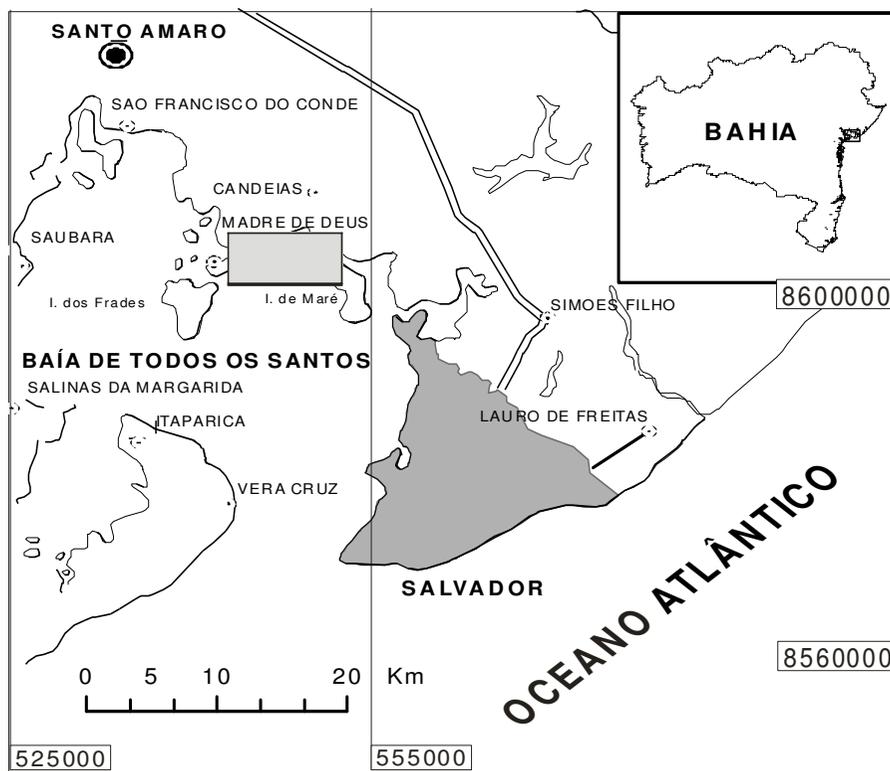


Figura 7.1 - Mapa de situação da Baía de Todos os Santos e de localização da área de amostragem

A BTS é uma das maiores reentrâncias da costa brasileira, com uma área aproximada de 1100 Km², que se estende por 462 Km de costa, sendo considerada uma das maiores e mais importante baía navegável da costa tropical do Brasil. A maior parte da baía apresenta uma topografia de fundo relativamente plano, com profundidade média de 6m. Profundidades máximas de até 100 m são observadas no Canal de Salvador, que é o maior responsável pela troca de água entre a baía e o oceano. Três grandes bacias de drenagem convergem para a BTS: as dos Rios Paraguaçu, Jaguaribe e Subaé (Lessa et al., 2001). As correntes de maré são principalmente bidirecionais, e mais fortes durante a maré vazante. A coluna d'água é bem misturada verticalmente em termos de temperatura e salinidade, sendo que condições estuarinas são limitadas ao canal do rio Paraguaçu (Wolgemuth et al., 1981).

Como resultado da grande expansão populacional e industrial da região, e na ausência de um adequado planejamento e tratamento de efluentes, a BTS apresenta elevadas concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos (Mestrinho, 1998; Tavares et al., 1999; Souza Santos et al., 2000). Desde os anos 60, a região está sujeita a um intenso desenvolvimento e exploração dos seus recursos naturais, incluindo-se a pesca e a mariscagem, muitas vezes predatórias, em áreas de manguezal.

II. Metodologia de estudo

Foram realizadas duas campanhas: uma avaliação preliminar da área e da qualidade do substrato em estudo, com definição dos pontos de coleta, levando-se em consideração fatores ambientais e de ação antrópica, e a segunda para a coleta dos sedimentos na área em estudo (outubro/2004).

Na campanha de amostragem foram coletadas amostras de sedimento de quatro estações localizadas, na região de SFC e Madre de Deus (Figura 7.2) as quais foram estabelecidas em função das atividades desenvolvidas próximo ao local de coleta: urbana, industrial e portuária. Essas estações foram denominadas de: 1. Coqueiro Grande (CG); 2. Rio Caípe (RC); 3. Fábrica de Asfalto (FA) e 4. Suape (SU).

Na estação CG predominam atividades industriais. Nessa localidade está situada a RLAM - Refinaria Landulfo Alves e Mataripe - que engloba diversos poços produtores terrestres de petróleo. Nessa estação, onde foram coletadas quatro amostras de sedimento (Figura 7.2), o manguezal está bastante antropizado, com sinais de stress da vegetação. Observou-se em toda a área presença de muito lixo (vasilhames e sacos plásticos, latas, papel, etc.). O sedimento é arenoso na maior extensão, da área, com sedimento argiloso em sítios mais próximo à água. Nas cercanias do manguezal foram encontradas pilhas de rochas provenientes da RLAM que estava realizando a construção de pistas. É intensa a atividade marisqueira no local, apesar das condições ambientais desfavoráveis.

A segunda estação foi estabelecida às margens do Rio Caípe, próxima a uma área urbana e à rodovia que interliga a RLAM à ilha de Madre Deus. O sedimento deste manguezal apresenta-se, macroscopicamente, arenoso e firme. Visivelmente antropizado, o local encontra-se bastante degradado pela presença de lixo urbano e pela retirada da vegetação original. Foram realizadas coletas de seis amostras de sedimento, no total, ao longo das margens direita e esquerda do Rio Caípe.

Na terceira área, localizada entre a Fábrica de Asfalto e o terminal portuário TEMADRE, foram coletadas seis amostras. O mangue encontra-se praticamente destruído, sendo possível observar apenas pequenas áreas onde se encontra a vegetação preservada em bosques mistos. Essa localidade mostrou um substrato predominantemente arenoso, embora na área da copa das árvores, em direção ao rio, o sedimento seja mais argiloso. O ambiente, apesar de impactado pela presença de dutos da TRANSPETRO que atravessam todo o manguezal, e da proximidade com o Porto do Morim, terminal TEMADRE e Fábrica de Asfalto, além de lixo em toda a sua extensão, apresenta uma vegetação que está rebrotando, ainda que de forma incipiente.

Na estação SU foram coletadas nove amostras nas duas margens do rio homônimo. A área está impactada pela presença de dutos, esgotos domésticos e lixo, além de sofrer influência das emissões veiculares e da RLAM. A vegetação de pequena estatura desenvolve-se sobre um substrato arenoso, e na área da copa das árvores, em direção ao rio, esse pacote lamoso apresenta-se argiloso. A comunidade que vive nas imediações do manguezal desenvolve atividades de pesca e mariscação, e apesar desse manguezal estar próximo a uma área de praia freqüentada pela população de Madre de Deus, observou-se pouco lixo. No período da coleta estavam sendo implantados novos dutos, com presença de máquinas e tratores na área (Figura 7.2).

Todos os materiais utilizados para coleta e análises foram lavados com solução neutra (Isodert 5%) e descontaminados com HNO_3 10 % durante 24 h.

A determinação de SVA (Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação) requer procedimentos específicos de coleta, transporte e acondicionamento, para que não haja oxidação da amostra, alterando a concentração de sulfeto e interferindo na confiabilidade dos resultados (Griethuysen et al 2002; Lasorsa & Casas, 1995).

As amostras de sedimento de manguezal foram coletadas no início da manhã, no período da baixa-mar, após consulta sobre as alturas das marés fornecidas pelas Tábuas das Marés dos Portos de Salvador/BA e Madre Deus/BA. Para coleta das amostras de sedimento, foi definida uma área de pouco trânsito de pessoas, e durante os trabalhos de campo não houve incidência de chuvas.

A coleta consistiu na obtenção de amostras simples de sedimentos superficiais do substrato lamoso ou arenoso, após a retirada mecânica dos dois primeiros centímetros do sedimento, que se

constitui na superfície mais oxidada. Para retirada do material foram utilizadas colheres ou conchas plásticas previamente ambientadas na água do próprio rio.



Figura 7.2 - Mapa de localização das estações de amostragem: 1 – Coqueiro Grande (CG), 2 – Rio Caípe (RC), 3 – Fábrica de Asfalto (FA) e o terminal portuário TEMADRE e 4 – Suape (SU). Fonte: base cartográfica CONDER (1998).

Depois de recolhidas, as amostras foram imediatamente colocadas em sacos plásticos tipo zip-lock, previamente etiquetados, tomando-se cuidado para que nenhum espaço de ar permanecesse dentro do saco, minimizando a oxidação dos sedimentos. Concluída a coleta, as amostras foram mantidas sob refrigeração em isopor com gelo ($\pm 4^{\circ}\text{C}$). Posteriormente esse material foi transportado para o NEA (Núcleo de Estudos Ambientais) onde foi armazenado em refrigerador e mantido a 4°C até a realização das análises específicas.

Foram efetuadas medidas de temperatura, pH, condutividade, potencial redox (E_h) e salinidade na água superficial em cada ponto de coleta, utilizando-se medidores portáteis de campo multi-parâmetros.

Em laboratório foram determinados, nas amostras do substrato: a granulometria (análise granulométrica), matéria orgânica (M.O.), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N), os sulfetos volatilizáveis por acidificação (SVA) e metais extraídos simultaneamente (MES).

A análise granulométrica foi realizada no laboratório do Departamento Nacional de Obras Contra Seca (DNOCS-BA). As determinações de MES, N, M.O. e CO, foram realizadas no NEA do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia (UFBA). A determinação de SVA foi realizada no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal de São Carlos – SP (UFSCar).

Para as análises granulométricas previamente eliminou-se a matéria orgânica, por ataque com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 40 volumes. Foram obtidas as frações granulométricas areia, silte e argila. Essa análise foi dividida em duas partes, esquematizada na figura 7.3.

Após secagem à temperatura ambiente, as amostras foram pulverizadas usando gral e pistilo de ágata, para melhor homogeneidade, e depois quarteadas. Em seguida, cada amostra foi peneirada e a fração de 80 Mesh foi utilizada para as análises.

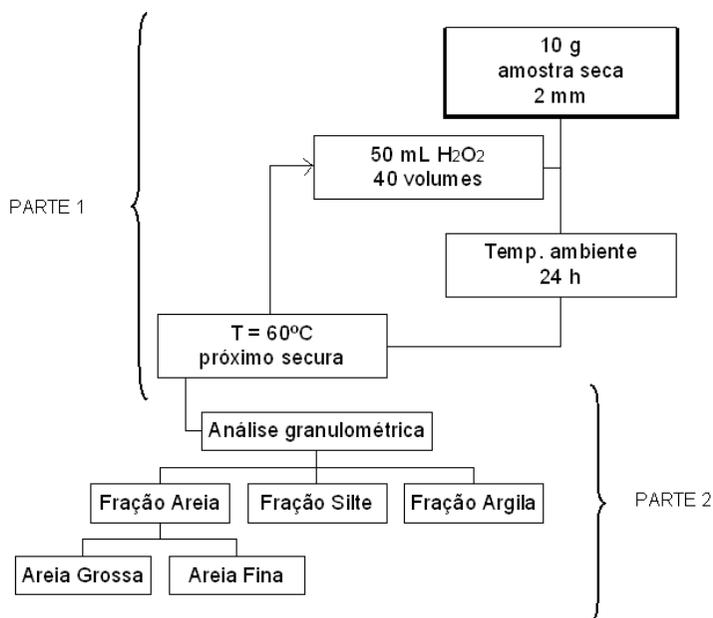


Figura 7.3 – Fluxograma da análise granulométrica.

A determinação da matéria orgânica (M.O.) foi realizada pela perda de peso do sedimento por ignição a uma temperatura elevada. O método consistiu na determinação do teor de M.O. obtido pela diferença de massa do sedimento seco a temperatura ambiente, antes e depois da calcinação, para a qual se atingiu uma temperatura de 550°C, por um período de 6 horas. Para a obtenção do teor de carbono orgânico total (CO) foi feita a conversão da M.O. utilizando-se o fator de van Bemmelen (1,724), com base no pressuposto de que a M.O. humificada contém uma percentagem média de 58% de CO (Kiehl, 1979).

O nitrogênio total foi determinado pelo método de Kjeldahl. Cerca de 0,7g de amostra foi inicialmente mineralizada com mistura digestora ácida a quente. Após a digestão da M.O., o NH_4^+ formado foi destilado e recolhido em solução de ácido bórico e em seguida titulado com solução de ácido sulfúrico. Esse método inclui formas orgânicas combinadas decorrentes da diversificada composição da matéria orgânica presente no sedimento.

A técnica utilizada para extração de SVA (Figura 7.4) seguiu a metodologia de Silvério (2003). Cerca de 3g de sedimento úmido reage com 20mL de ácido clorídrico 6 mol.L⁻¹, a frio, sob atmosfera de nitrogênio. O procedimento experimental consistiu de um balão de reação, seguido por um tubo receptor conectado sequencialmente para eliminar perdas de SVA (Figura 7.4).

Após completada a geração de sulfeto, o sulfeto extraído foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular. A solução ácida resultante no balão de destilação foi filtrada em papel de filtro e os metais solubilizados (MES) analisados por espectrometria de absorção atômica por chama (FAAS).

Soluções padrão de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn (marca Merck) foram preparadas em diferentes concentrações para construção de curvas analíticas. O espectrômetro foi calibrado, e cada amostra foi individualmente analisada para determinar a concentração de MES. As concentrações de SVA e MES foram convertidas para $\mu\text{mol.g}^{-1}$ por peso seco de sedimento.

Os limites de detecção (LD) foram calculados lendo-se o branco analítico das amostras (10 replicatas) e utilizando-se o desvio padrão: $\text{LD} = 3 \times \text{Sbranco}$, onde: Sbranco = desvio padrão do branco.

Para melhor compreender a variação na concentração dos metais por ponto, foi analisado um conjunto de variáveis que poderiam estar correlacionadas com os teores de metais em cada ponto. Para testar se havia diferenças significativas entre parâmetros analisados e as unidades amostrais,

foi aplicado a MANOVA (Análise de Variância Multivariada) uma vez que não existiram critérios que diferenciavam os pontos entre si. O nível de significância adotado foi $\alpha = 0,1$ ou $p < 0,10$, devido à variabilidade intrínseca a dados de meio ambiente e à característica de mosaico do sedimento.

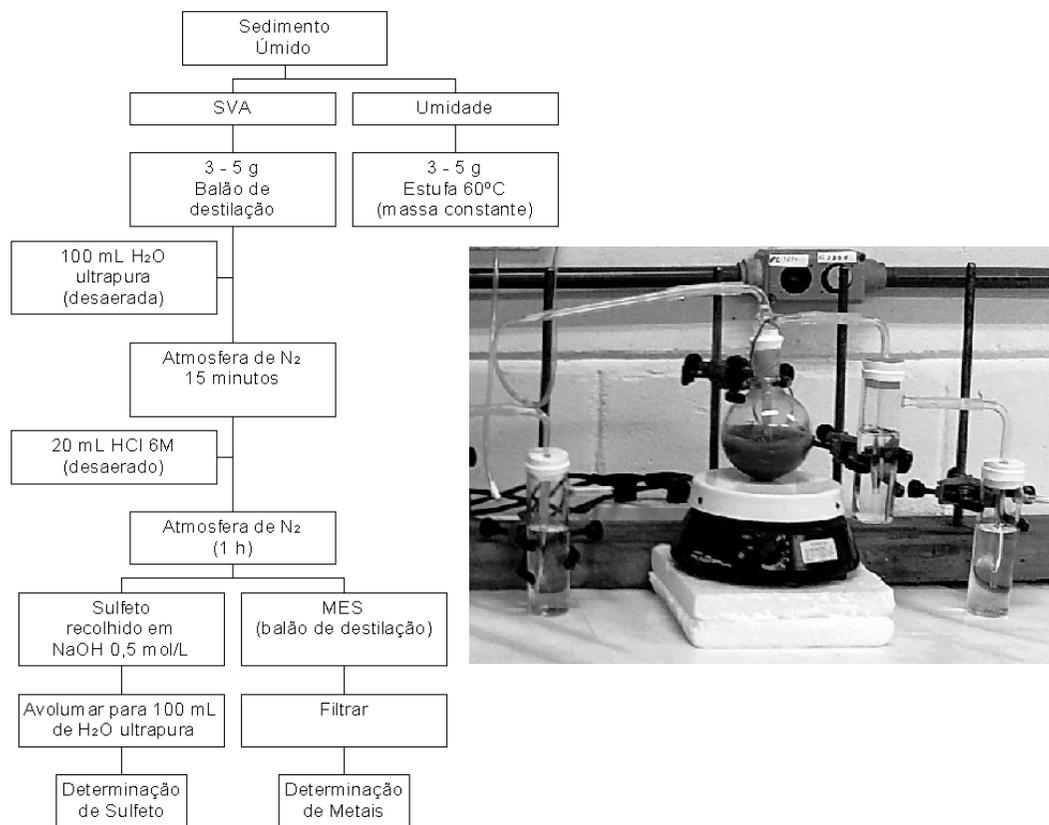


Figura 7.4 – Fluxograma da extração de SVA e MES. Ao lado, destaque do sistema de destilação de SVA: balão de destilação com amostra de sedimento e os tubos receptores contendo NaOH.

Foi realizado também o teste de premissas de ANOVA, o teste de Cochran para testar a homogeneidade das amostras, em que as mesmas foram consideradas homogêneas, $p < 0,005$ e o teste de Kolmogorov–Simirnov para testar a normalidade dos dados, sendo os mesmos considerados normais.

Para os testes estatísticos aplicados utilizou-se o programa STATISTICA 7.0, 2006. As análises empregadas foram MANOVA, coeficiente de correlação de Pearson em uma matriz de correlação, estatística multivariada.

III. Investigação do substrato

Os parâmetros pH, E_h e salinidade são dependentes da temperatura, aumentando ou diminuindo com a variação desta, de forma não linear. Todos esses fatores, juntos ou isoladamente, contribuem para que os cátions que se encontram sorvidos às partículas que constituem os substratos dos manguezais possam tornar-se biodisponíveis. Os resultados dos parâmetros físico-químicos nas estações de coleta apresentaram flutuação nos seus valores para alguns dos parâmetros medidos, como pode ser verificado na tabela 7.1.

Tabela 7.1 – Parâmetros físico-químicos da água superficial nas estações de coleta das regiões de São Francisco do Conde e Madre de Deus – Bahia.

Data/Hora Altura da Maré	Estação	Valores	pH	E _h (mV)	T (°C)	Sal	C (mS.cm ⁻¹)
13/10/2004 09:13 h 0,0 m	1 Coqueiro Grande (CG)	Mínimo	8,04	-60	22,9	35	28,0
		Máximo	8,26	-47	33,1	38	31,1
		Média	8,15	-54,25	29,8	36	29,6
		s	0,1	5,91	4,69	1,41	1,34
		CV	0,01	34,9	21,98	2	1,8
	2 Rio Cafpe (RC)	Mínimo	7,54	-44	30	33	28,2
		Máximo	7,98	-19	32	35	30,3
		Média	7,79	-33	31	34	29,7
		s	0,17	10,04	0,67	1,03	0,77
		CV	0,03	100,8	0,45	1,07	0,59
14/10/2004 09:53 h 0,0 m	3 Fábrica de Asfalto (FA)	Mínimo	7,88	-42	28,1	36	33,9
		Máximo	7,94	-39	28,3	37	30,9
		Média	7,91	-40,5	28,2	37	32,4
		s	0,03	1,73	0,12	0,58	1,73
		CV	0	3	0,01	0,33	3,0
	4 Suape (SU)	Mínimo	7,94	-60	31,7	34	30,3
		Máximo	8,31	-42	33,1	35	39,5
		Média	8,07	-49	32,2	35	35,4
		s	0,18	8,73	0,68	0,5	4,81
		CV	0,03	76,28	0,47	0,25	23,13

s = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Observa-se, uma amplitude de variação de 10,2 °C para o valor da temperatura na estação CG, o que demonstra não uniformidade. O mesmo foi observado para a condutividade, na estação SU, tendo sido encontrada uma diferença 9,2 mS.cm⁻¹. A variação da temperatura entre os valores de 28,2°C a 32,2°C, pode estar relacionada a influência das condições climáticas em função dos dias, horário e locais de coleta associada às características inerentes dos pontos amostrados.

Os valores encontrados para o pH, de modo geral, indicaram um caráter neutro a levemente básico, sendo os valores mais altos registrados na estação Coqueiro Grande (CG), provavelmente por essa estação estar situada na entrada do estuário. Tais condições demonstram a influência das águas marinhas, que chegam até os manguezais, cujo valor médio de pH apresenta-se em torno de 8,0 (Nordstrom et al., 1979).

Os valores de E_h, nos pontos amostrais, inferem peculiaridades típicas de ambiente redutor, que são características das regiões de manguezal, onde os solos são mal drenados e ricos em matéria orgânica. Nessas zonas, durante o processo de decomposição microbiana da matéria orgânica, o oxigênio é rapidamente consumido e é fracamente difundido no substrato (Lacerda, 1994). As variações de E_h observadas podem estar associadas à localização das estações de amostragem ou às temperaturas no momento da coleta.

De modo geral, a salinidade apresentou pouca variabilidade, sendo então referenciada como dependente das condições climáticas dominantes no período de amostragem e da amplitude de maré. Os maiores valores encontrados nas estações CG e FA podem estar associados a maior proximidade da maré, enquanto que as estações RC e SU estão mais próximas aos locais de desembocadura dos cursos fluviais.

A avaliação granulométrica das amostras coletadas teve como ponto de partida classificação do substrato por faixa granulométrica (areia, silte e argila) dos sedimentos. De posse desses resultados,

as amostras foram classificadas texturalmente, baseando-se no modelo do triângulo proposto pelo *Soil Survey Staff* (Kiehl, 1979). Os resultados dessa avaliação encontram-se sumarizados na tabela 7.2.

Tabela 7.2 – Distribuição granulométrica (%) dos sedimentos nas áreas estudadas e resultados das análises de Matéria Orgânica (M.O.), Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Orgânico Total (N) e da relação COT/N (C/N), média \pm desvio padrão, (mínimo – máximo).

Área amostrada	Coqueiro Grande (CG)	Rio Caípe (RC)	Fábrica de Asfalto (FA)	Suape (SU)
Areia Grossa	1	7	9	7
Areia Fina	89	88	85	85
Silte	2	1	1	2
Argila	8	4	5	5
MO (%)	12,46 \pm 1,22 (10,95 - 13,88)	6,50 \pm 6,07 (1,13 - 18,13)	5,95 \pm 5,66 (1,84 - 15,79)	9,97 \pm 5,04 (2,62 - 17,36)
COT (%)	7,23 \pm 0,71 (6,31 - 8,05)	3,77 \pm 3,52 (0,65 - 10,52)	3,45 \pm 3,28 (1,06 - 9,16)	5,77 \pm 2,92 (1,52 - 10,07)
N (%)	0,13 \pm 0,02 (0,10 - 0,14)	0,10 \pm 0,06 (0,03 - 0,19)	0,10 \pm 0,12 (0,01 - 0,32)	0,16 \pm 0,10 (0,05 - 0,32)
C/N	57,89 \pm 12,09 (45,36 - 74,30)	36,50 \pm 12,79 (21,67 - 55,37)	49,37 \pm 29,11 (28,63 - 106,00)	47,54 \pm 40,96 (25,77 - 153,40)

Segundo a norma do Centro Nacional de Pesquisa do Solo (Embrapa, 1997), os sedimentos das estações estudadas classificam-se como areia. A comparação do material entre as quatro estações observa-se o predomínio da fração areia fina, indicando um ambiente com baixa energia, capaz de acumular sedimentos mais finos, favorecendo inclusive a presença de silte e argila.

Os sedimentos de manguezal estudados apresentaram valores da relação C/N maiores que a média (10:1) considerada por Kiehl (1979). A elevada proporção da relação C/N (Tabela 7.2) se deve aos elevados teores de carbono orgânico em relação aos de nitrogênio (altas proporções C/N), demonstrando M.O. pouco decomposta, ou seja, não está completamente humificada. Este mesmo autor comenta que, se ao sedimento não foi incorporado a M.O. não decomposta e a relação C/N estiver acima da média, outros fatores podem estar impedindo a decomposição da M.O., tais como acidez ou excesso de salinidade. Esta situação pode estar ocorrendo em todas as estações estudadas, com menos intensidade na estação Rio Caípe (RC), a qual está situada em uma zona com menor interação de água salina em relação ao fluxo de água doce/estuarina.

Os maiores teores de COT e N-total ocorreram nas zonas profundas devido à maior presença de sedimentos finos (Bianchi et al., 2002). A classificação do conteúdo orgânico dos sedimentos com base no método proposto por Ballinger & McKee (1971) demonstra que as amostras na foz dos estuários são classificadas como Tipo I (Figura 7.5), ou seja, sedimentos inorgânicos, a forma mais estável quimicamente. Por sua vez, amostras mais internas aos efluentes apresentam um aporte significativo de COT e nitrogênio para a coluna d'água, classificadas como Tipo II (Figura 7.5).

A tabela 7.3 apresenta os valores de tendência dos metais estudados nas amostras coletadas, bem como dados da literatura. Para efeito de comparação dos dados da tabela é importante ressaltar que os resultados analíticos do presente estudo, assim como os resultados das outras regiões de manguezal, foram obtidos a partir de extração com ácido clorídrico a frio, como sugerido na técnica do SVA (Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação).

Na região em estudo, o cádmio apresentou concentrações abaixo do limite de detecção do método analítico empregado (0,10 mg.Kg⁻¹). Comparando-se os dados do ambiente estudado com os valores de referência TEL e PEL do NOAA e do Environment Canada, verifica-se que os valores de referência são mais altos do que os determinados nas amostras analisadas (Tabela 7.3).

Com relação à avaliação da concentração de cobre nos sedimentos, os resultados indicam a existência de níveis de concentração de cobre dentro dos limites indicados pela NOAA, para os valores naturais (BG). Entretanto foi encontrado um valor máximo para concentração de cobre (10,27 mg.Kg⁻¹) na estação Fábrica de Asfalto – FA.

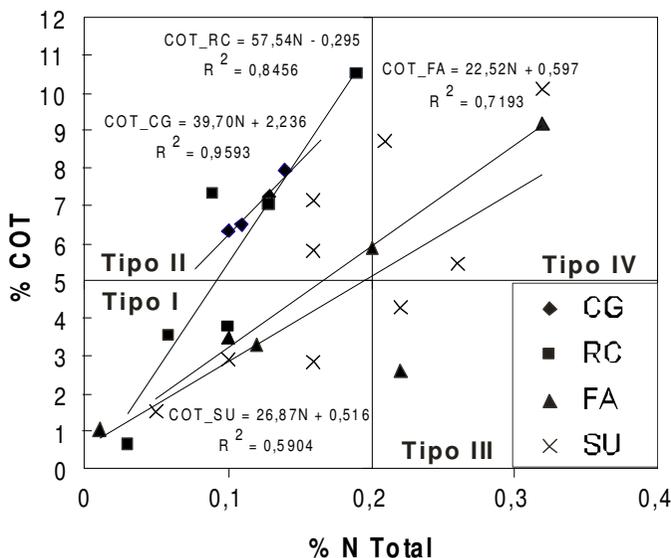


Figura 7.5 – Classificação da contaminação orgânica dos sedimentos em estudo segundo os teores de COT e N – total (baseado em Ballinger & McKee, 1971) e as respectivas equações das retas para cada sítio.

Tabela 7.3 – Valores de tendência da concentração de metais nas amostras de sedimento da região de São Francisco do Conde e Madre de Deus – Ba, comparados com dados da literatura.

Valores tendênc	Cd		Cu		Pb		Ni		Zn	
	MA	min-max	MA	min-max	MA	min-max	MA	min-max	MA	min-max
CG	<0,10	<0,10 - <0,10	8,36	6,67-9,65	7,79	6,68-8,88	4,24	4,05-4,44	24,17	20,57-27,13
RC	<0,10	<0,10 - <0,10	5,34	1,74-8,68	3,88	2,77-5,06	2,55	1,36-4,66	12,94	6,01-17,26
FA	<0,10	<0,10 - <0,10	6,13	3,63-10,27	6,78	1,36-21,14	5,06	1,36-14,01	15,9	7,54-34,12
S	<0,10	<0,10 - <0,10	2,4	0,45-5,33	6,61	1,7-9,47	12,48	0,66-28,62	20,08	4,68-31,79
BG(1)		0,1-03		10- 25		4-17		9,9		7-38
TEL(1)		0,6		35,7		35,0		18,0		123,1
PEL(1)		3,5		197,0		91,3		35,9		315,0
TEL(2)		0,6		35,7		35,0		18,0		123,0
PEL(2)		3,5		197,0		91,3		35,9		315,0
(3)		2		97		64		42		216
(4)		0,9		55,88		43,51		5,28		235,44
(5)		7,04		1158,17		92,13		32,60		303,37
(6)		3,48		19,69		20,82		11,89		36,46

M.A. = Média Aritmética; MIN. = Valor mínimo; MÁX. = Valor máximo; BG = Background; TEL = concentração abaixo da qual não há risco potencial de efeitos tóxicos à biota; PEL = níveis prováveis de efeito adverso à comunidade biológica; (1) NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*); (2) *Environment Canada*; (3) Represa Billings - São Paulo - Silvério (2003); (4) Baía de Guanabara - Rio de Janeiro - Carvalho (2001); (5) Le An River - China - Wen (1999); (6) Mississippi River - USA - Grabowski et al (2001).

O chumbo ocorre como contaminante ambiental em consequência de seu largo emprego industrial, destacando-se, entre outras, a indústria extrativa, petrolífera, de acumuladores, de tintas e corantes, cerâmica, gráfica e bélica. O emprego do chumbo sob forma metálica e em tintas tem diminuído, porém, sua utilização em indústrias de acumuladores tem aumentado gradativamente. A contaminação do solo pode advir de forma natural ou geológica e o teor varia conforme a região. Nos solos agrícolas, o nível de chumbo varia de 2 a 200mg.Kg⁻¹, sendo que a faixa de normalidade situa-se em concentrações de 15 a 25mg.Kg⁻¹ (Silva apud CETESB, 1997). No estudo realizado, entretanto, os valores situam-se dentro dos limites considerados *background*.

O níquel é notadamente encontrado em efluentes líquidos industriais, principalmente em refinarias de petróleo, siderúrgicas e fábricas de fertilizantes e de celulose e papel. Os sedimentos na área de estudo apresentaram valores inferiores ao TEL e PEL nas amostras das estações CG e RC. Os níveis de níquel encontrados nestas estações também foram inferiores aos valores encontrados nos estudos realizados por Silvério (2003) e Carvalho (2001). Para a estação FA encontrou-se um valor máximo ($14,01\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) discretamente mais elevado do que os valores de *background* (BG) e nos estudos na Baía de Guanabara. Porém o valor médio nesta estação foram inferiores aos valores de referência internacional, de regiões do Brasil e de outras regiões.

Os dados obtidos na estação SU para os sedimentos analisados apontaram concentração máxima de níquel mais elevada que os valores de referência de Background e TEL estabelecidos pelo NOAA e TEL estabelecido pelo FDEP (Approach to the assessment of sediment quality in Florida Coastal Waters, 1997). A concentração média de níquel nesta estação foi maior do que aquela encontrada nos estudos realizados por Carvalho (2001) e Grabowski et al. (2001).

A maior parte dos efeitos tóxicos do zinco relaciona-se à sua combinação com outros metais e contaminação durante os processos de extração de zinco. As cinzas do metal nunca são completamente puras, podendo estar misturadas a outros metais como cádmio e mercúrio. De acordo com os dados encontrados, verifica-se que a concentração dos metais estudados variou de maneira uniforme nos pontos de coleta da Estação CG, sendo que no ponto 3, a concentração de Zn foi discretamente maior. Na estação RC, embora a uniformidade entre as concentrações dos metais tenham sido mantidas, houve acréscimo gradual desses valores, com exceção do ponto 6 onde encontram os menores valores. Verifica-se que a estação RC apresentou as menores concentrações de zinco, enquanto que a concentração deste elemento foi relativamente alta na maioria dos pontos de coleta. Na estação FA, a variação na concentração dos metais não ocorreu de maneira uniforme. A concentração do zinco foi mais alta em todas as estações com exceção dos pontos 14 onde houve uma inversão com a concentração do Ni. Nos pontos 14 e 16 a concentração do níquel foi superior à do cobre, enquanto que nos demais pontos a concentração de cobre foi maior que a do níquel. Observa-se no ponto 11 uma concentração de zinco e chumbo mais elevada que nos demais pontos de coleta, provavelmente por esta amostra haver sido coleta na margem de um córrego mais próximo à Fábrica de Asfalto (Figura 7.2).

Verifica-se que o ponto 17, na estação SU, apresentou os menores valores de concentração dos metais. Este ponto localiza-se antes da ponte, em uma área de pouco trânsito, enquanto que os pontos 18 a 25 localizam-se em uma área em que o manguezal estava sedo aterrado. Além da possível influência da implantação de novos dutos, pode também refletir a influência de fatores naturais que atuaram na área, causando: adição de material externo para dentro da área, a extração de material da área para fora dela ou simplesmente ter mobilizado material no interior da própria área. Tais fatores, ocorrendo isoladamente ou em conjunto, são motivados pela ação de correntes (fluviais) capazes de gerar transportes de sedimento (para a superfície). O Zn apresentou maior teor em todos os pontos. Observa-se ainda uma similaridade de comportamento na variação da concentração de metais nos pontos 19, 20 e 25 e nos pontos 18, 21, 22 e 24. O ponto 23 apresentou variação diferente dos dois grupos.

Sintetizando as interpretações, observa-se que a composição média de metais nos sedimentos da área estudada apresenta concentração que, no geral, são menos elevadas do que as outras regiões encontradas na literatura (Tabela 7.3). As amostras apresentaram concentrações médias de metais inferiores aos valores de referência internacional TEL (concentração abaixo da qual não há risco potencial de efeitos tóxicos à biota) e PEL (níveis prováveis de efeito adverso à comunidade biológica), estabelecidos pelo NOAA e *Environment Canadá*, utilizados para comparação dos resultados.

Avaliando a concentração dos metais extraídos simultaneamente (MES) em cada uma das estações de coleta, observa-se que a estação CG foi a que apresentou maior teor de metais. Supõe-se que esses metais não são oriundos do SVA (Tabela 7.4).

Devido à natureza fortemente redutora de sedimentos de manguezal, a expectativa era encontrar altos valores para SVA nestes sedimentos. Embora não exista valor de referência padrão comparativo para manguezal, Leonard et al. (1993) indicam que concentrações de SVA em

sedimentos marinhos litorais estão na faixa de 20–90 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ peso seco. Desta forma, os valores encontrados devem ser considerados como baixos, com o maior valor para [SVA] encontrado na estação SU. Dois fatores podem ter colaborado para isso: 1) a variação sazonal e 2) a profundidade do sedimento coletado.

Tabela 7.4 – Resultados da relação $\sum[\text{MES}] / [\text{SVA}]$ para os sedimentos das estações estudadas, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), dos sedimentos de manguezal das regiões de São Francisco do Conde e Madre de Deus – Ba.

Áreas de Coleta		Média	Mediana	DP	CV
Coqueiro Grande (CG)	[SVA] $\mu\text{mol.g}^{-1}$	6,90	5,01	5,14	0,74
	$\sum [\text{MES}] \mu\text{mol.g}^{-1}$	0,61	0,64	0,06	0,10
	$\sum [\text{MES}] / [\text{SVA}]$	0,12	0,12	0,07	0,55
Rio Caipe (RC)	[SVA] $\mu\text{mol.g}^{-1}$	4,52	2,80	5,15	1,14
	$\sum [\text{MES}] \mu\text{mol.g}^{-1}$	0,34	0,36	0,13	0,39
	$\sum [\text{MES}] / [\text{SVA}]$	0,19	0,10	0,24	1,25
Fábrica de Asfalto (FA)	[SVA] $\mu\text{mol.g}^{-1}$	5,20	1,34	6,75	1,30
	$\sum [\text{MES}] \mu\text{mol.g}^{-1}$	0,48	0,46	0,20	0,49
	$\sum [\text{MES}] / [\text{SVA}]$	0,34	0,29	0,29	0,84
Suape (SU)	[SVA] $\mu\text{mol.g}^{-1}$	18,17	18,85	13,77	0,76
	$\sum [\text{MES}] \mu\text{mol.g}^{-1}$	0,54	0,49	0,26	0,60
	$\sum [\text{MES}] / [\text{SVA}]$	0,05	0,02	0,04	0,67

Estudos demonstram que a concentração de SVA em sedimentos anaeróbios é maior no verão do que inverno (Mackey & Mackay, 1996). O presente trabalho foi realizado em outubro (primavera) onde a temperatura máxima nos dias de coleta chegou a 33,1°C na estação RC.

Segundo Howard & Evans (1993) concentrações de SVA tendem a ser mais altas entre 8 e 20 cm de profundidade. As amostras coletadas no presente trabalho foram superficiais, onde o SVA tende a ser mais baixo.

Quanto ao resultado da razão $\sum[\text{MES}] / [\text{SVA}] \leq 1$, a concentração da mistura de metais presente no sedimento é aceitável, não estando os mesmos biodisponíveis para a biota, uma vez que há um controle da fase sulfídrica sobre esses metais. Quando o resultado dessa razão é > 1 , os metais estarão biodisponíveis, sendo que o sedimento não apresenta, necessariamente, toxicidade, podendo haver um controle por outra fase, como por exemplo o COT, e não o sulfeto (Mozeto, 2002).

De acordo com os resultados encontrados, todas as estações apresentaram excesso de SVA em relação ao MES e a relação $\sum[\text{MES}] / \text{SVA} < 1$, significando que os metais presentes no sedimento estão como sulfetos pouco solúveis, e portanto, não biodisponíveis.

Analisando a variação espacial de SVA e MES nos pontos de coleta (Figura 7.6), observa-se nas amostras de 1-5 e 17-23 uma correspondência de comportamento, ou seja, mostram-se flutuações semelhantes indicando colinearidade no comportamento de [SVA] e [MES], enquanto que os pontos 6-16 e 24-25 indicam o inverso, ou seja, enquanto um apresenta picos positivos o outro apresenta picos negativos. O ambiente correspondente ao intervalo 1-4 e 11-16 o manguezal está sob influência da maré enquanto que o manguezal situado entre os intervalos 5-10 e 17-25 está sob influência fluvial (Figura 7.2). Não é possível, neste trabalho, fazer qualquer asserção sobre fatores ambientais que podem estar associados a essas flutuações.

A partir da figura 7.6 pode-se verificar que a maior diferença entre os valores de [SVA] e $\sum[\text{MES}]$ ocorreu na estação SU. As concentrações dos metais foram semelhantes nas quatro estações, porém [SVA] apresentou variação significativa, sendo a maior concentração em SU. Como discutido anteriormente, a implantação de novos dutos nesta estação pode ser uma das causas de remobilização do sedimento possibilitando a liberação de sulfato (SO_4^{2-}) com a conseqüente formação de sulfeto (S^-).

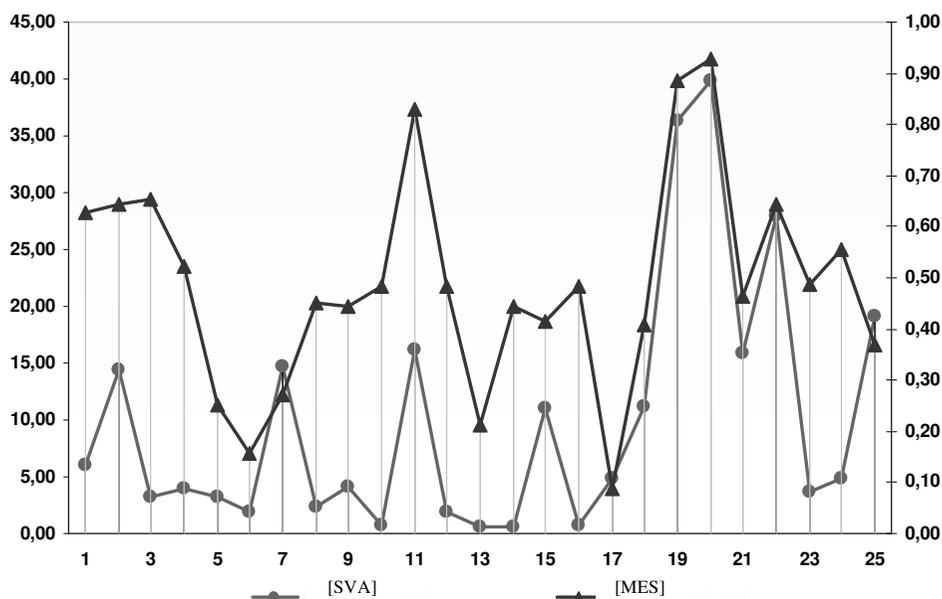


Figura 7.6 - Variação espacial da [SVA] (círculo) e \sum [MES] (triângulo) nos pontos de coleta nas regiões de São Francisco do Conde e Madre de Deus – BA. Estações: 1- 4 Coqueiro Grande (CG), 5 - 10 Rio Caípe (RC), 11 - 16 Fábrica de Asfalto (FA), 17 - 25 Suape (SU).

Objetivando revelar associações que dão informações sobre processos geoquímicos que controlaram ou influenciaram a distribuição dos elementos nos sedimentos, foi calculado o coeficiente de correlação entre os parâmetros geoquímicos analisados e feita a análise por componentes principais (ACP). Para serem tratadas com igual importância, todas as variáveis foram previamente padronizadas, ou seja, suas médias foram transformadas em zero e o desvio padrão em 1. O reduzido número de amostras poderia limitar a validade deste método, entretanto, outros estudos obtiveram sucesso na ACP utilizando o mesmo volume de dados (Wenchuan et al. 2001; Santos et al., 2004).

A tabela 7.5 mostra a matriz de correlação de Pearson (r) para os parâmetros analisados. Valores em negrito representam coeficientes de correlação $> 0,45$.

Esta matriz revela que os metais não mantêm correlação com a maioria dos parâmetros estudados exceto o cobre com [MES] e zinco que mantém correlação com a maioria dos parâmetros. Destaca-se ainda a falta de correlação do C.O. e M.O. com os metais analisados.

Na análise das componentes principais foram obtidos dois autovalores com carga maior do que a unidade. Na componente principal (CP) 1, o Eh e a fração granulométrica areia foram as variáveis com maiores cargas positivas, assim como o pH, silte, argila, COT, N, Pb, Zn e [MES] (Figura 7.7). Esta CP explica 59,79% da variância dos dados e descreve a matriz geoquímica representada pelos óxidos e hidróxidos e sedimentos finos ricos em argilo-minerais. De fato, os óxidos e hidróxidos concentram a maior parte dos metais no sedimento da região estuarina. Entretanto, a análise de componentes principais indica que as fases geoquímicas naturais são mais importantes no condicionamento da sua distribuição do que os aportes antrópicos.

A CP 2 explicou 30,75% da variabilidade dos dados e é representada pela T e SVA, além da salinidade, MO e Cu, o que demonstra seu papel secundário, mas não menos importante, como condicionante da distribuição de metais nos sedimentos dos estuários e/ou baixa ocorrência de metais associados ao suporte carbonático. Neste caso, observa-se que os sulfetos concentram o Cu em sedimentos ricos em MO controlados pela T ($^{\circ}\text{C}$) e salinidade.

Tabela 7.5 – Matriz de correlação para os parâmetros analíticos analisados nas amostras de sedimentos da região de São Francisco do Conde e Madre de Deus – BA.

Variável	pH	E _h	T	Cu	Pb	Ni	Zn	MO	CO	N	SVA	Σ[MES]
pH	1,00											
E _h	-0,99	1,00										
T	0,14	-0,11	1,00									
Cu	0,19	-0,22	-0,28	1,00								
Pb	0,05	-0,07	-0,06	-0,14	1,00							
Ni	0,25	-0,23	0,34	-0,43	0,31	1,00						
Zn	0,58	-0,57	0,20	0,41	-0,29	0,15	1,00					
MO	0,46	-0,49	0,22	0,27	-0,01	0,43	0,61	1,00				
CO	0,46	-0,49	0,22	0,27	-0,01	0,43	0,61	1,00	1,00			
N	0,35	-0,35	0,18	0,11	-0,28	0,38	0,63	0,80	0,80	1,00		
SVA	0,41	-0,36	0,42	-0,11	-0,14	0,30	0,68	0,43	0,43	0,57	1,00	
Σ[MES]	0,59	-0,59	0,06	0,61	-0,15	-0,14	0,87	0,46	0,46	0,49	0,54	1,00

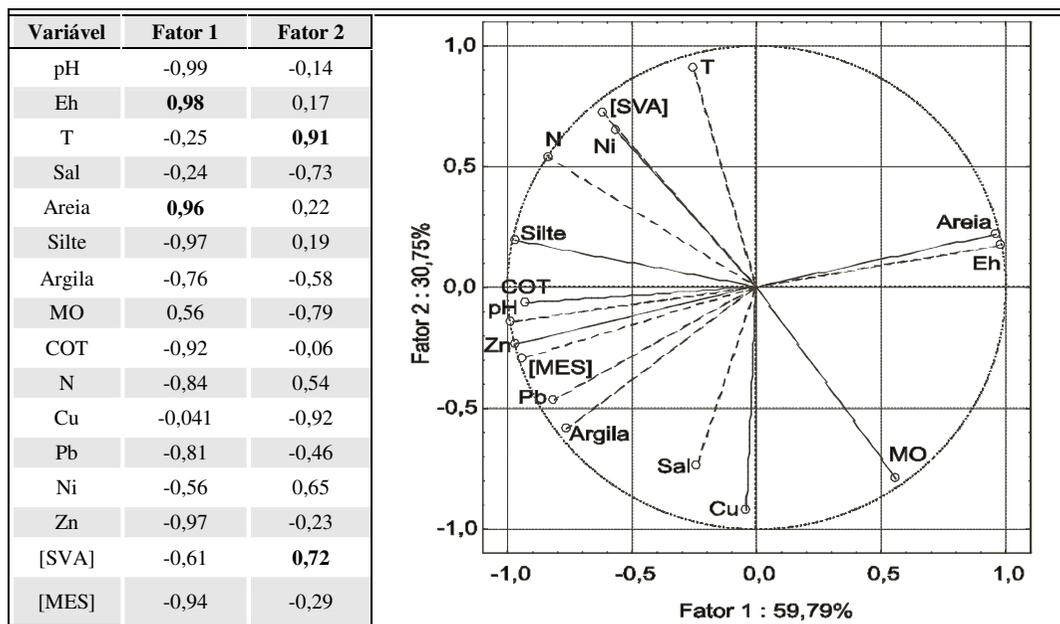


Figura 7.7 – Resultados da análise de componentes principais para as variáveis. Os valores em negrito são os mais importantes para cada componente principal. Ao lado, a plotagem dos valores dos componentes principais 1 e 2 para as variáveis.

IV. Diagnóstico ambiental

Os principais pontos observados ressaltam que:

- a fração areia (partículas > 50 e 200 μ m) não possui capacidade de agregar metais;
- para fins toxicológicos, a média de teores dos metais não alcançou níveis elevados, quando comparados com os valores estabelecidos pelas agências internacionais;
- os teores de metais (Cd, Cu, Pb, Ni e Zn) nos sedimentos de manguezal avaliados nas regiões de São Francisco do Conde e Madre de Deus apresenta concentrações inferiores às encontradas em sedimentos de manguezais de outras áreas, do Brasil e do mundo, referenciados para comparações,

com exceção do Ni na estação Suape ($12,48\text{mg.Kg}^{-1}$) que foi maior do que o resultado encontrado na Baía de Guanabara;

- de acordo com os valores determinados para os metais, pode-se inferir que não apresentam efeito adverso à biota, sendo confirmado pela relação de $\sum[\text{MES}]/[\text{SVA}]$ menor que 1 para todas as estações, indicando que os metais controlados pelos sulfetos, nesses sedimentos, não estão biodisponíveis;

- a utilização de técnicas estatísticas multivariadas permitiu a redução de 16 variáveis iniciais para apenas duas componentes importantes que explicam 90,54% da variância dos dados, além de produzir resultados que concordam com avaliações anteriores, ou seja: os teores da maioria dos metais são controlados principalmente pelos óxidos e hidróxidos e pela granulometria, assim como dependem significativamente do suporte carbonático.

V. Referências

- Allen, H. E.; Fu, G.; Deng, B. 1993. Analysis of Acid-Volatile Sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the Estimation of Potencial toxicity in Aquatic Sediments, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**:1441-1453.
- Ballinger, D. G.; McKee, G. D. 1971. Chemical characterization of bottom sediments. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **43**:216 – 227.
- Bianchi, T. S., Mitra, S., McKee, B. A. 2002. Sources of terrestrially-derived organic carbon in lower Mississippi river and Louisiana shelf sediments: implications for differential sedimentation and transport at the coastal margin. *Marine Chemistry*, **77**:211-223.
- Carvalho, M. F. B. 2001. *O modelo AVS contribuindo na avaliação do grau de remobilização e da biodisponibilidade de metais em ecossistemas aquáticos*. Tese de Doutorado. Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 221p.
- Conder - Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. 1998. Região Metropolitana de Salvador (RMS) e sua periferia. Conder, Salvador. *1 mapa, color.*, Escala 1:100.000.
- Cetesb - Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental. 1997. *Estabelecimento de padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solo e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. Relatório Técnico Parcial CETESB 110, São Paulo.
- Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Carlson, A. R., Ankley, G. T. 1992. Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science and Technology*, **26**: 96–101.
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2. ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - CNPS, Rio de Janeiro, 211p.
- Environment Canada. 1999. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life Summary Tables*. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca>> Acesso em: 12 jan. 2004.
- FDEP - Florida Department of Environmental Protection. 1997. *A summary of coastal sediment quality surveys: Tallahassee, Florida*. Florida Coastal Sediment Contaminants Atlas, 111 p.
- Förstner, U., Wittmann, G. 1993. *Metal pollution in the aquatic environment*. 2. ed. Springer-Vedage, Berlin, 486p.
- Grabowski L. A.; Houppis, J. L. J.; Woods, W. I.; Johnson, K. A. 2001. Seasonal bioavailability of sediment-associated heavy metals along the Mississippi river floodplain. *Chemosphere*, **45**: 643–651.
- Griethuysen, C. V.; Gillissen, F.; Koelmans, A. A. 2002. Measuring acid volatile sulphide in in floodplain lake sediments: effect of reaction time, sample size and aeration. *Chemosphere*, **47**: 395–400.
- Harbinson, P. 1986. Mangrove muds-a sink and a source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, **17** (6):246-250.
- Howard, D. E.; Evans, R. D. 1993. Acid-volatile sulfide (AVS) in a seasonally anoxic mesotrophic lake: seasonal and spacial changes in sediment AVS. *Environment Toxicology and Chemistry*, **12**: 1051–1057.

- Kiehl, E. J. 1979. *Manual de Edafologia: Relações solo-planta*. Editora Agronômica Ceres Ltda, São Paulo, 264p.
- Klaassen, C.; Watkins, J. B. 2001. *Toxicologia, a ciência dos Tóxicos*. 5. ed. Ed. McGraw-Hill, Portugal, 864p.
- Lacerda, L. D. 1994. *Biogeoquímica de Metais Pesados em Ecossistemas de Manguezal*. Tese (Concurso para Professor Titular), Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 68p.
- Lacerda, L. D. & Rezende, C. E. 1987. Heavy metal geochemistry in mangrove sediments. *In: Simpósio sobre ecossistemas da costa sul-sudeste do Brasil, I, São Paulo. Papers*, **3**:123-131.
- Lacerda, L. D., Abrão, J. J. 1984. Heavy metal accumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. *Revista Brasil Botânica*, **7**:49-52.
- Lasorsa B., Casas A. 1995. A comparison of sample handling and analytical methods for determination of acid volatile sulfides in sediment. *Marine Chemistry*, **52**: 211-220.
- Lessa, G. C.; Dominguez, J. M.; Bittencourt, A. C. S. P.; Brichta, A. 2001. The tides and tidal circulation of Todos os Santos Bay, Northeast Brazil: a general characterization. *An. Acad. Bras. Cienc.*, **73** (2): 245-261.
- Mackey, A. P., Mackay, S. 1996. Spacial distribution of acid-volatile sulphide concentration and metal bioavailability in mangrove sediments from the Brisbane river, Australia. *Environmental Pollution*, **93** (2): 205-209.
- Mestrinho, S. S. P. 1998. *Estudo do comportamento geoquímico dos metais pesados nos sedimentos da região estuarina do rio Paraguaçu-Bahia*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 158p.
- Mozeto, A. A. 2001. *Crítérios de Qualidade de Sedimentos (CQS) para metais pesados: Fundamentos teóricos e técnicos para implementação*. Laboratório de Bioquímica Ambiental. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 86p.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 1999. *Screening quick Reference Tables*. Seattle USA, 12p.
- Nordstrom, D. K. 1979. A comparison of computerized chemical models for equilibrium calculations in aqueous systems. *In: Chemical Modeling in Aqueous Systems, ACS SYMP. Series 93*, p.859-893.
- Salomons, W. & Förstner, U. 1984. Trace metal analysis on polluted sediments. Parte II: Evaluation of environmental impact. *Environment Technol. Lett.*, **10**:506-517.
- Santos, I. R.; Baisch, P.; Lima, G.; Mirlean, N.; Griep, G.; Silva-Filho, E. V. 2004. Análise Estatística Multivariada de Parâmetros Geoquímicos em Sedimentos do Estuário da Laguna dos Patos. *Geochim. Brasil.*, **18** (1):38-45.
- Silvério, P. F. 1999. *Participação, biodisponibilidade e toxicidade de metais pesados a organismos betônicos em sedimentos*. Monografia de Mestrado. Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. 78p.
- Silvério, P. F. 2003. *Bases técnico-científicas para a derivação de valores-guias de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Paulo. 132p.
- Souza Santos, V. L. C.; Raymundo, C. C.; Tavares, T. 2000. Isomers of the dodecylbenzene in marine sediments from the Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, **3**:479-484.
- Tavares, T. M.; Beretta, M.; Costa, M. C. 1999. Ratio of DDT/DDE in the All saints Bay, Brazil and its use in environmental management. *Chemosphere*, **38**:1445 - 1452.
- Wen, X.; Allen H. E. Mobilization of the heavy metals from Le An River sediment. *The Science of the Total Environment*, **277**:101-108, 1999.
- Wenchuan, Q. Dickman, M.; Sumin, W. 2001. Multivariate analysis of heavy metal and nutrient concentrations in sediments of Taihu Lake, China. *Hydrobiologia*, **450**:83-89.
- Wolgemuth, K. M.; Burmett, W. C.; De Moura, P. L. 1981. Oceanography and suspended material in Todos os Santos Bay. *Revista Brasileira de Geociências*, **11**:172-178.

CAPÍTULO 8

HIDROCARBONETOS SATURADOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS NA ÁREA NORTE DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Isa Guimarães Veiga
Jorge Alberto Trigüis
Joil José Celino
Olívia Maria Cordeiro de Oliveira*

A Baía de Todos os Santos (BTS) é uma reentrância costeira, inserida na microrregião do Recôncavo Baiano, entre as coordenadas 12° 39' 40 "S – 13° S de latitude e 38° 30' W – 38° 43' 30" W de longitude (Figura 8.1), sendo considerada maior e mais importante baía navegável da costa tropical do Brasil (Leão & Dominguez 2000). A BTS ocupa uma área total de aproximadamente 1.200 Km² e se estende por 462 Km de costa. Segundo Orge et al. (2000), alguns fatores morfológicos contribuem para o baixo tempo de residência da água no seu interior: profundidade de 6,9 metros, volume de 6,39 x 10⁹ m³ e correntes com velocidade de 41,0cm.s⁻¹ (valores médios).

Trata-se de uma baía fortemente influenciada pelas massas oceânicas, com salinidade variando entre 28 e 36. Suas características são claramente marinhas, pois o volume de água doce oriunda dos diversos cursos fluviais que nela deságuam é duas ordens de grandeza inferior ao aporte de água salgada que entra pela abertura da baía (Leão & Dominguez 2000).

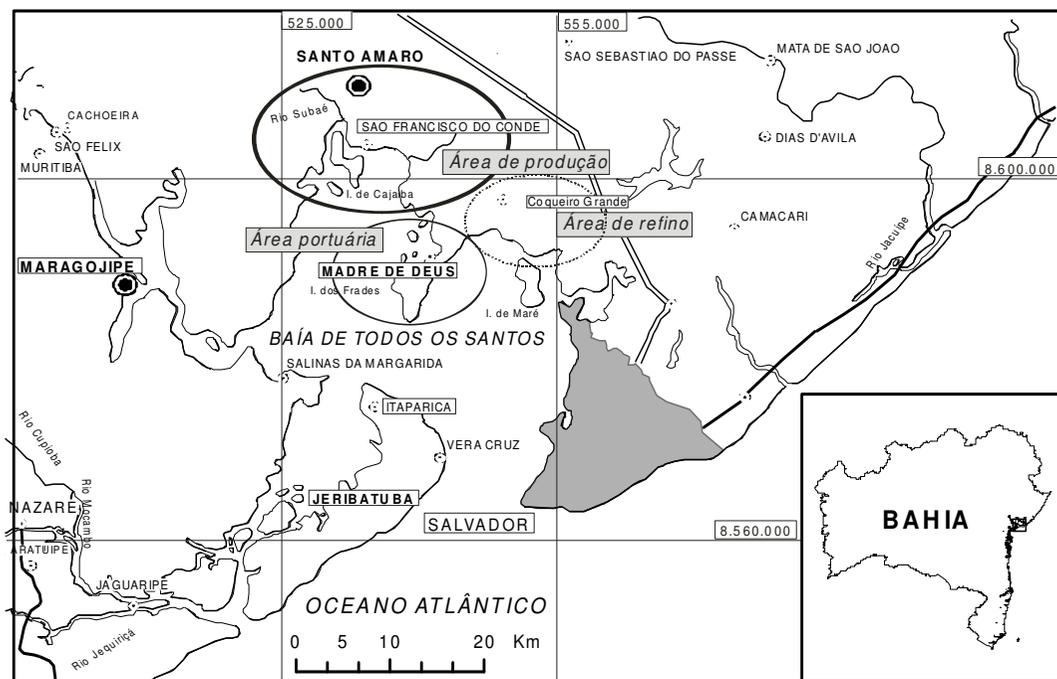


Figura 8.1 – Mapa da Baía de Todos os Santos e Baía de Maragojipe – Bahia – Brasil

O objetivo do presente trabalho é, usando-se biomarcadores moleculares específicos (alcanos saturados), avaliar a origem da matéria orgânica sedimentar, identificando as contribuições naturais e antrópicas, estas últimas relacionadas ou não ao complexo petrolífero instalado.

I. O Petróleo e suas características

O petróleo apresenta uma composição química constituída de centenas de compostos, bastante complexa e é formada de uma mistura de hidrocarbonetos e de compostos heteroatômicos. Sua composição varia amplamente em função das características geoquímicas, tipo e qualidade da matéria orgânica original, grau de evolução térmica da rocha geradora, estado de biodegradação do óleo e fracionamento sofrido durante a migração até a rocha reservatório, entre outras.

Geralmente, na composição do petróleo predomina a fração dos hidrocarbonetos saturados (57%), seguida de compostos aromáticos (29%) e NOS (14%) (Tissot & Welte 1984).

Os hidrocarbonetos são substâncias constituídas por moléculas compostas de átomos de hidrogênio e carbono, sendo os constituintes majoritários do petróleo. Os hidrocarbonetos são freqüentemente encontrados em ambientes marinhos como uma mistura complexa de compostos aromáticos e não aromáticos de origens diversas, introduzidos ao mar por vias naturais ou antrópicas. Com base na sua origem, os hidrocarbonetos podem ser classificados como petrogênicos (origem diretamente relacionada ao petróleo), pirolíticos (produzidos por combustão de matéria orgânica ou combustível fóssil) ou biogênicos (relacionados à síntese por organismos).

Em função da sua estrutura molecular classificam-se em três grupos: hidrocarbonetos insaturados, saturados e aromáticos.

Os hidrocarbonetos insaturados ou oleifinas são aqueles compostos que apresentam ligações duplas ou triplas entre os átomos de carbono. Embora sejam sintetizados abundantemente por organismos, dificilmente são preservados na natureza, sendo considerados precursores de compostos saturados e aromáticos.

Os hidrocarbonetos saturados, também denominados alcanos ou parafinas, são aqueles cujos átomos de carbono estão ligados apenas por ligações simples formando cadeias lineares, ramificadas ou cíclicas, interligadas ou não. Os hidrocarbonetos saturados cuja estrutura é formada por cadeias lineares são denominados de alcanos normais, n-alcanos ou n-parafinas. A série homóloga de n-alcanos é constituída por compostos que diferem do seu sucessor pela adição de uma unidade CH_2 , sendo caracterizada pela expressão $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$, com “n” normalmente variando de 1 a 40.

A quantidade de n-alcanos presente no petróleo é dependente das suas condições genéticas, em especial da natureza da matéria orgânica original, e corresponde a 15 – 20% do total de hidrocarbonetos. Óleos derivados de matéria orgânica terrestre normalmente contêm uma abundância de n-alcanos de alto peso molecular enquanto que aqueles derivados de matéria orgânica marinha são mais ricos em compostos cíclicos e em n-alcanos de baixo peso molecular (Tissot & Welte 1984). Os n-alcanos $< \text{nC}_{20}$ são considerados de baixo peso molecular enquanto que os $> \text{nC}_{20}$ são de alto peso molecular.

Os hidrocarbonetos saturados com estrutura ramificada recebem a denominação de isoalcanos, isoparafinas ou parafinas ramificadas, cuja fórmula geral é igual a dos n-alcanos, podendo apresentar ramificações em um ou mais átomos de carbono. Dentre os isoalcanos, destacam-se os isoprenóides pristano e fitano, em função da sua grande importância para os estudos geoquímicos e da grande abundância relativa (correspondem à cerca de 55% dos isoprenóides presentes na composição do petróleo).

Os hidrocarbonetos saturados, lineares ou ramificados, são resolvidos por cromatografia gasosa / FID, cujo produto é um cromatograma, onde as feições são indicativas, por exemplo, do tipo de matéria orgânica que deu origem ao óleo, seu grau de evolução térmica e tipo de paleoambiente deposicional.

No perfil cromatográfico estão representadas as principais feições, que caracterizam um óleo dentro desse procedimento analítico:

- envelope: é uma linha imaginária que liga o topo das linhas dos n-alcanos; sua forma pode indicar paleoambiente deposicional principalmente e qualidade da matéria orgânica;
- pico de maior abundância relativa: indica a qualidade da matéria orgânica predominante na formação do óleo;
- relação dos n-alcanos/isoprenóides: os isoprenóides possuem uma abundância relativa mais significativa de que os n-alcanos em ambientes mais salinos do tipo evaporítico;

- Índice Preferencial de Carbono – IPC: a predominância de matéria orgânica de origem continental e o baixo nível de evolução térmica da matéria orgânica identificam uma maior abundância de n-alcenos de número ímpar de carbono.

Os diferentes tipos de hidrocarbonetos não ocorrem isoladamente, sendo encontrados no ambiente marinho, freqüentemente, sob a forma de misturas complexas de hidrocarbonetos aromáticos e não-aromáticos, originárias de múltiplas fontes, cuja discriminação é possível através do emprego de moléculas específicas, denominadas hidrocarbonetos marcadores, marcadores moleculares ou biomarcadores.

Biomarcadores são compostos orgânicos de natureza específica e com estabilidade química numa certa escala de tempo, cujas origens e modificações estruturais podem ser inferidas a partir de suas estruturas moleculares e mesmo de suas composições isotópicas. Os biomarcadores podem ser usados para inferir a origem natural ou antrópica das substâncias orgânicas aportadas ao meio ambiente, ou ainda na correlação entre poluentes orgânicos e agentes poluidores (Peters & Moldowan, 1993).

Os biomarcadores representam um grupo de compostos, essencialmente hidrocarbonetos, encontrados nos óleos, rochas e extratos. O que distingue os biomarcadores de outros compostos do óleo é que os biomarcadores podem razoavelmente ser chamados de “moléculas fósseis”. Suas estruturas são similares a produtos naturais específicos e são originados de alteração de compostos naturais.

Os biomarcadores são utilizados nas seguintes questões:

- correlação óleo x rocha geradora;
- os biomarcadores encontrados no óleo podem identificar a qualidade da sua rocha geradora;
- a abundância relativa de matéria orgânica geradora de óleo e geradora de gás;
- idade da rocha geradora;
- paleoambiente deposicional;
- litologia da rocha geradora;
- maturação da rocha geradora.

Dentre os hidrocarbonetos saturados, os n-alcenos, iso-alcenos e alcenos cíclicos são freqüentemente reportados na literatura como indicadores da origem da matéria orgânica acumulada nos sedimentos marinhos e para inferir a existência de poluição por óleo no ambiente. Adicionalmente, o uso de índices específicos calculados a partir da ocorrência de HPA diminui a subjetividade do processo de avaliação da origem dos hidrocarbonetos sedimentares.

Diversos grupos de animais e vegetais de origem continental ou marinha sintetizam n-alcenos com predominância de cadeias com número ímpar de carbonos. Os n-alcenos de origem terrestre, derivados de ceras cuticulares de plantas vasculares apresentam cadeias longas de carbono na faixa de nC23 a nC35, com predomínio de nC25, nC27, nC29 ou nC31, conforme características da vegetação local. O fitoplâncton marinho sintetiza pristano e n-alcenos, normalmente com compostos entre nC15 a nC21. Em sedimentos marinhos recentes têm-se detectado n-alcenos com predomínio de cadeias pares de carbono, entre nC16 a nC24, relacionados a bactérias marinhas (Colombo et al., 1989; Aboul-Kassim & Simoneit, 1995; Stout et al., 2001; Nishigima et al., 2001).

A razão nC29/nC17 pode fornecer informações sobre a contribuição relativa da matéria orgânica terrestre ou marinha na composição dos hidrocarbonetos marinhos biogênicos sedimentares, uma vez que nC17 predomina na distribuição de lipídios derivados de algas e diversas bactérias marinhas enquanto que nC29 é abundante em vegetais terrestres. A predominância de n – alcenos nC25 + nC27 + nC29 + nC31 pressupõe compostos de origem continental. (Snedaker et al., 1995).

Em ambientes próximos aos continentes (os manguezais, por exemplo), normalmente os n-alcenos terrestres predominam sobre os marinhos principalmente nas proximidades de descargas fluviais (Gogou et al., 2000). A predominância de compostos entre nC27-nC31 sobre nC15 – nC17, muitas vezes observada nos sedimentos marinhos, pode estar relacionada a diversos fatores, entre os quais pode-se citar a baixa produtividade primária do ambiente considerado ou a preservação preferencial de matéria orgânica terrestre, mais refratária, sobre a planctônica marinha. O transporte

atmosférico de matéria orgânica terrestre em direção aos oceanos é outra possível explicação para o fato (Tolosa et al., 1996).

A matéria orgânica de origem aquática (<nC20) é preferencialmente remineralizada durante a deposição dos sedimentos e na interface água – sedimento, o que resulta numa aparente predominância da matéria orgânica de origem continental (Wu et al., 2003).

O cálculo do índice preferencial de carbono (IPC), considerado em várias faixas de número de carbono, reflete a abundância relativa de n-alcenos com número de carbono ímpar ou par na estrutura, servindo como indicador de origem biogênica recente ou fóssil dos hidrocarbonetos presentes no meio ambiente. Quando o IPC é maior que 1 verifica-se a predominância de moléculas com número ímpar de carbono, quando menor que a unidade, a predominância é das moléculas com número par de carbono (Le Dréau et al., 1997).

Em áreas urbanas ou próximas de descargas fluviais, compostos entre nC27 – nC31 são diluídos por diferentes proporções de hidrocarbonetos fósseis, caracterizados por apresentarem índice preferencial de carbono (IPC) < 1. Isso pode ocorrer juntamente com uma alta mistura complexa não resolvida (MCNR) e hopanos C32 – C35 (22S e R), características de hidrocarbonetos derivados de petróleo. (Tolosa et al., 1996).

Os isoprenóides pristano e fitano são comumente encontrados em sedimentos marinhos costeiros, com abundância relacionada às características ambientais locais e são considerados bons indicadores de origem da matéria orgânica e contaminação do ambiente por petróleo (Le Dréau et al., 1997). Em sedimentos marinhos não contaminados por petróleo, o pristano ocorre com concentrações que variam entre 0,4–5,5ng.g⁻¹ (Readman et al., 2002). Quando a razão P/F é muito maior que 1 é possível sugerir uma contribuição biogênica no conteúdo da matéria orgânica, uma vez que o zooplâncton sintetiza pristano (Tolosa et al., 1996).

Os isoprenóides pristano e fitano são comumente encontrados em sedimentos marinhos costeiros, com abundância relacionada às características ambientais locais e são considerados bons indicadores de origem da matéria orgânica e contaminação do ambiente por petróleo (Le Dréau et al., 1997). Em sedimentos marinhos não contaminados por petróleo, o pristano ocorre com concentrações que variam entre 0,4–5,5ng.g⁻¹ (Readman et al., 2002). Quando a razão P/F é muito maior que 1 é possível sugerir uma contribuição biogênica no conteúdo da matéria orgânica, uma vez que o zooplâncton sintetiza pristano (Tolosa et al., 1996).

A razão P/F varia amplamente entre os diferentes tipos de petróleo, refletindo as características do ambiente deposicional de origem. É usada para estudar a contribuição biogênica ou petrogênica (fóssil) na composição da matéria orgânica sedimentar. As razões entre nC17 / P e nC18 / F são usadas como indicadores do estado de biodegradação ou intemperização diferenciada de n-alcenos e iso-alcenos dos hidrocarbonetos devido à preferencial degradação dos compostos lineares com relação aos ramificados e sugerem contaminação petrogênica.

Outros parâmetros geoquímicos podem ser usados, adicionalmente, na avaliação da origem da matéria orgânica: HI / Hp, S n-alcenos / nC16; % n-alcenos terrestres; % de n-alcenos marinhos.

O índice HI / Hp corresponde à razão entre os somatórios dos n-alcenos inferior a nC20 (HI = hidrocarbonetos leves) e superiores a nC21 (Hp = hidrocarbonetos pesados). Sua interpretação depende da análise conjunta com outros parâmetros que indiquem origem biogênica ou fóssil para a matéria orgânica sedimentar (Commendatore et al. 2000).

Uma abundância relativa em nC16 pode sugerir uma contaminação petrogênica. Assim sendo, a razão entre o somatório dos n-alcenos e a concentração de nC16, tende a ser pequena (<15) para sedimentos contaminados por petróleo e assume valores grandes (> 50) quando se trata de matéria orgânica biológica (Zheng & Richardson 1999). A quantificação do nC16 pode ser influenciada pela intemperização deste composto no meio ambiente. Logo o emprego deste índice deve ser visto com cautela.

Os quadros 8.1 e 8.2 resumem as principais interpretações possíveis de serem feitas com base nos valores dos parâmetros geoquímicos acima descritos.

Nos cromatogramas de hidrocarbonetos saturados (Figura 8.2), os picos referem-se principalmente a n-alcenos com número de carbono variando entre nC13 a nC35, alcenos ramificados, incluindo os isoprenóides dentre os quais destacam pristano e fitano e alcenos cíclicos

(Aboul-Kassim & Simoneit, 1995). Nesses cromatogramas, as feições acima descritas referem-se aos compostos resolvidos por cromatografia gasosa, enquanto que a ondulação na base do cromatograma, denominada “hump”, relaciona-se à MCNR – mistura complexa não resolvida, geralmente considerada uma mistura de vários compostos de estruturas complexas (isômeros estruturalmente complexos, homólogos de estrutura ramificada e cíclica) que não podem ser resolvidos por cromatografia gasosa (Bouloubassi et al., 2001; Killops et al. 1990; Le Dréau et al., 1997; Readman et al., 2002).

Quadro 8.1 – Parâmetros geoquímicos usados na avaliação da origem dos alcanos normais.

Parâmetros Geoquímicos	Interpretação
P/F ≤ 1	Contaminação por petróleo (a,c)
P/F >> 1	Matéria orgânica recente (a,d,d)
nC17P e nC18 / F altos	Indicativos da presença de óleo bruto recente (b) ou matéria orgânica recente (a)
nC17 P e nC18 / F baixos (0 – 1)	Indicativos da presença de resíduos oleosos degradados (a, b).
Altos valores de nC23 e nC25	Contribuição de matéria orgânica recente (d)
HC _{Mar} / HC _{Ter} > 1	Predomina HC produzido por plâncton, marinho (e,h)
HC _{Mar} / HC _{Ter} < 1	Predomina HC de origem terrestre (e,g,h)

(a) Le Dréau et al. (1997); (b) Colombo et al. (1989); (c) Readman et al. (2002); (d) Commendatores et al. (2000); (e) Snedaker et al. (1998); (f) Toloso, et al. (1996); (g) Wu et al. (2001); (h) Gogou et al. (2000).

P = pristano; F = fitano; HC_{Mar} = (HC produzido por plâncton marinho) = nC15 + nC17 + nC19 + P; HC_{Ter} = (HC de origem terrestre) = nC25 + nC27 + nC29 + nC31

Quadro 8.2 - Parâmetros geoquímicos usados na avaliação da origem dos HC, envolvendo alcanos normais.

Parâmetros Geoquímicos	Interpretação
Σn-alcanos / nC16 < 15	Sedimentos contaminados por petróleo (c, e)
Σn-alcanos / nC16 > 15	matéria orgânica recente (c,e)
HI/HP > 1	Algas, plâncton; presença de óleo leve, recentemente derramado no ambiente (c)
HI /HP < 1	Bactérias, plantas superiores; reflete presença de óleo pesado ou biodegradado (c)
IPC < 1	Contaminação do ambiente por petróleo (a, b, c, g, h)
IPC entre 1 – 4	Mistura de hidrocarbonetos de origem biogênica recente e fóssil, sem predominância (b)
IPC entre 3 - 6	Sedimentos recentes não contaminados; presença de n-alcanos biogênicos, marinhos ou continentais, inferida a partir do número do carbono do conjunto de compostos considerados (a, b, c)
Predomina IPC 16 – 20	Relativo a fitoplâncton e bactérias (c)
Predomina IPC 22-26	Relativo a detritos algais (c)
Predomina IPC 26-36	Relativo à vegetação continental (a) (d)

(a) Colombo et al. (1989); (b) Le Dréau et al. (1997); (c) Commendatore et al. (2000); (d) Stout et al. (2001); (e) Snedaker et al. (1995); (f) Yunker et al. (1999); (g) Wu et al. (2001); (h) Zheng & Richardson (1999)

HI (HC leves) / Hp (HC pesados) = Σ n-alcanos = nC20 / Σ n-alcanos = nC21;

$$IPC a \rightarrow b = \left\{ 0,5 \cdot \left[\sum_{a+1}^{b-1} nC_{impares} \div \sum_a^{b-2} nC_{pares} \right] + \left[\sum_{a+1}^{b-1} nC_{impares} \div \sum_{a+2}^b nC_{pares} \right] \right\},$$

onde a e b são n-alcanos com cadeias carbônicas pares

A degradação do petróleo, tanto no reservatório quanto em sedimentos recentemente poluídos, resulta na remoção de componentes com cadeias alquiladas, em especial os n-alcanos. A depletação em alcanos nos petróleos biodegradados promove a detecção da MCNR nos cromatogramas pelo aumento relativo das concentrações dos seus componentes, uma vez que as moléculas que a constituem são resistentes à biodegradação e podem ser acumuladas em sedimentos. Neste caso,

uma forte depleção ou total ausência de n-alcenos é comum, resultando em um cromatograma com MCNR proeminente. Se a biodegradação é moderada, apenas os n-alcenos de cadeia curta são depletados (Aboul-Kassim & Simoneit 1995).

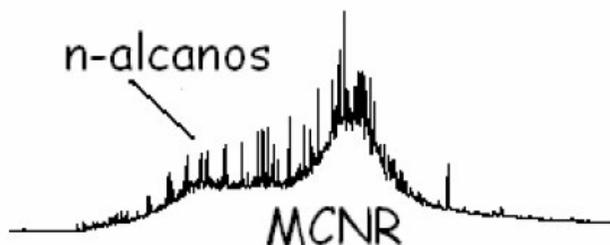


Figura 8.2 – Cromatograma exibindo picos de n-alcenos e mistura complexa não resolvida (MCNR)

A abundância de uma MCNR em cromatogramas de hidrocarbonetos saturados é considerada como indicativo de biodegradação ou intemperização de resíduos de petróleo ou ainda de poluição por óleo (Killops et al., 1990; Le Dréau et al., 1997; Bouloubassi et al., 2001).

A ocorrência de MCNR tem sido usada por diversos autores na tentativa de identificar a origem, biogênica ou antrópica, dos hidrocarbonetos acumulados nos sedimentos marinhos. A ausência de MCNR é apontada como indicativo de origem biogênica enquanto que pequenas contribuições de MCNR podem estar relacionadas com atividades biológicas em matéria orgânica sedimentar ou intemperismo de rochas antigas (Readman et al., 2002).

A razão entre a mistura complexa não resolvida (MCNR) e hidrocarbonetos resolvidos do petróleo (HRP) tem sido usada como critério diagnóstico de contaminação por óleo em sedimentos marinhos. Uma razão MCNR/HRP > 4 confirmaria a presença de resíduos de petróleo no ambiente, quando usada em conjunto com outros índices geoquímicos (Colombo et al., 1989; Killops et al., 1990; Aboul-Kassim & Simoneit, 1995; Readman et al., 2002, entre outros).

O índice MCNR/HRP deve ser usado com cautela, sempre analisado em conjunto com outros parâmetros geoquímicos, pois em virtude da alta atividade microbiana dos ambientes marinhos, mesmo sedimentos não poluídos por hidrocarbonetos de petróleo podem apresentar uma razão MCNR/HRP elevada como resultado de intensa degradação dos compostos resolvidos (Bernard et al. 1996). Assim sendo, os autores consideram que, sedimentos marinhos com relação HTP/(COT X 10-4) < 70, ainda que apresentem uma razão MCNR / HRP elevada, não devem ser classificados como poluídos.

A mistura de contribuição petrogênica e biogênica terrestre na composição da matéria orgânica sedimentar produz cromatogramas com MCNR pronunciada, e picos definidos de n-alcenos com predominância de compostos com número ímpar de carbono, pristano e fitano (Aboul-Kassim & Simoneit, 1995).

As áreas urbanizadas onde há despejos de esgotos é comum observar-se nos cromatogramas a detecção de uma MCNR, relacionada ao conteúdo de óleos lubrificantes e resíduos de petróleo presentes nos efluentes (Gogou et al., 2000).

Geralmente, cromatogramas de áreas não industrializadas exibem a predominância de n-alcenos ímpares na faixa de nC25-nC31, indicativo de matéria orgânica de origem terrestre derivada de vegetais. Adicionalmente, esses cromatogramas não apresentam MCNR proeminente e as concentrações de hidrocarbonetos totais de petróleo são baixas. Compostos como hopanos e esteranos são produzidos por bactérias e por degradação química de lipídios de ocorrência natural. O hopano, quando presente no meio com configuração $\beta\beta$, é indicativo de fonte petrogênica (Stout et al. 2001).

Compostos da família dos triterpanos pentacíclicos, como o oleanano e os bicardinanos são comuns em petróleos crus derivados de plantas (Zakaria et al., 2001). O esqualeno é usualmente atribuído a animais e, secundariamente, a microalgas (Readman et al., 2002).

A distribuição de terpanos em petróleos varia normalmente entre C19 – C35, com predominância do C30 hopano e do C29 norhopano. Em alguns casos, C23 e C24 tricíclicos terpanos são relativamente abundantes. A distribuição de esteranos varia entre o C27 diasterano e o C29 esterano. Essas distribuições são específicas para petróleo (Hostettler et al., 1999).

II. Abordagem de estudo

O passo inicial para a execução de um levantamento geoquímico é a amostragem sistemática do material ambiental em determinada região de interesse, na qual se deseja conhecer a variabilidade de um ou mais parâmetros ambientais.

Quanto à escala de trabalho, os levantamentos podem ser classificados em (i) geral, regional ou de reconhecimento e (ii) de detalhe ou de aprofundamento. Há ainda um tipo especial de levantamento, denominado de estudo orientativo, o qual é levado a efeito nas proximidades de uma fonte já previamente conhecida com o objetivo de determinar as feições quantitativas, qualitativas e espaciais resultantes da incorporação dos produtos dessa fonte nos materiais ambientais circunvizinhos.

Quando a fonte considerada é um ponto potencial de estresse ambiental (uma área de descarga de efluentes industriais ou uma zona portuária, por exemplo), o estudo orientativo tem o objetivo de avaliar o impacto ambiental causado pela presença daquela atividade nos seus entornos, tomando como elemento de análise um ou mais componentes do meio ambiente.

Em qualquer dos tipos de levantamento, se torna necessário estabelecer a escala de trabalho e o desenho amostral a ser executado, em função dos objetivos que se pretende alcançar e do grau de confiabilidade que se espera dos resultados analíticos.

A amostragem consistiu na coleta sistemática de sedimentos superficiais (0,0 a 0,2m) do substrato do manguezal, em região de intermaré, em locais previamente selecionados. No presente trabalho, decidiu-se pela execução de um levantamento geoquímico de caráter orientativo nas proximidades de áreas onde se verifica alguma atividade relacionada à indústria petrolífera, ainda que desativada, objetivando-se obter a distribuição geográfica das áreas de manguezal consideradas impactadas e não impactadas por hidrocarbonetos oriundos do complexo petrolífero instalado na porção norte da BTS. Baseando-se em estudos anteriores (Tavares, 1996; 1997; Machado, 1996; Silva et al., 1997; Nascimento et al., 1998; Peso-Aguiar, 2000; Orge, 2000), foram estabelecidas inicialmente 8 (oito) estações amostrais, nas quais se procedeu a um levantamento geoquímico de caráter preliminar (coleta 01). Após a aquisição dos dados analíticos referentes à primeira campanha de campo, o número de estações amostrais foi ampliado para 11, as quais foram alvo da coleta 02.

A escolha das estações obedeceu aos critérios de proximidade a áreas com algum tipo de atividade petrolífera instalada (ainda que desativada), estado de conservação do ecossistema e facilidade de acesso por terra e mar. Para fins de comparação dos dados analíticos obtidos, foi definida uma (1) estação – Controle, localizada na Ilha do Pecado (Baía do Iguape, município de Maragojipe), local com características fisiográficas, hidrodinâmicas e ecológicas semelhantes às anteriores, contudo sem atividades petrolíferas nas suas proximidades (Figura 8.1).

As estações de amostragem foram agrupadas em função das atividades da indústria petrolífera nelas desenvolvidas, a saber: Área de Produção (D. João, Ilha de Cajaíba, Subaé, Ilha das Fontes e Jiribatuba), Área de Refino (Coqueiro Grande 1 e 2), Área Portuária (Madre Deus, Caípe, e Suape) e Área Controle (Maragojipe).

III. Parâmetros e discussões

As análises destinadas à caracterização preliminar dos sedimentos superficiais do manguezal objetivaram definir a granulometria, quantificar o conteúdo de carbono orgânico e a concentração de óleo. A granulometria dos sedimentos foi avaliada através da determinação da área superficial,

expressa em m^2/g . O conteúdo de carbono orgânico encontra-se expresso em %. Os resultados analíticos referentes aos parâmetros em questão encontram-se na tabela 8.1.

Apesar da literatura apontar a região norte da BTS como uma área onde há predominância de sedimentos finos (Leão & Dominguez 2000; Leite, 1997), o presente estudo, elaborado em escala de maior detalhe, mostrou que existe uma heterogeneidade no padrão de distribuição da granulometria, ao menos no que diz respeito aos sedimentos do substrato das zonas de manguezal. A área superficial média dos sedimentos variou entre 4,75 e 19,82 m^2/g , nas áreas portuárias e produção, respectivamente. O maior valor de área superficial, que corresponde aos sedimentos mais finos, foi encontrado na localidade de D. João, 42,7 m^2/g , enquanto que o menor, 0,72 m^2/g , foi registrado em Ilha das Fontes, ambos em áreas de produção.

A granulometria dos sedimentos é um parâmetro usado na avaliação da vulnerabilidade ambiental à contaminação por compostos orgânicos, uma vez que a fixação desses poluentes pode ser condicionada, entre outros fatores, à presença de sedimentos finos. Assim sendo, pode-se esperar um comportamento diferenciado diante da presença do petróleo e derivados para cada área estudada, onde as localidades com predominância de sedimentos finos são mais susceptíveis à poluição orgânica, que as demais com predomínio de sedimentos mais arenosos.

Tabela 8.1 - Área superficial (AS), carbono orgânico total (COT) e concentração de óleo dos sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos: valores médios, mínimos e máximos (entre parênteses) e coeficientes de correlação (CR) entre as variáveis.

Parâmetros e coeficientes de correlação	Área de produção	Área de refino	Área portuária	Área controle
	Média (mínimo-máximo)	Média (mínimo-máximo)	Média (mínimo-máximo)	Média (mínimo-máximo)
AS ($m^2.g^{-1}$)	19,82 (0,7 – 42,7)	14,62 (10,4 – 16,5)	4,75 (1,0 – 9,2)	8,15 (3,1 – 17,3)
COT (%)	2,58 (0,6 – 6,8)	4,18 (3,4 – 5,7)	2,24 (1,0 – 6,7)	2,26 (1,8 – 3,8)
CR _{AS x COT}	0,85	-0,20	-0,40	0,39
Concentração de óleo ($mg.kg^{-1}$)	854,0	390,0	569,3	256,9
CR _{[óleo] x AS}	0,31	0,20	0,09	-0,81
CR _{[óleo] x COT}	0,59	-0,78	-0,38	-0,50

Os valores médios de carbono orgânico total dos sedimentos superficiais do substrato das zonas de manguezal variaram entre 2,24 – 4,18% nas áreas portuária e de refino, respectivamente. Dentre as localidades estudadas, aquela que apresentou os menores valores de carbono orgânico total foi Ilha das Fontes (0,60%) enquanto picos de máximos valores foram observados em D. João (6,78%), Madre de Deus (6,68%) e C. Grande (5,72%), áreas de produção, portuária e de refino, respectivamente, estando as mesmas submetidas constantemente a derrames de petróleo e derivados ao longo das últimas cinco décadas. Ainda com relação à área de refino, a refinaria encontra-se instalada nas proximidades da descarga dos rios S. Paulino e Mataripe, que contribuem para aumentar o conteúdo de carbono orgânico dos sedimentos.

Merece atenção especial a localidade de Subaé (produção), uma vez que o alto conteúdo de carbono orgânico pode estar relacionado à contribuição de matéria orgânica continental (natural ou antrópica) transportada como carga em suspensão pelo rio Subaé, cujo estuário localiza-se na região em apreço. Vale ressaltar que o referido rio é considerado o mais poluído do Estado da Bahia (CRA 2001), em virtude dos lançamentos de esgotos domésticos, industriais e hospitalares sem tratamento ao longo de todo seu curso, que apresenta avançado estágio de degradação das matas ciliares.

Foram confeccionados gráficos com a distribuição espacial das áreas superficiais e carbono orgânico total e diagramas de dispersão cujos pontos correspondem ao par ordenado formado por estas variáveis, com o objetivo de verificar a existência de relação entre os parâmetros em questão (Figuras 8.3 e 8.4).

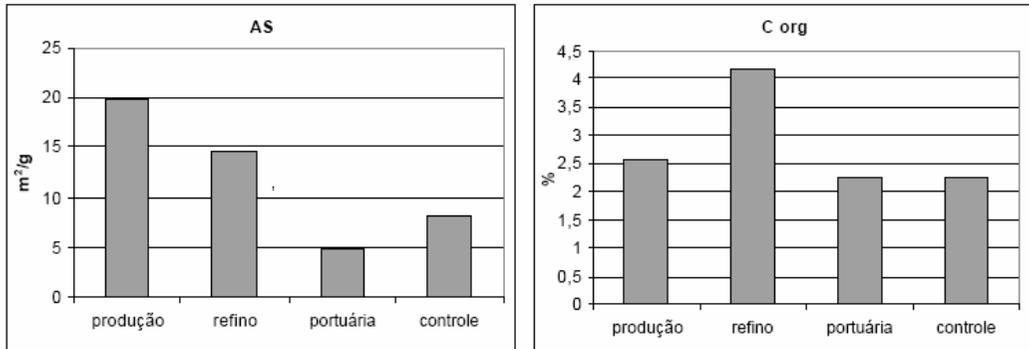


Figura 8.3 - Distribuição espacial da área superficial (AS) e carbono orgânico total (COT) para os sedimentos superficiais de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos (valores médios), consideradas as áreas de produção, refino, portuária e controle.

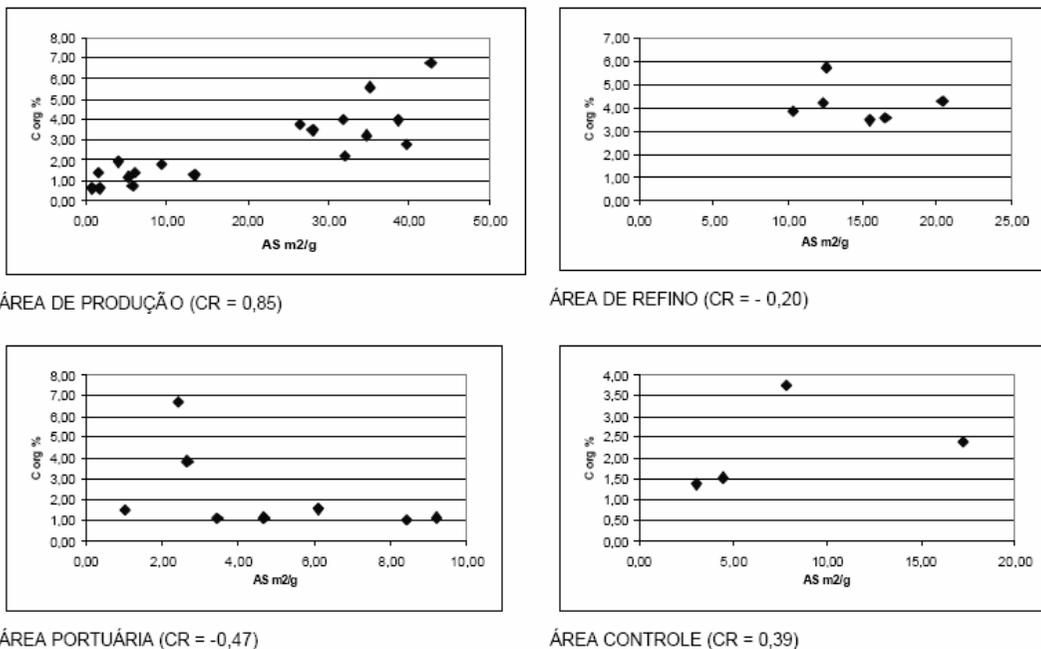


Figura 8.4 - Relação entre área superficial (m²/g) e carbono orgânico (%) dos sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos (CR = coeficiente de correlação).

A literatura especializada aponta para uma relação direta entre granulometria dos sedimentos e seu conteúdo de carbono orgânico (Le Dréau et al., 1997; Bernard et al., 1996; Readman et al., 2002; Zheng et al., 2002, entre outros), sugerindo que, num processo de deposição normal, sedimentos clásticos finos geralmente apresentam alto teor de carbono orgânico. No entanto para a região em apreço, apenas a área de produção apresentou forte correlação direta entre as grandezas consideradas (CR = 0,85). Quanto às demais, as áreas de refino e portuária apresentaram coeficientes de correlação negativos (-0,20 e -0,47 respectivamente) enquanto que a área controle apresentou CR = 0,39. Esses valores de coeficiente de correlação não são indicativos de forte dependência entre as variáveis.

As mudanças no aporte de sedimentos clásticos finos às zonas de manguezal decorrentes da acentuação dos processos erosivos costeiros, que alteram as relações esperadas entre a

granulometria e conteúdo de carbono orgânico, podem estar relacionadas à intervenção antrópica na região norte da BTS, que provocou o desmatamento das matas ciliares dos cursos fluviais afluentes à baía, com conseqüente assoreamento das regiões de manguezal. Quanto ao conteúdo de matéria orgânica, acidentes envolvendo derrames de petróleo e derivados, além de exudações naturais, podem aumentar o fluxo normal de carbono no ecossistema manguezal.

A concentração de óleo nos sedimentos superficiais do substrato das zonas de manguezal estudadas (Figura 8.5) foi obtida por meio de extração por solventes orgânicos específicos. Os resultados médios obtidos mostram que as Áreas de Produção e Portuária são aquelas que apresentam as maiores concentrações de óleo, com 854mg.Kg^{-1} e 589mg.Kg^{-1} de óleo, respectivamente. A área com menor concentração de óleo foi a considerada Controle (Maragojipe), com 256mg.Kg^{-1} . Esses resultados estão relacionados aos diversos acidentes envolvendo vazamentos de óleo e derivados, bem como ao estado de conservação dos dutos que operam na área. Com relação à Área de Produção, deve-se ainda atentar para o fato de que ocorrem acumulações naturais de hidrocarbonetos na região em apreço, fato que contribui para aumentar o conteúdo de óleo nos sedimentos.

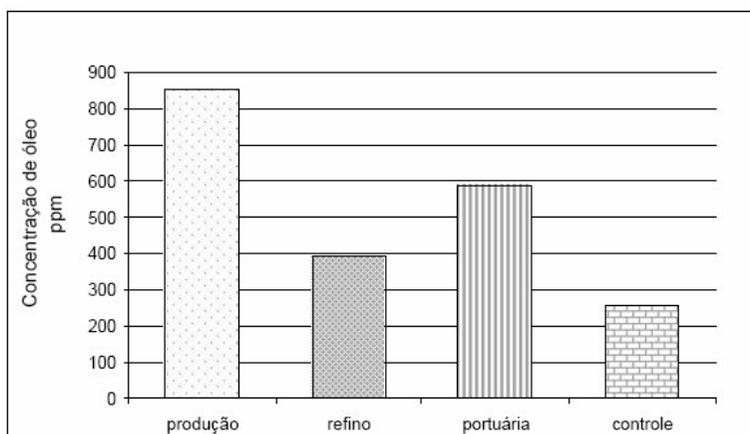


Figura 8.5 – Concentração de óleo nos sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos (valores médios).

O estuário da Baía do Iguape (Maragojipe) é um local onde são desenvolvidas atividades de pesca e lazer com utilização de barcos movidos a motor, sendo estas as prováveis fontes do óleo estocado nos sedimentos. No entanto, não está descartada a possibilidade de haver ocorrido derrame acidental de óleo nas proximidades, uma vez que os biomarcadores geoquímicos identificados atestam a presença de óleo semelhante ao óleo árabe nos sedimentos da área em apreço.

Os coeficientes de correlação calculados levando-se em consideração as variáveis: concentração de óleo, área superficial e conteúdo de carbono orgânico, refletem a baixa dependência entre as mesmas (Tabela 8.1). As explicações apresentadas anteriormente, relacionando a ação antrópica nas zonas de manguezal da BTS nos entornos do complexo petrolífero e centros urbanos à baixa correlação entre a granulometria dos sedimentos e seus conteúdos de carbono orgânico, são também aplicáveis neste contexto, quanto se procura entender a baixa correlação entre as variáveis granulometria e concentração de óleo.

A série homóloga dos alcanos normais foi identificada nas amostras dos sedimentos superficiais de zonas de manguezal da região norte da BTS, entre os compostos nC14– nC32. Os compostos entre nC14 e nC16 foram identificados apenas em 38% das amostras, provavelmente por serem facilmente intemperizáveis em ambiente marinho de clima tropical. A figura 8.6 representa padrão de distribuição das concentrações médias dos alcanos normais.

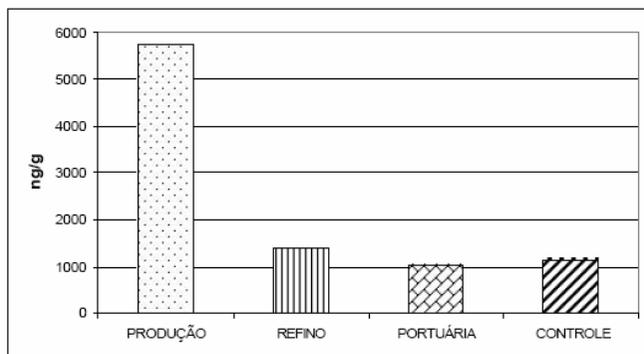


Figura 8.6 – Distribuição das concentrações de alcanos normais (nC14 – nC32) nos sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos – valores médios.

As concentrações totais de alcanos normais (Σ nC14–nC32) variaram entre 1035,84 e 5728,68ng.g⁻¹, nas Áreas Portuária e Produção, respectivamente. Foram identificados picos de concentração elevada na Ilha de Cajaíba (36.507,27ng.g⁻¹) e D. João (9.175,77ng.g⁻¹), ambas na área de produção.

A identificação dos picos de maior concentração dos alcanos normais é um fator importante na avaliação de procedência da matéria orgânica sedimentar, uma vez que cada grupo de organismos imprime um registro específico nos cromatogramas da fração dos hidrocarbonetos saturados (Aboul-Kassim & Simoneit 1995).

De um modo geral, a quantificação de alcanos normais (Σ nC14–nC32) mostrou uma distribuição com predominância de valores máximos de concentração em nC29 e nC25 (Figura 8.7). Foram também registrados picos máximos em nC23 e nC31 em Ilha das Fontes e D. João, respectivamente.

As figuras 8.7 a 8.11 exemplificam alguns cromatogramas referentes às distribuições dos hidrocarbonetos saturados para cada área estudada e mostram diferentes contribuições de matéria orgânica terrestre e petrogênica.

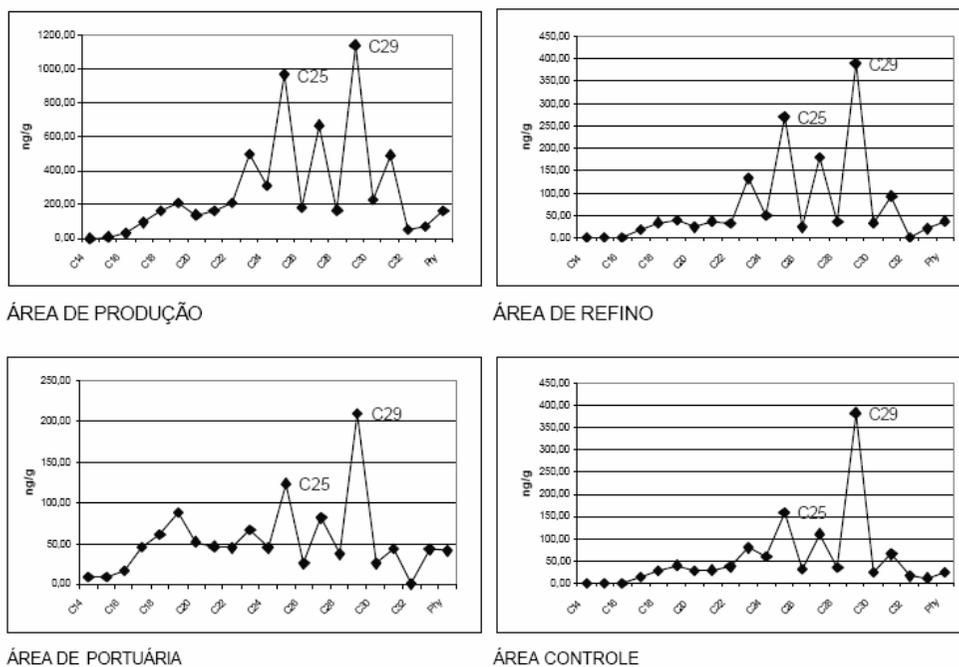


Figura 8.7 - Diagrama com distribuição característica de valores médios de concentração dos alcanos normais por número de carbono (nC14 – nC32), pristano e fitano nos sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos.

Para a Área de Produção, os perfis cromatográficos apresentam uma distribuição de n-alcenos variando entre nC15 a nC32, com predominância de n-alcenos de alto peso molecular (>nC20), e concentrações de n-alcenos ímpares maiores que as dos pares consecutivos (Figura 8.8). Nas localidades de D. João, Subaé, Ilha Caixaíba e Ilha das Fontes, os compostos leves estão severamente depletados, por vezes sem registro do isoprenóide pristano. Pode-se observar a existência de uma rampa correspondente aos compostos não resolvidos por cromatografia gasosa (MCNR) com comportamento bimodal, indicativo da presença de compostos de difícil degradação. O cromatograma (b) exibe uma feição típica de mistura de contribuição matéria orgânica, ilustrada pela depleção acentuada dos compostos entre nC20 – nC22, nC28 e nC32.

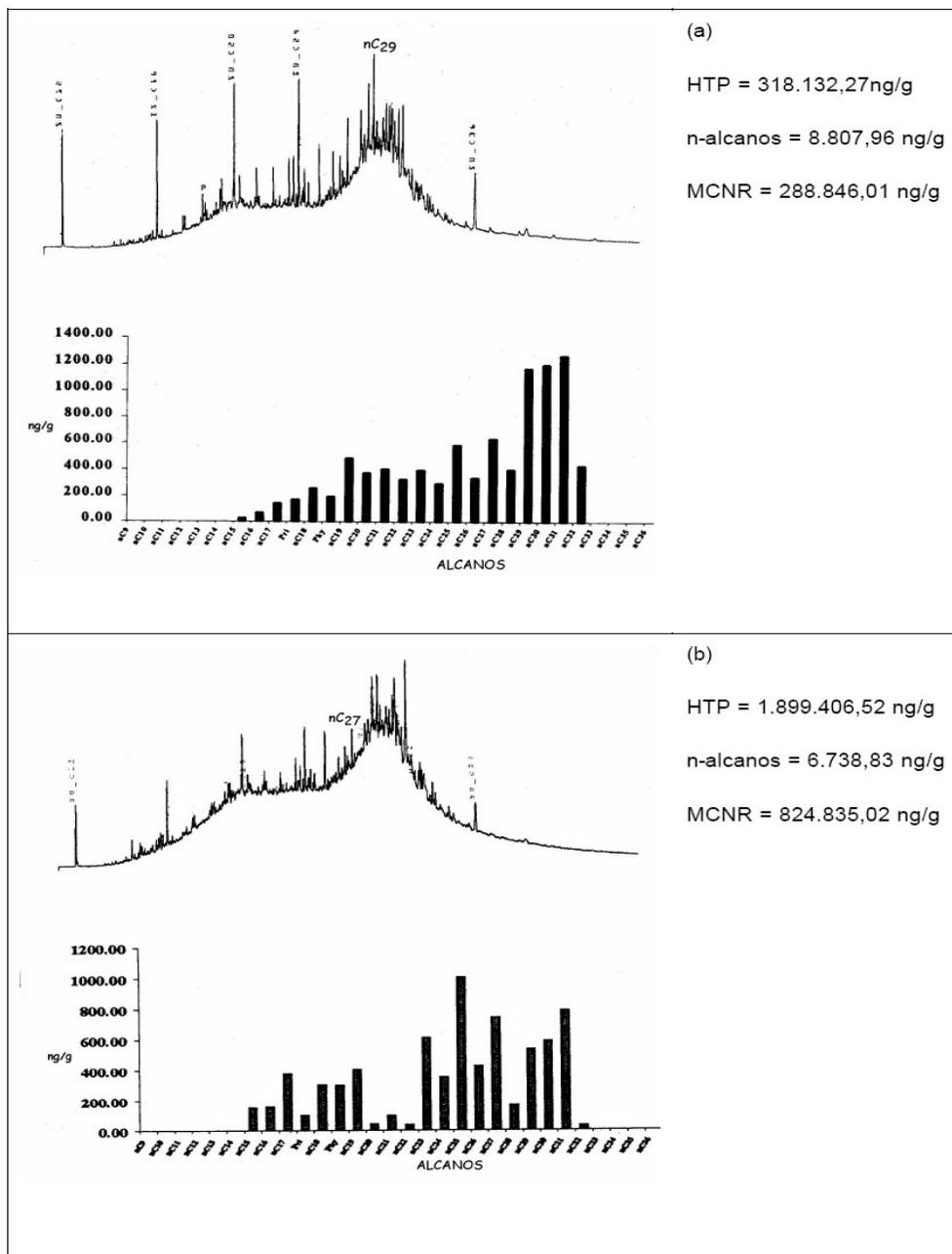


Figura 8.8 – Cromatograma de hidrocarbonetos saturados - Área de Produção (D.João)

Na Área de Refino, foram identificados n-alcenos entre nC16 – nC32 sendo que, em alguns locais, o isoprenóide pristano está ausente (Figura 8.9). Os compostos leves (<nC20) estão fortemente depletados, nada se podendo concluir com relação à sua origem. Os picos de máximas concentrações correspondem aos compostos nC25 e nC29, com compostos ímpares predominando sobre os pares, típico dos vegetais superiores (manguezal). Normalmente, observa-se a ausência de rampa correspondente à MCNR.

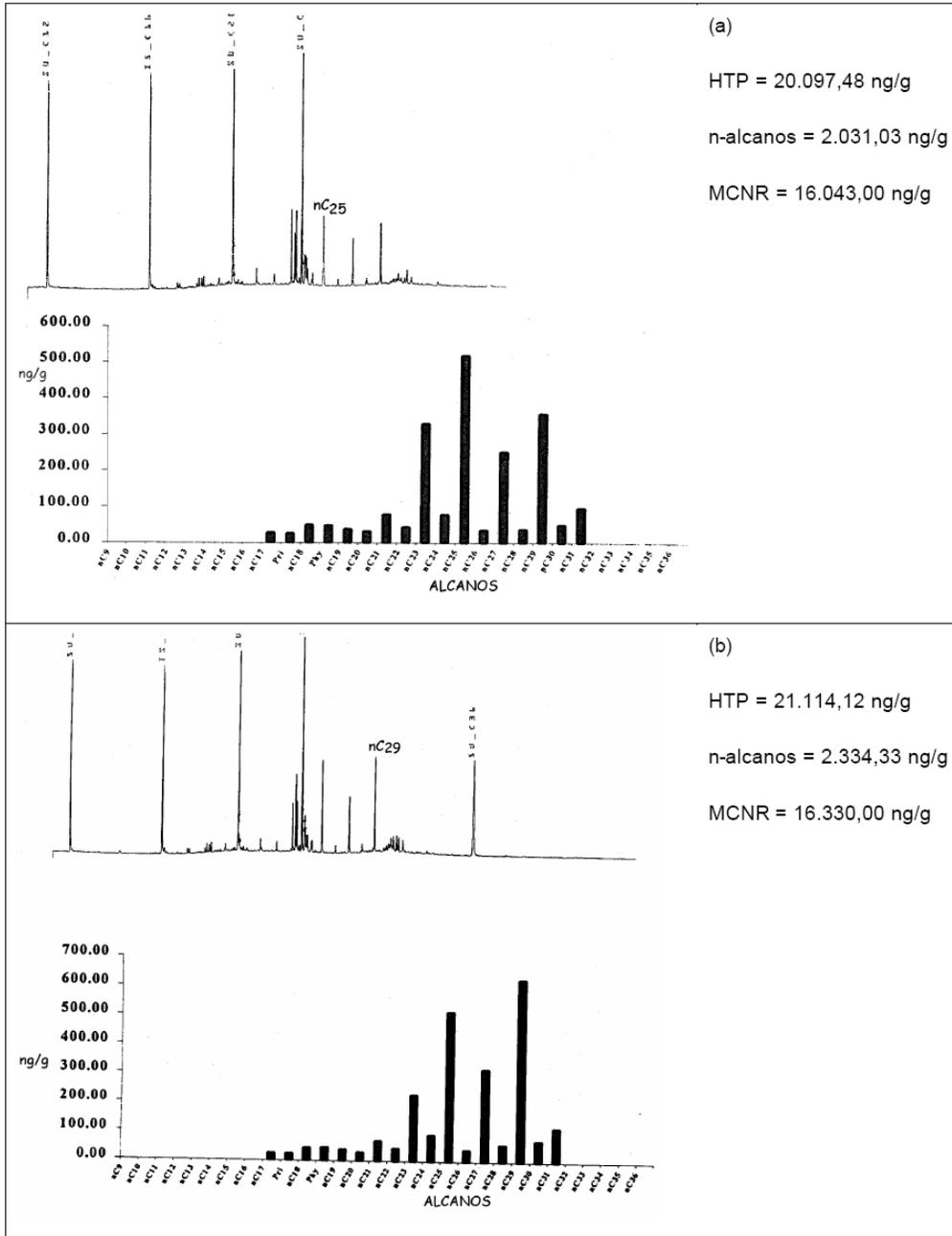


Figura 8.9 – Cromatograma de hidrocarbonetos saturados - Área de Refino (Coqueiro Grande)

Dentre todas as áreas estudadas, aquela que apresenta a distribuição de n-alcenos mais irregular é a Área Portuária (Figura 8.10). Os alcenos normais foram identificados entre nC12 – nC32, com ausência de alguns compostos no intervalo considerado. De modo geral, predominam os compostos

leves sobre os pesados, o que é um possível indicativo de aporte recente de hidrocarboneto. Os picos de concentração máxima referem-se aos compostos nC19, nC25 e nC29. Em Madre Deus, os perfis cromatográficos parecem indicar mistura de matéria orgânica de origens distintas (fóssil e biogênica continental recente). Quanto à MCNR, é pouco significativa em Madre Deus e ocorre com comportamento bipolar proeminente em Caipe.

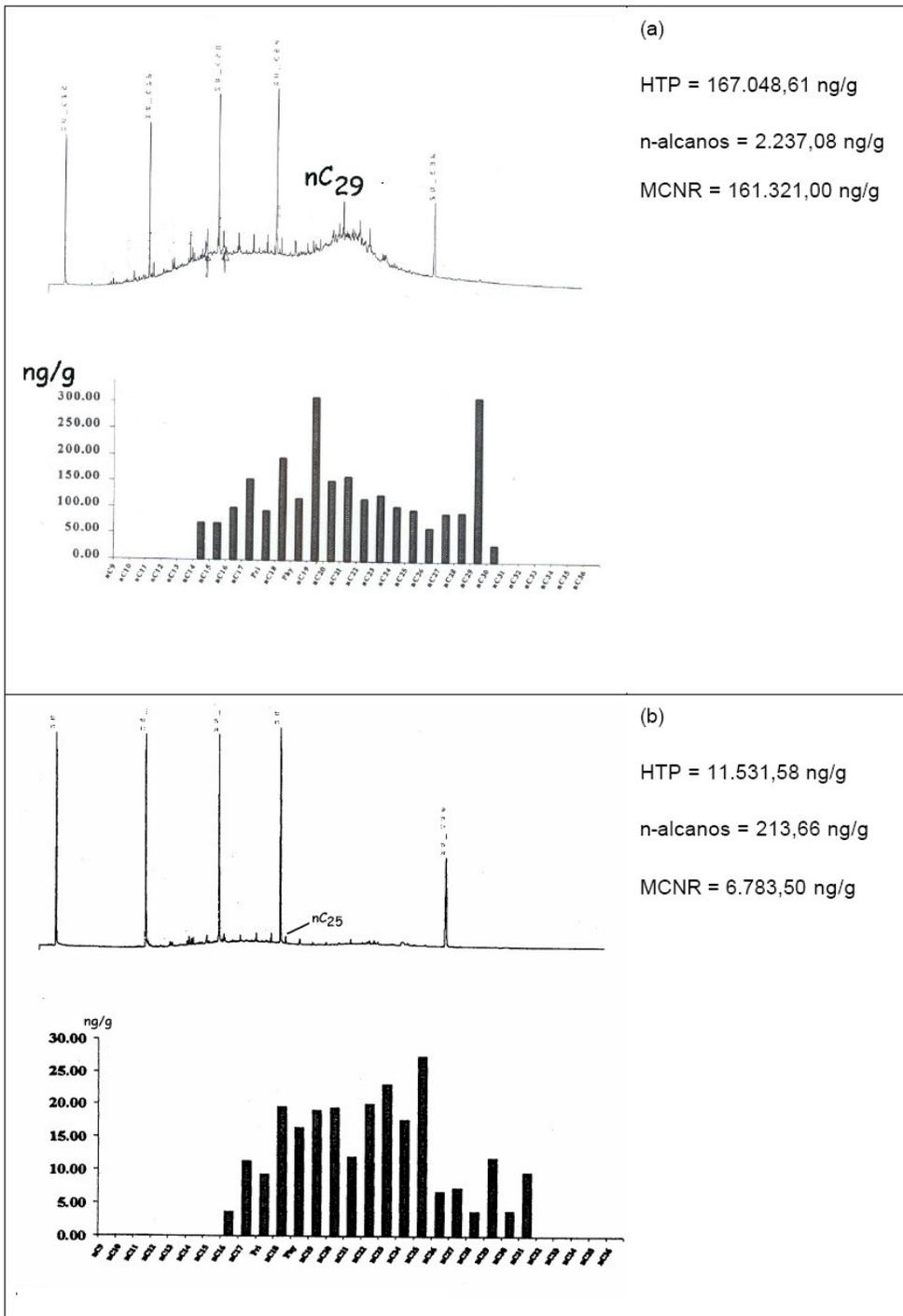


Figura 8.10 – Cromatograma de hidrocarbonetos saturados - Área Portuária (Madre Deus)

Na Área Controle (Maragojipe), os alcanos normais foram identificados entre os compostos nC17 – nC32, com picos em nC29 (Figura 8.11). As frações leves foram severamente intemperizadas e ocorrem subordinadamente às pesadas.

Os padrões descritos indicam uma origem complexa para a matéria orgânica sedimentar, relacionada a vegetais superiores, provavelmente ligada ao manguezal, derrames acidentais de óleos diversos e /ou lançamentos de esgotos domésticos e industriais, além de um alto grau de degradação dos óleos derramados no ambiente.

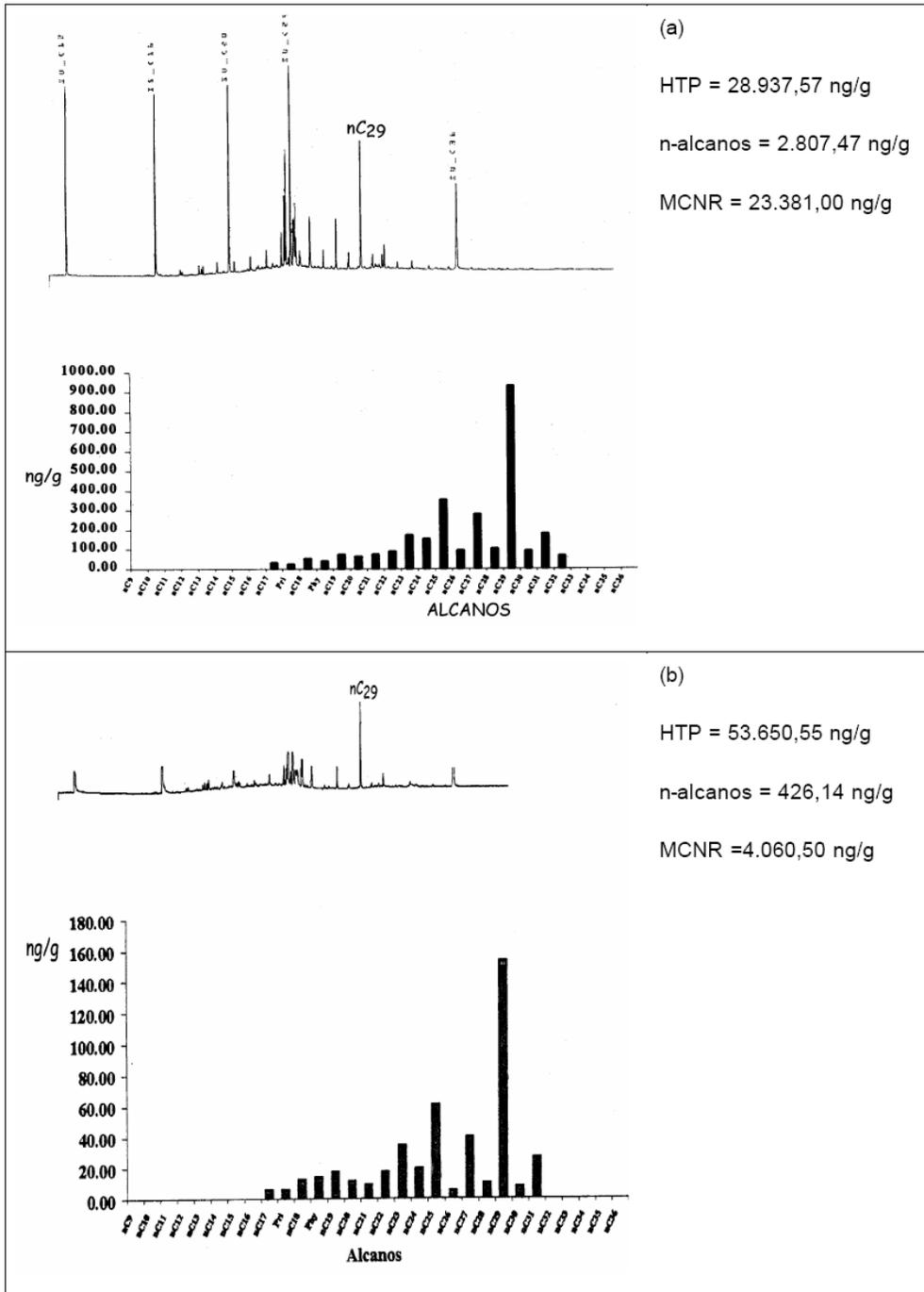


Figura 8.11 – Cromatograma de hidrocarbonetos saturados - Área Controle (Maragojipe)

A predominância de picos em nC29 e nC31 associada à predominância de n-alcenos ímpares sobre os pares para o intervalo entre nC23 e nC31 fornece um forte indício de origem biogênica continental a partir de vegetais superiores para a matéria orgânica sedimentar. Os picos em nC25 podem estar relacionados com bactérias não fotossintéticas, muito comuns em manguezais, enquanto que o pico em nC23 pode estar relacionado com a presença de óleo lubrificante no ambiente (Barakat et al., 1999; Wang et al., 1999; Aboul-Kassim & Simoneit, 1995, entre outros).

A ausência de picos na faixa dos n-alcenos leves não pode ser interpretada como ausência de contribuição de matéria orgânica marinha, uma vez que os compostos mais leves são facilmente degradados em amostras ambientais sob as condições de clima tropical.

Em ambientes complexos como os manguezais, com influências marinha e continental, espera-se que coexistam compostos orgânicos de origens diversas, relacionadas aos diferentes agentes reguladores locais. Acrescente-se o fato que, na região norte da BTS, se deve considerar o aporte antropogênico relacionado à indústria petrolífera e aos lançamentos de esgotos industriais e domésticos (Woodhead et al., 1999; Le Dréau et al., 1997, entre outros). Assim, os resultados encontrados parecem condizer com essas características.

Os alcanos normais são compostos facilmente intemperizados no ambiente marinho e sua presença em proporções consideravelmente altas pode ser indicativa de aporte recente de hidrocarbonetos fósseis. Assim sendo, com o objetivo de verificar esta hipótese, a contribuição relativa dos alcanos normais na composição dos HTP (hidrocarbonetos totais de petróleo) e HRP (hidrocarbonetos resolvidos de petróleo) foi determinada e está mostrada na figura 8.12.

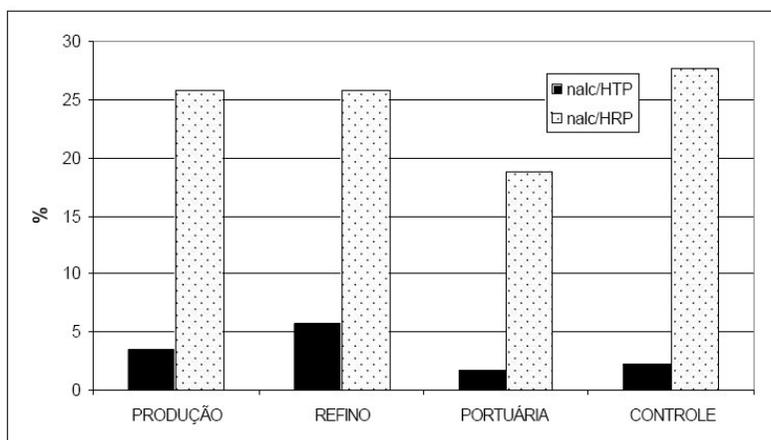


Figura 8.12 – Participação relativa dos alcanos normais na composição dos HRP (% alc/HRP) e HTP (%alc / HTP) em sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal na região norte da Baía de Todos os Santos.

Os alcanos normais representam entre 1,17 % (Área Portuária) e 12,20 % (Área Controle) dos HTP, com valores extremos detectados em D. João (0,35%) e Maragojipe (35,4%). No que diz respeito à composição dos HRP, a fração dos alcanos normais é mais representativa, variando entre 18,77 % (portuária) e 27,63 % (controle). Os maiores percentuais de alcanos normais relativos aos HRP ocorrem em D. João, Ilha de Cajaíba, Coqueiro Grande e Madre Deus, localidades mais próximas das Áreas de Produção, Refino e Portuária e, conseqüentemente mais expostas aos derrames acidentais.

A existência de valores elevados de concentração de alcanos normais na composição dos HRP em Subaé pode ser indicativo da presença de hidrocarbonetos antropogênicos recentes, decorrentes de lançamentos de esgotos domésticos e/ou industriais ao longo do curso do rio Subaé.

Os índices preferenciais de carbono (IPC) foram calculados para diversas faixas de compostos, segundo as equações descritas por Le Dréau et al. 1997, entre outros. A determinação do IPC é uma medida comparativa da contribuição de n-alcenos derivados de síntese biogênica relacionada a vegetais superiores (IPC > 1) e hidrocarbonetos antropogênicos (IPC < 1), indicativo de poluição ambiental por petróleo (Aboul-Kassim & Simoneit, 1995). Adicionalmente foram calculadas razões

entre as concentrações dos compostos nC29 e nC17. Os resultados obtidos estão apresentados na tabela 8.2 e ilustrados na figura 8.13.

Tabela 8.2 - Índices IPC e razão nC29 / nC17 para diferentes intervalos de alcanos normais em sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal na região norte da Baía de Todos os Santos (valores médios e desvio padrão).

Parâmetros	Área de produção	Área de refino	Área portuária	Área controle
IPC 16 -20	1,44 ± 0,41	1,19 ± 0,48	1,33 ± 0,50	1,39 ± 0,14
IPC 22 - 26	3,22 ± 1,68	4,8 1± 1,89	2,51 ± 0,78	2,74 ± 0,68
IPC 26 - 36	5,26 ± 2,93	8,44 ± 1,35	4,17 ± 1,33	10,90 ± 4,05
IPC 14 - 36	6,14 ± 3,25	9,39 ± 1,37	4,31 ± 1,47	7,24 ± 1,78
nC29 / nC17	10,57 ± 9,10	15,64 ± 9,52	4,44 ± 3,77	18,92 ± 13,88

O índice IPC geral ou IPC14-36 foi calculado considerando-se todos os compostos da série homóloga dos alcanos normais (nC14 – nC36), identificados nos cromatogramas das amostras ambientais e apresentou valores muito superiores à unidade em todas as áreas, variando entre 4,31 (Área Portuária) e 10,90 (Área Controle). Esses resultados indicam uma predominância de hidrocarbonetos derivados de matéria orgânica recente nos sedimentos.

Maiores detalhes quanto à procedência da matéria orgânica sedimentar podem ser obtidos por meio dos demais índices IPC, calculados para os hidrocarbonetos saturados normais compreendidos entre os intervalos nC16 – nC20 (IPC 16 – 20), nC22 – nC26 (IPC 22 – 26) e nC26 – nC36 (IPC 26 – 36). Em todas as localidades verificou-se a seguinte relação: IPC 16 – 20 < IPC 22 – 26 < IPC 26 – 36.

Valores de IPC 26 – 36 superiores a 4, indicando uma possível origem da matéria orgânica sedimentar a partir da vegetação superior continental, foram predominantemente identificados em todas as áreas.

Quanto ao IPC 16 – 20, verificou-se que em todas as estações os valores médios calculados são aproximadamente iguais a 1, variando de 1,19 ± 0,48 (Área Refino) a 1,44 ± 0,41 (Área Produção).

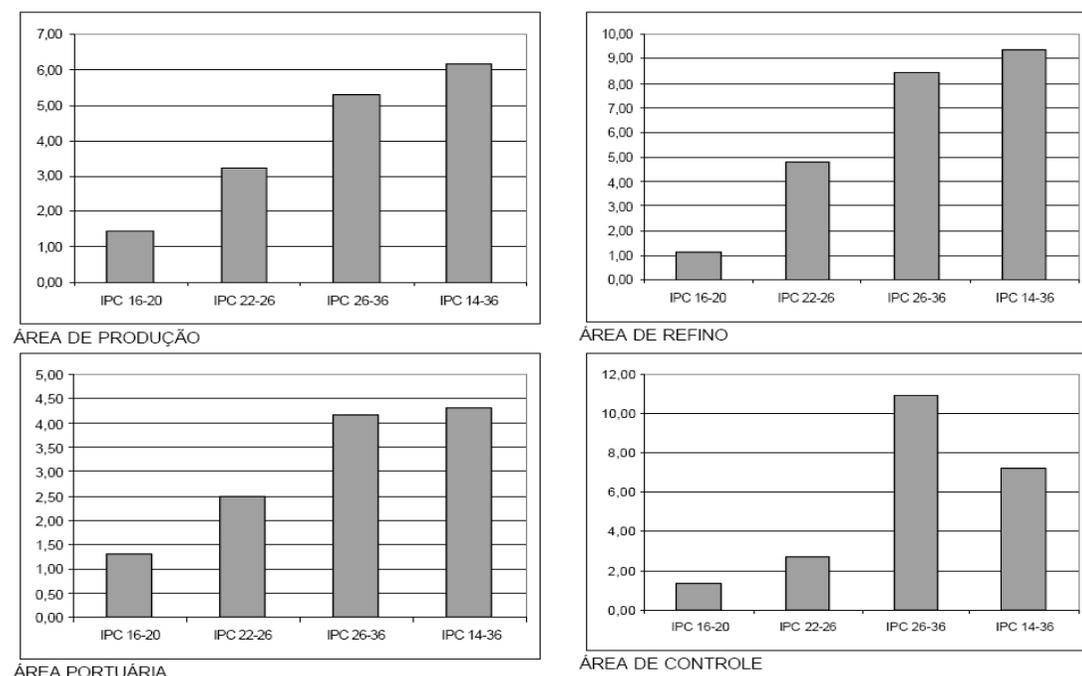


Figura 8.13 – Índices IPC para diferentes intervalos de alcanos normais em sedimentos superficiais do substrato de zonas de manguezal na região norte da Baía de Todos os Santos.

Esses valores sugerem uma contribuição de hidrocarbonetos de origem antropogênica na faixa do peso molecular em pauta, que podem estar relacionados com derivados de petróleo - diesel ou óleo lubrificante. No entanto, por se tratar de compostos facilmente intemperizáveis no meio ambiente marinho tropical, os resultados devem ser vistos com cautela.

Os isoprenóides pristano e fitano, produtos de alteração geológica do fitol e não constituintes da biota terrestre (Peters & Moldowan, 1993), foram identificados e quantificados em todas as áreas estudadas.

A distribuição irregular dos alcanos normais na Estação Controle prejudicou a determinação dos índices IPC, logo os resultados obtidos devem ser analisados com cuidado, evitando-se erros de interpretação. O índice IPC, bem como os demais parâmetros geoquímicos usados na interpretação da origem da matéria orgânica sedimentar, não deve ser considerado isoladamente mas em conjunto com outros indicadores geoquímicos.

A razão entre nC29 e nC17 tem sido usada para avaliar a predominância de compostos de hidrocarbonetos biogênicos de origem marinha ou continental. Se a razão nC29/nC17 > 1 tem-se que a principal fonte de alcanos é relativa ao meio continental, caso contrário, predomina no ambiente o aporte aquático marinho, representado pelo nC17 (Le Dréau et al., 1997).

Em todas as estações, as razões nC29 / nC17 determinadas foram muito maiores que a unidade, variando entre $4,44 \pm 3,77$ e $18,92 \pm 13,38$ nas Áreas Portuária e Controle, respectivamente, denotando mais uma vez a predominância da contribuição da matéria orgânica continental recente, relacionada provavelmente à vegetação do manguezal, no conteúdo total dos hidrocarbonetos sedimentares. Com relação às razões que envolvem concentrações de n-alcanos, deve-se atentar para o fato de que os compostos mais leves (nC17, por exemplo) são mais facilmente intemperizáveis que os hidrocarbonetos de maior peso molecular (nC29, por exemplo), fato este que afeta as determinações de suas concentrações em amostras ambientais e, conseqüentemente, o cálculo das razões diagnósticas. Os valores para médias e desvios padrões para as razões nC29 / nC17 (Tabela 8.2) das Áreas de Produção e Controle ilustram o problema descrito.

As razões nC17/P e nC18/F, apresentadas na tabela 8.3, são usadas para verificar a predominância entre alcanos normais e isoprenóides levando-se em consideração que a ação das bactérias degradadoras de petróleo é mais eficiente nos compostos de cadeia linear que naqueles com estrutura molecular mais complexa. Assim, razões nC17/P < 1 e nC18/F < 1 indicam a presença de resíduos oleosos degradados, enquanto que valores nC17/P > 1 e nC18/F > 1 apontam para a existência de óleo recentemente derramado (Colombo et al., 1989).

Tabela 8.3 - Concentrações médias (ng/g) e parâmetros geoquímicos envolvendo os isoprenóide Pristano e Fitano para sedimentos superficiais de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos.

Parâmetros	Area de produção	Area de refino	Area portuária	Area controle
Pristano (ng/g)	72,28	19,87	42,96	12,24
Fitano (ng/g)	159,89	36,75	41,26	26,01
nC17/P	1,08	0,86	1,06	0,84
nC18/F	0,99	0,94	1,77	1,02

As razões nC17/P e nC18/F apresentaram um comportamento bipolar nas áreas estudadas: nC17/P exibiu valores médios menores que 1 nas áreas de refino e controle e maiores que 1 nas estações produção e portuária enquanto que as razões nC18/F foram maiores que um nas áreas portuária e controle e menores que um, nas áreas de produção e refino. Embora não seja um resultado conclusivo, pode-se inferir que coexistem compostos orgânicos com diferentes graus de degradação, relacionados a eventos de diferentes idades.

As observações acima são reforçadas pela avaliação do comportamento dos diagramas de dispersão gerados a partir das variáveis em apreço (Figura 8.14). Óleos originados de uma mesma fácies orgânica, geralmente apresentam uma tendência única, ao serem plotadas as razões nC17 / P e nC18/F (Xiong et al., 2003). No entanto, os diagramas de dispersão da figura 8.14 não exibem um padrão de distribuição linear para os dados analíticos obtidos em cada área de estudo e,

conseqüentemente, os coeficientes de correlação calculados considerando-se as variáveis em pauta apresentaram valores baixos, sugerindo que ocorre uma mistura de óleos de fontes distintas.

Conclui-se que a matéria orgânica sedimentar estocada nos sedimentos do substrato das zonas de manguezal em foco é proveniente, principalmente da vegetação superior representada pelo manguezal e, subordinadamente, de origem antropogênica, vinculada a aportes acidentais de óleo e efluentes de esgotos domésticos / industriais no ambiente.

Outros parâmetros geoquímicos foram usados menos freqüentemente na literatura, na tentativa de elucidar dúvidas a respeito da origem da matéria orgânica dos sedimentos (Commendatore et al., 2000; Zheng e Richardson, 1999; Gogou et al., 2000; Snedaker et al., 1995). Entre estes parâmetros pode-se citar: HI/Hp, HCMar/HCTer, %nC16, %PEle e %PEpe. Considerando-se que a quantificação analítica dos compostos de menor peso molecular envolvidos nas formulações matemáticas em questão não devem corresponder às suas concentrações originais, em virtude de serem facilmente intemperizáveis no meio ambiente, os mesmos não foram usados no presente trabalho, na avaliação da proveniência dos hidrocarbonetos sedimentares.

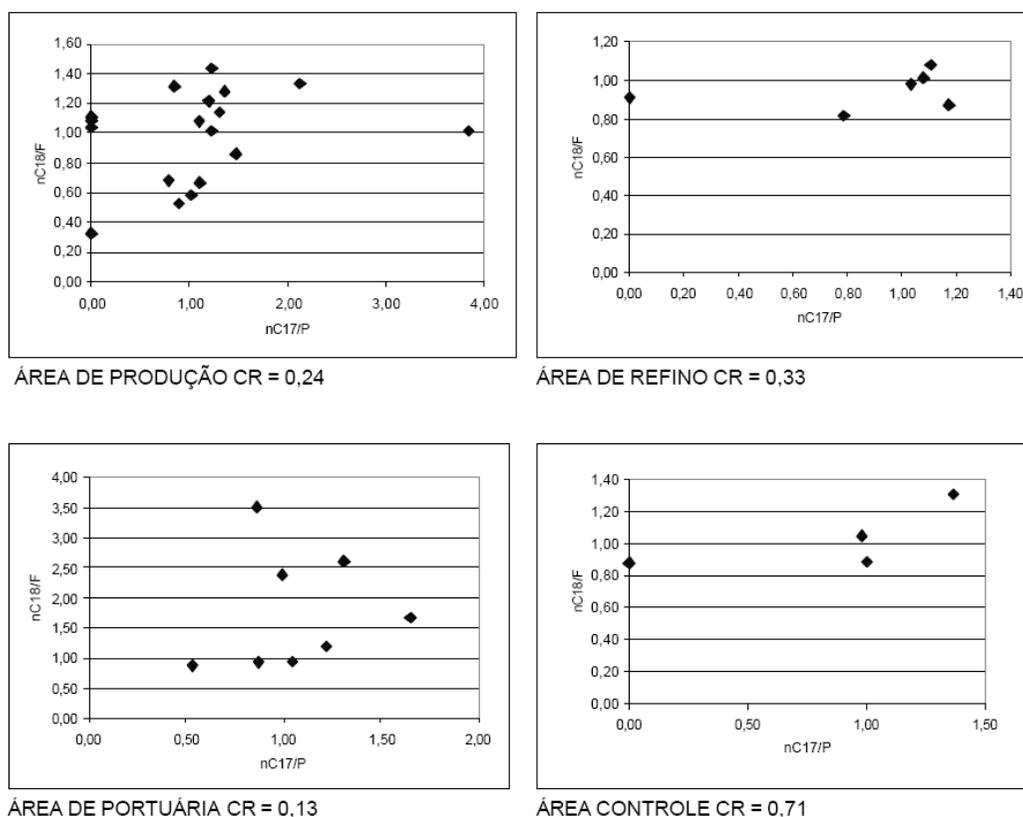


Figura 8.14 - Razões nC17 / P x nC18 / F para sedimentos superficiais de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos (CR = coeficiente de correlação).

IV. Biomarcadores

Neste trabalho, os biomarcadores usados foram tricíclicos e tetracíclicos terpanos, pentacíclicos terpanos (série dos hopanos e gamacerano), esteranos e diasteranos.

A determinação das razões entre compostos saturados cíclicos específicos objetivou a confirmação da origem antrópica dos hidrocarbonetos sedimentares presentes nos manguezais da região norte da BTS e os resultados qualitativos obtidos encontram-se na tabela 8.4.

Hidrocarbonetos tricíclicos terpanos, identificados pelo fragmentograma da razão m/z 191, são importantes traçadores geoquímicos e ocorrem em óleos cru entre $C_{19}H_{34}$ – $C_{45}H_{86}$ (Peters & Moldowan 1993). Esses compostos estão presentes nos sedimentos de todas as localidades estudadas. Com exceção de Maragojipe, onde predominam os compostos tetracíclicos terpanos, nas demais estações verifica-se a predominância dos compostos tricíclicos terpanos. Esse resultado é indicativo da presença de produtos refinados derivados de petróleo nos sedimentos dos manguezais de Maragojipe, estação controle.

Compostos da série dos hopanos entre C27 e C33 com configuração predominante 17a(H), 21b(H), caracterizando uma origem petrogênica foi identificada em todas as estações. A série hopanóide com homólogos entre C31 e C35, com epimerização no carbono 22 (S+R) e a presença de gamacerano subordinadamente, é típica de hidrocarbonetos de origem fóssil (Petres & Moldowan 1993) e foram vistas em todas as estações, com padrões de distribuição condizentes com a presença de óleo nos manguezais de Maragojipe, Estação Controle.

Tabela 8.4 - Razões diagnósticas com hidrocarbonetos saturados cíclicos para os sedimentos superficiais de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos.

Razões	Área de produção					Área de refino		Área portuária		Área controle
	Subaé	D.João	D.João	Cajaíba	Ilha Font.	Coqu. Grande	Coqu. Grande	Madre de Deus	Caipe	Maragojipe
Hop/Ster	8,14	29,18	11,06	22,68	9,69	11,45	26,50	8,20	8,80	6,85
Tri/Hopanos	1,30	0,72	0,70	0,99	1,25	1,42	0,95	1,00	0,88	1,89
Ts/(Ts+Tm)	0,55	0,66	0,53	0,68	0,61	0,54	0,59	0,53	0,60	0,49
Norneo/H29	0,38	0,64	0,45	0,06	0,63	0,26	0,28	0,33	0,41	0,18
H29/H29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H29/H30	0,53	0,40	0,40	0,43	0,43	0,45	0,51	0,61	0,58	0,76
OL/H30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GAM/H30	0,23	0,12	0,21	0,36	0,32	0,35	0,57	0,33	1,00	0,00
H35/H34	0,89	0,44	0,48	0,59	0,51	0,69	0,47	0,68	0,52	0,92
TET24/26Tri	0,76	0,84	0,71	0,94	0,91	0,42	0,20	0,70	0,45	1,28
21/23Tri	1,07	1,65	1,18	1,34	1,14	1,05	1,40	0,95	1,39	0,70
26/25Tri	1,18	0,93	0,94	0,59	0,36	0,82	1,38	0,74	1,15	0,43
20S/(20S+20R)	0,62	0,64	0,46	0,00	0,30	0,59	0,62	0,54	0,58	0,41
BB/(aa+ BB)	0,44	0,23	0,29	0,64	0,11	0,47	0,40	0,45	0,39	0,49
% de 27	44,81	30,64	39,72	33,60	41,22	41,04	28,99	33,90	31,68	45,41
% de 28	23,78	24,35	24,36	23,08	22,81	23,85	29,70	24,68	26,03	23,70
% de 29	31,41	45,01	35,92	43,32	35,97	35,10	41,31	41,43	42,29	30,89

Quanto aos esteranos, identificados pela razão m/z = 217, não foi observada uma distribuição uniforme entre os compostos, com predominância ora do C29 esterano, ora do C27, evidenciando uma mistura de óleos com aspectos geoquímicos diferentes.

Em todas as localidades foram observadas as razões: Oleanano/H30 = 0, hopanos / esteranos > 5, H29/H30 < 1, ausência de 25NorHopano e presença de tricíclicos terpanos, que em conjunto são indicativas de óleo de origem de ambiente lacustre com rocha geradora siliciclástica de idade pré-apertiana e não biodegradado, características semelhantes ao óleo produzido na Bacia do Recôncavo.

Diagramas correlacionando as diversas razões diagnósticas envolvendo os compostos saturados cíclicos foram confeccionados na tentativa de verificar a existência de uma origem comum para os óleos derramados nos manguezais (Figura 8.15) e os coeficientes de correlação calculados (Tabela 8.5) demonstram que existe baixa correlação entre as variáveis, sendo possível, em alguns casos, estabelecer um comportamento bimodal para os pontos plotados, sugerindo uma mistura de óleos com características geoquímicas distintas.

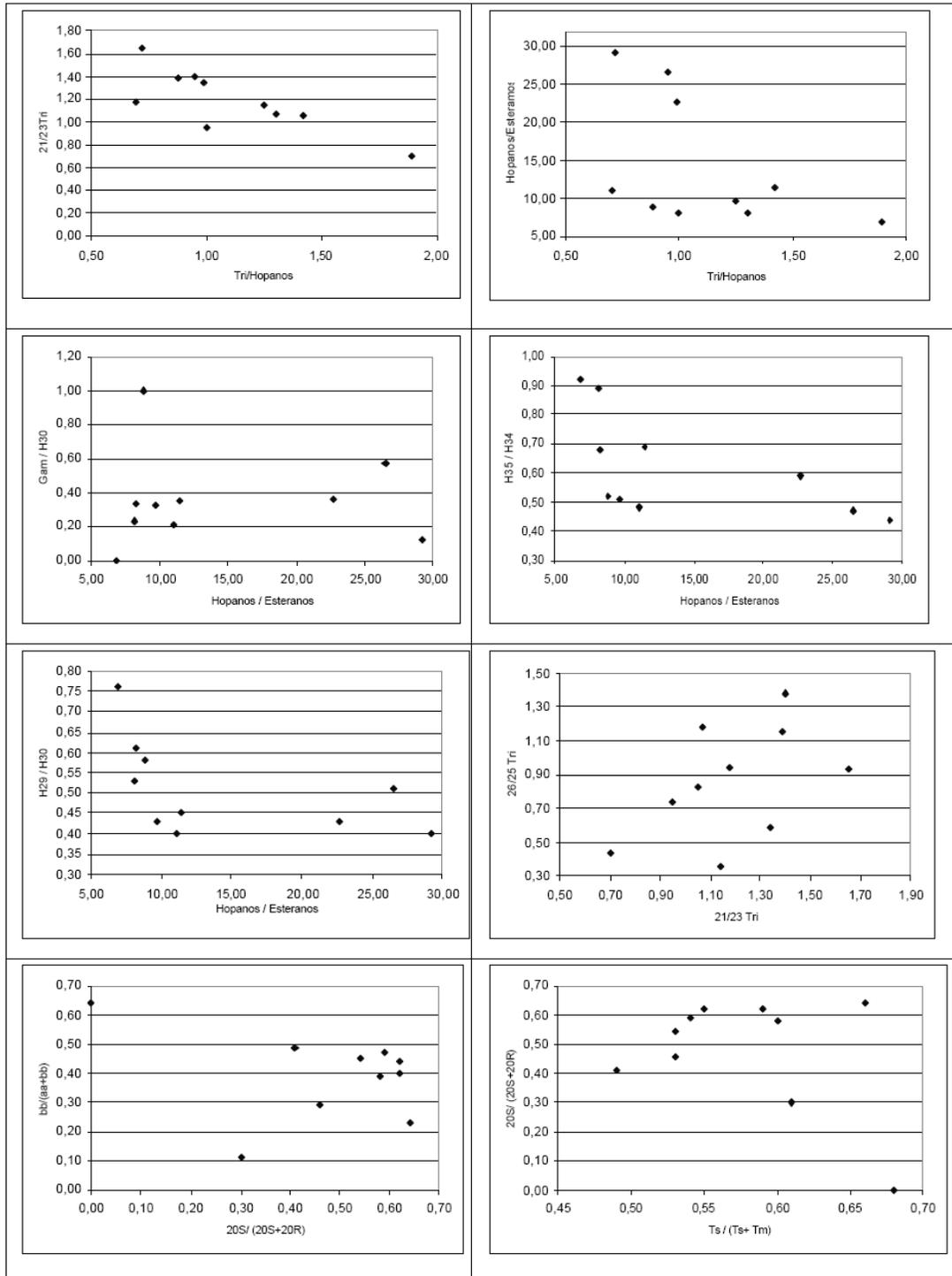


Figura 8.15 – Diagrama de correlação das razões entre biomarcadores saturados cíclicos (m/z 191 e m/z 217), para sedimentos superficiais de substrato de zonas de manguezal da região norte da Baía de Todos os Santos.

Tabela 8.5 – Coeficientes de correlação entre os valores de razões de biomarcadores saturados cíclicos.

Razões diagnósticas	Coefficientes de correlação
21/23 Tri x Tri/Hopanos	-0,79
Gamacerano/C30 x Hopanos/Esteranos	-0,01
C29/C30 x Hopanos/Esteranos	-0,50
ββ/(aa+ββ) x 20S/(20S + 20R)	-0,30
Hopanos/Esteranos x Tri/Hopanos	-0,51
C35/C34 x Hopanos/Esteranos	-0,59
26/25 Tri x 21/23 Tri	0,48
20S/(20S + 20R) x Ts/(Ts+Tm)	-0,38

V. Referências

- Aboul-Kassim, T. A. T. & Simoneit, B. R. T. 1995. Petroleum hydrocarbon fingerprinting and sediment transport assessed by molecular biomarker and multivariate statistical analyses in the eastern Harbour of Alexandria, Egypt. *Marine Pollution Bulletin*, **30** (1): 63 – 73.
- Barakat, A. O.; Mostafa, A. R.; Rullkötter; Hegazi, A. R. 1999. Application of a multimolecular marker approach to fingerprint petroleum pollution in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **38**:535 – 544.
- Bernanrd, D.; Jeremie, J-J; Pascaline, H. 1995. First assessment of hydrocarbon pollution in a mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **30** (2): 146 – 150.
- Bouloubassi, I.; Fillaux, J.; Saliot, A. 2001. Hydrocarbons in surface sediments from the Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **42** (12): 1335 – 1346.
- Colombo, J. C.; Pelletier, E.; Brochu, C.; Khalil, M.; Catoggio, J. A. 1989. Determination of hydrocarbon source using n – alcanos and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology*, **23**:888- 894.
- Commendatore, M. G.; Esteves, J. L.; Colombo, J. C. 2000. Hydrocarbons in coastal sediments of Patagonia, Argentina: levels and probable sources. *Marine Pollution Bulletin*, **40** (11):989-998.
- CRA – Centro de Recursos Ambientais. 2001. *Bacias hidrográficas do Recôncavo Norte*. Boletim Técnico, CRA, Salvador, p. 147-292.
- Gogou, A.; Bouloubassi, I.; Stephanou, E. G. 2000. Marine organic geochemistry of the Eastern Mediterranean: 1. Aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in Cretan Sea surficial sediments. *Marine Chemistry*, **68**: 265 – 282.
- Hostettler, F. D; Pereira, W. E.; Kvenvolden, K. A.; Van Geen, A; Luoma, S. N.; Fuller, C. C.; Anima, R. J. 1999. A record of hydrocarbon input to S. Francisco Bay as traced by biomarker profiles in surface sediment and sediment cores. *Marine Chemistry*, **64**:115 – 127.
- Killops, S. D.; Al-Juboori, M. A. H. A. 1990. Characterization of the unresolved complex mixture (UCM) in the gas chromatograms of biodegraded petroleums. *Organic Geochemistry*, **15**(2): 147 – 160.
- Leão, Z. M. A. N.; Dominguez, J. M. L. 2000. Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **41**: 112 – 122.
- Le Dréau, Y.; Jacquot, F.; Doumenq, P.; Guiliano, M.; Bertrand, J. C.; Mille, G. 1997. Hydrocarbon balance of a site which had been highly and chronically contaminated by petroleum wastes of a refinery (from 1956 to 1992). *Marine Pollution Bulletin*, **34** (6): 456 – 468.
- Leite, O. R. 1997. Evolução geológica da Baía de Todos os Santos. In: *Baía de Todos os Santos: diagnóstico sócio-ambiental e subsídios para a gestão* – Germen/Universidade Federal da Bahia – NIMA, Salvador, p. 15 – 29.
- Machado, J. C. V. 1996. *Estudo do grau de contaminação por hidrocarbonetos nos sedimentos da Baía de Todos os Santos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 136p.
- Nascimento, A., Leite, M. B. N.; Sansone, G.; Pereira, S. A.; Smith, D. H. 1998. Stress protein accumulation as an indicator of impact by the petroleum industry in Todos os Santos Bay, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **1**:101 – 108.

- Nishigima, F. N.; Weber, R. R.; Bicego, M. C. 2001. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of Santos and Cananéia, SP, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **42** (11): 1064 – 1072.
- Orge, M. D. R.; Porsché, I. J.; Costa, M. C.; Lima, J. S.; Soares, S. E. D.; Justino, R. 2000. Assessment of oil refinery waste on *Rhizophora mangle* L. seedling growth in mangrove of Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**: 471 – 477.
- Peso-Aguiar, M. C., Smith, D. H., Assis, R. C. F., Santa-Isabel, L. M., Peixinho, S., Gouveia, E. P., Almeida, T. C. A., Andrade, W. S., Carqueija, C. R. G., Kelmo, F., Carrozzo, G., Rodrigues, C. V., Carvalho, G. C., Jesus, A. C. S. 2000. Effects of petroleum and its derivatives in benthic communities at Baía de Todos os Santos, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**: 459-470.
- Peters, K. E.; Moldowan, J. M. 1993. *The biomarker guide: interpreting molecular fossils in petroleum and ancient sediments*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 362p.
- Readman, J. W.; Fillmann, G.; Tolosa, I.; Bartocci, J.; Villeneuve, J. P.; Catinni, C.; Lee, L. D. 2002. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **44** (1): 48-62.
- Silva, E. M. da; Peso-Aguiar, M. C.; Navarro, M. F. T.; Chastinet, C. B. A. 1997. Impact of petroleum pollution on aquatic coastal ecosystems in Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**(1): 112 - 118.
- Simoneit, B. R. T.; Elias, V. O. 2000. Organic tracers from biomass burning in atmospheric particulate matter over the ocean. *Marine Chemistry*, **69**: 301 – 312.
- Snedaker, S. C.; Glynn, P. W.; Rumbold, D. G.; Corcoran, E. F. 1995. Distribution of n – alkanes in marine samples from Southeast Florida. *Marine Pollution Bulletin*, **30** (1): 83 – 89.
- Stout, S. A.; Uhler, R. M.; McCarthy, K. J. 2001. A strategy and methodology for defensibly correlating spilled oil to source candidates. *Environmental Forensics*, **2**: 87 – 98.
- Stout, S. A.; Magar, V. S.; Uhler, R. M.; Ickes, J.; Abbott, J.; Brenner, R. 2001. Characterization of naturally – occurring and anthropogenic PAHS in urban sediments – Wycof / Eagle Harbor Superfund site. *Environmental Forensics*, **2** (4): 287 – 300.
- Tavares, T. M. 1996. *Programa de monitoramento dos ecossistemas ao norte da Baía de Todos os Santos: relatório técnico final - projeto 8*. V. 1, UFBA, Salvador, 85p.
- Tavares, T. M. 1997. Contaminação química no ambiente marinho. In: *Baía de Todos os Santos: diagnóstico sócio - ambiental e subsídios para a gestão*. Germen / Universidade Federal da Bahia – NIMA, Salvador, 151 – 164.
- Tissot, B. P. & Welte, D. H. 1984. *Petroleum formation and occurrence: a new approach to oil and gas exploration*. Springer-Verlag, Berlin.
- Tolosa, I.; Bayona, J. M.; Albaigés, J. 1996. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons and sulphur / oxygen derivatives in Northwestern Mediterranean sediments: spatial and temporal variability, fluxes and budgets. *Environmental Science and Technology*, **30**:2495– 2503.
- Wang, Z.; Fingas, M.; Page, D. S. 1999. Review Oil spill identification. *Journal of Chromatography A*, **843**: 369 – 411.
- Woodhead, R. J.; Law, R. J.; Matthiessen, P. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments around England and Wales, and their possible biological significance. *Marine Pollution Bulletin*, **38** (9): 773 – 790.
- Wu, Y.; Zhang, J.; Zhu, Z. 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Yalujiang Estuary, North China. *Marine Pollution Bulletin*, **46**: 619 – 625.
- Xiong, Y.; Geng, A.; Wang, C.; Sheng, G.; Fu, J. 2003. The origin of crude oil from the Shuguang-Huanxiling Buried Hills in the Liaohe Basin, China: evidence from chemical and isotopic compositions. *Applied Geochemistry*, **18**:445-456.
- Yunker, M. B.; Macdonald, R. W.; Goyette, D.; Paton, D. W.; Fowler, B. R.; Sullivan, D.; Boyd, J. 1999. Natural and anthropogenic inputs of hydrocarbons to the Strait of Georgia. *The Science of the Total Environment*, **225**: 181-209.
- Zakaria, M. P.; Okuda, T.; Takada, H. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) and hopanes in stranded tar-balls on the Coasts of Peninsular Malaysia: applications of biomarkers for identifying sources of oil pollution. *Marine Pollution Bulletin*, **42** (12): 1357 – 1366.

Zheng, G. J.; Man, B. K. W.; Lam, J. C. W.; Lam, M. H. W.; Lam, P. K. S. 2002. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of a sub - tropical coastal wetland. *Water Research*, **36**:1457 - 1468.

Zheng, G. J. & Richardson, B. 1999. Petroleum hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in Hong Kong marine sediment. *Chemosphere*, **38**(11): 2625-2632.

CAPÍTULO 9**CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SEDIMENTOS
DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS***Alexandre Barreto Costa**Maria do Rosário Zucchi**Antonio Expedito Gomes Azevedo**Vera Lúcia Câncio Souza Santos**Antonio Carlos Bloise**Eduardo Ribeiro de Azevedo**Tito José Bonagamba*

A caracterização molecular e isotópica de frações específicas da matéria orgânica permite avaliar o impacto ambiental devido a derrames de petróleo, além de outras fontes antrópicas que possam contribuir com este tipo de poluição. O estudo desse material orgânico está baseado em uma variedade de técnicas que possibilitam a identificação das origens e dos processos que determinaram a composição final desse material. Estas técnicas envolvem análise de elementos, Ressonância Magnética Nuclear (RMN) do Carbono 13 (^{13}C) no estado sólido e a caracterização molecular e isotópica da fração lipídica da matéria orgânica.

Os primeiros trabalhos realizados na área de isótopos estáveis do petróleo procuraram correlacionar a composição isotópica do carbono com a sua origem. Um dos trabalhos pioneiros foi o de Silverman & Epstein (1958), onde foram feitas medidas da composição isotópica de petróleo e de outros materiais orgânicos sedimentares. A partir de então, vários trabalhos foram produzidos nesta área, sendo que posteriormente, este tipo de caracterização foi utilizado para avaliar contaminação devido a derrames de petróleo, podendo até identificar o tipo e o autor do derrame. Um trabalho importante de avaliação ambiental foi o realizado no acidente do navio Exxon Valdez, em 1989, no estreito de Prince William, onde foram empregadas várias técnicas moleculares e isotópicas com o intuito de identificar as diversas fontes de hidrocarbonetos, e determiná-las quantitativamente (Bence et al., 1996). Okuda et al. (2002) analisaram a razão isotópica e a composição molecular de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) extraídos de 50cm de sedimento, em Chidrorigafuchi, Japão, onde foram avaliadas razões de certas moléculas de HPA's, que indicam a origem da contaminação, bem como a composição isotópica dos mesmos. Readman et al. (2002) analisaram composições moleculares de HPA's no Mar Negro procurando identificar a principal fonte de contaminação, principalmente a pirogênica e a petrogênica.

A técnica de RMN foi primeiramente observada por Bloch et al. (1946), onde inicialmente foi utilizada no estudo de compostos orgânicos e inorgânicos isolados. Com o passar do tempo, as aplicações da ressonância foram aumentando, sendo a RMN de ^{13}C em sedimentos uma delas. Através desta técnica é possível avaliar a maioria das formas do carbono orgânico através da identificação de grupos orgânicos, sua composição e eventuais mudanças ocorridas na composição da matéria orgânica total de sedimentos marinhos. Ela permite identificar a estrutura de grupos orgânicos (Hedges & Oades, 1997), mostrando que a matéria orgânica sedimentar em ambientes relativamente preservados é primariamente alifática em natureza (Hatcher et al., 1980, 1983), principalmente em sistemas com maior atividade algal, enquanto maior aromaticidade é percebida em sistemas com entrada substancial de matéria orgânica terrestre (Zegouagh et al., 1998). Deshmukh et al. (2001), mostraram que o conteúdo de carbono aromático determinado através de RMN é maior num ambiente contaminado por atividade antrópica que em um ambiente relativamente preservado. Tal conteúdo é maior na base que no topo dos testemunhos, para os dois lugares.

Na área a que se refere este estudo, na Baía de Todos os Santos (BTS), Machado (1996) fez a quantificação dos hidrocarbonetos alifáticos e do total de HPA's através de cromatografia gasosa, em sedimentos superficiais, achando concentrações até 12 vezes superior as das estações de controle. Argollo (2001) determinou taxas de sedimentação recente (até 100 anos) em testemunhos retirados na BTS, encontrando valores de sedimentação de até 1cm por ano. Usando a taxa de sedimentação média desse trabalho, pretende-se inferir quando começou a influência antropogênica, correlacionando as possíveis contaminações ao longo do perfil, com a época que ocorreram na BTS.

I. A área de estudo

A BTS é a maior baía do Brasil, com aproximadamente 1.100km² de extensão e com profundidade média de 6m. Ela abriga os manguezais nos estuários dos rios Paraguaçu, Subaé, Jaguaripe, Cobre, dentre outros, em mais de 60% de seu perímetro, além de agregar duas pequenas baías em seu interior: a Baía do Iguape e a de Aratu. Ela caracteriza-se como um ambiente deposicional flúvio-marinho com forte influência antrópica devido ao processo desordenado de ocupação de seu entorno e do tráfego e exploração petrolífera. Além disso, boa parte dos esgotos urbanos é lançada diretamente no mar sem qualquer tratamento. Os efluentes líquidos e emissões atmosféricas das indústrias ainda são monitorados de forma precária. Da mesma forma, os resíduos sólidos urbanos e industriais ainda não encontram disposição final adequada.

A área estudada neste trabalho compreende a parte norte da baía, mais especificamente, a região compreendida entre as cidades de Madre de Deus e São Francisco do Conde (Figura 9.1), onde há uma grande atividade petrolífera. Nesta região os sedimentos de fundo são predominantemente lamosos, sendo que a maior parte dos sedimentos finos é trazida em suspensão pelo rio Paraguaçu (Argollo, 2001).

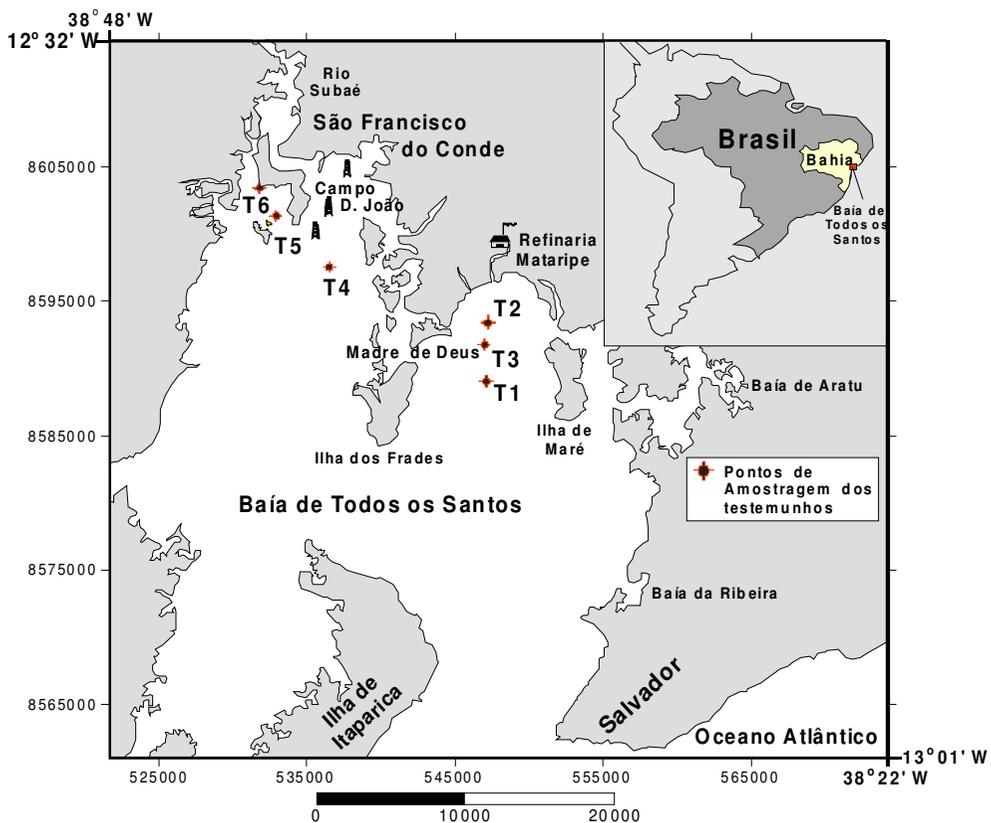


Figura 9.1 - A BTS e a localização dos testemunhos coletados.

II. Análise dos sedimentos

Amostragem

A coleta dos testemunhos foi realizada na BTS no trecho que vai da RLAM (Refinaria Landulfo Alves Mataripe) até São Francisco do Conde. A amostragem foi feita em locais de sedimentos lamosos (argilosos) com tubos de, aproximadamente, 1m de comprimento por 75mm de diâmetro. Imediatamente após a coleta, as amostras foram seladas com tampas de polietileno de alta densidade e transportadas verticalmente em tubos preenchidos com gelo e selados. Três amostras foram retiradas na região compreendida entre a Ilha de Maré, Madre de Deus e RLAM, e mais três retiradas na região delimitada por São Francisco do Conde, Rio Subaé e Madre de Deus (Figura 9.1). Imediatamente após a chegada ao laboratório, os testemunhos foram transferidos para um freezer e mantidos à temperatura de -20°C , posteriormente foram divididos em fatias de 2,5cm de espessura, liofilizados e então macerados.

Análise elementar

Cerca de 0,5g de cada amostra foi tratada com 10mL de ácido clorídrico (HCl) 1mol.L^{-1} para retirar os carbonatos presentes. Após 24h, a amostra foi centrifugada para extrair o líquido sobrenadante, lavada e centrifugada por três vezes e seca à temperatura de 50°C (Neto, 2000). De 15 a 20mg de amostra foram pesadas numa cápsula de estanho para fazer a análise elementar num Thermo Finnigan Flash EA 1112 series. As amostras foram colocadas no amostrador automático do analisador, entrando num forno operando a uma temperatura de 900°C . O gás carbônico (CO_2), o nitrogênio (N_2), o dióxido de enxofre (SO_2) e o vapor d'água, resultantes do reator, são separados, analisados e quantificados. A calibração foi verificada por um padrão de sedimento marinho de referência certificado pelo NIST (National Institute of Standards and Technology), sob o número de identificação 1941b, que sofreu o mesmo processo de tratamento que as amostras. Os valores de concentração dos elementos variaram dentro na faixa de 8% dos valores certificados.

Ressonância magnética nuclear de ^{13}C

Cerca de 5g de cada amostra de sedimento foi tratada com ácido clorídrico (HCl) de concentração 1mol.L^{-1} e fluorídrico (HF) a 10% em volume durante uma semana (Desmukh et al., 2001). Após cada tratamento, o líquido sobrenadante das amostras foi retirado dos recipientes e as amostras cuidadosamente lavadas com água deionizada para retirada dos sais remanescentes, por três vezes. A secagem foi feita em estufa a uma temperatura de 50°C . Terminado este procedimento, as amostras foram enviadas para o Instituto de Física da Universidade de São Paulo em São Carlos para fazer a análise de ressonância magnética nuclear. As medidas de ressonância magnética nuclear nos sedimentos foram feitas usando um espectrômetro Unit Inova Varian operando a 400 e 100,5MHz para ^1H e ^{13}C , respectivamente.

O espectro foi adquirido usando o método CP/MAS, com variação linear da radiofrequência (ramped-CP). O poder do desacoplamento do campo aplicado durante a aquisição do sinal foi de 60kHz. O tempo de contato foi de 1ms e a frequência de giro foi de 6kHz.

Cromatografia a gás

Uma quantidade entre 8 e 10g de sedimento seco (liofilizado) foi pesada em um cartucho de celulose apropriado para extração soxhlet durante 24h, utilizando diclorometano. O volume resultante da extração foi reduzido para aproximadamente 1mL, transferido para um recipiente de massa conhecida e submetido a uma secagem com uma corrente suave de nitrogênio até a completa evaporação do solvente (Santos, 1993). Utilizando uma coluna para cromatografia líquida com fase estacionária de sílica gel 5%. A fração de hidrocarbonetos saturados foi eluída com 25mL de n-hexano, e a fração de aromáticos foi eluída por 25mL de uma mistura de 4:1 de n-hexano:diclorometano. Posteriormente foram secas e diluídas para fazer a análise de cromatografia gasosa.

O equipamento utilizado nas análises dos valores $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos foi um cromatógrafo a gás da Agilent modelo HP 6890A, acoplado a um espectrômetro de massas de razão isotópica modelo

"Delta Plus" da Finnigan MAT, cujo gás de referência foi calibrado com um padrão de n-alcenos, com o número de átomos de carbono de C16 a C30 que possui os valores de $\delta^{13}\text{C}$ conhecidos para cada composto, com um desvio de 0,10‰. A fração de saturados de cada amostra foi diluída com 100 μL de n-hexano; foi, então retirada uma alíquota de 1 μL com uma microseringa e injetada no cromatógrafo em modo *splitless* numa coluna DB5. A programação de temperatura foi a seguinte: 100°C por 1min até 150°C com um gradiente temperatura de 25°C/min; depois até 300°C a 6°C/min; permanecendo nesta temperatura por 12min. O tempo total de análise foi de 40min.

As concentrações de n-alcenos foram determinadas através de uma curva de calibração feita com um padrão de n-alcenos com número de átomos de carbono de C16 a C30, diluído para diferentes concentrações, e injetados nas mesmas condições cromatográficas que as amostras. Foi retirada uma alíquota de 1 μL com uma microseringa e injetada num cromatógrafo acoplado com um detector de espectrometria de massas com uma razão de split de 1:20. A condição cromatográfica de análise dos n-alcenos foi a seguinte: temperatura de 100°C por 1min, subindo até 150°C com um gradiente temperatura de 25°C/min; depois até 300°C à 10°C/min, permanecendo nesta temperatura por 10 min, perfazendo um tempo total de análise de 28min. A coluna cromatográfica utilizada foi uma DB5 (5% Fenil, 95% dimetil polissiloxano) com 30m de comprimento, 0,25 μm de espessura de filme e 0,25mm diâmetro interno.

III. Caracterização molecular e isotópica

Análise elementar

Os valores de COT, indicados na figura 9.2, variaram de 0,95 a 2,73%, com os maiores valores ocorrendo no testemunho T6. Os T1, T2 e T3 mostram um comportamento similar com um degrau de decréscimo de COT, com o aumento da profundidade, em torno dos 30 cm. Particularmente, o T2 mostra uma grande descontinuidade nesta profundidade. O T4 mostra um comportamento semelhante não apresentando o degrau de decréscimo. Os T5 e T6 formam outro grupo, com muitas oscilações na concentração de COT ao longo do perfil. Os valores de COT no topo (1,36 a 2,64%) dos testemunhos estão contidos na mesma faixa dos apresentados por Venturini & Tommasi (2004) na BTS (0,67 a 3,52%). O perfil do T2 mostra uma variação bem marcada na profundidade em torno de 30-35cm, sugerindo mudança no regime de sedimentação. Esta variação é observada, em menor escala, nos T1 e T3. Considerando uma sedimentação de 6,9mm.a⁻¹ obtida por Argollo (2001) para aquela região conclue-se que a mudança aconteceu há, aproximadamente, 50 anos. Os T5 e T6, próximos ao estuário do Subaé, mostram uma grande variação ao longo dos perfis, provavelmente devida à dinâmica de sedimentação influenciada pela descarga do rio.

Os valores da concentração de nitrogênio indicados na figura 9.3 variaram de 0,10 a 0,33% nos testemunhos T1, T2, T3, T4 e T5, os 4 primeiros com uma discreta tendência decrescente do topo para a fundo, e o último com um comportamento praticamente constante. Já o T6 mostra um comportamento bastante diferente, com grandes variações na faixa 0,16 a 0,99% e uma tendência de crescimento da concentração com a profundidade. A mesma descontinuidade observada no perfil de COT no T2 é observada no nitrogênio a uma profundidade de 30cm. Os perfis de nitrogênio para os T1, T2, T3 e T4 variam dentro de uma pequena faixa, decrescendo com o aumento da profundidade, assumindo um comportamento similar ao do COT. Isto sugere uma deposição de COT associado ao N. No T5, estes valores mostram um pequeno crescimento com a profundidade. No T6, os valores de N crescem com o aumento da profundidade, enquanto que os valores de COT decrescem. Uma fonte provável é a utilização excessiva de adubos ricos em nitrogênio em plantações, situadas próximas ao rio e a indústrias que foram desativadas recentemente.

Os valores de enxofre, indicados na figura 9.4, variam entre 0,05 e 1,04%. A concentração de enxofre cresceu com a profundidade na maioria dos testemunhos. O aumento dos valores junto com a profundidade mostra um comportamento de mudança de ambiente oxidante, na interface água-sedimento, para um menos oxidante. Isto é geralmente atribuído a bactérias redutoras de sulfato, comuns em ambientes que contêm pouco oxigênio, e que, através do seu metabolismo, aumentam a concentração de enxofre nos sedimentos (Adam & Albrech, 1998). A exceção é o T1, que mostra

maior concentração de S na parte superior do perfil, indicando uma possível contribuição antrópica. No T6, o comportamento dos valores de S no perfil é semelhante ao de N.

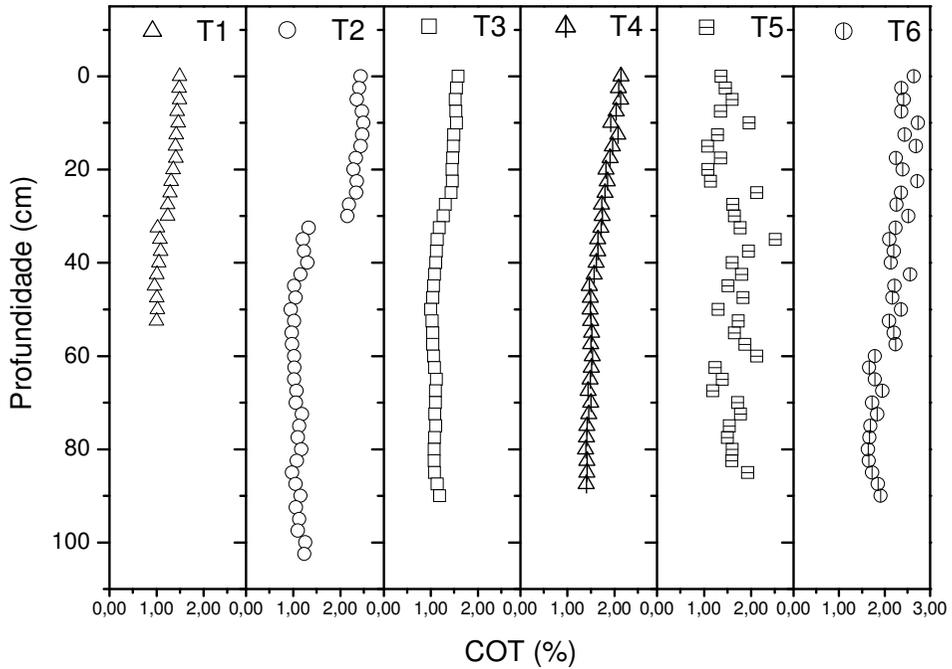


Figura 9.2 - Perfis da concentração de carbono orgânico total nos testemunhos.

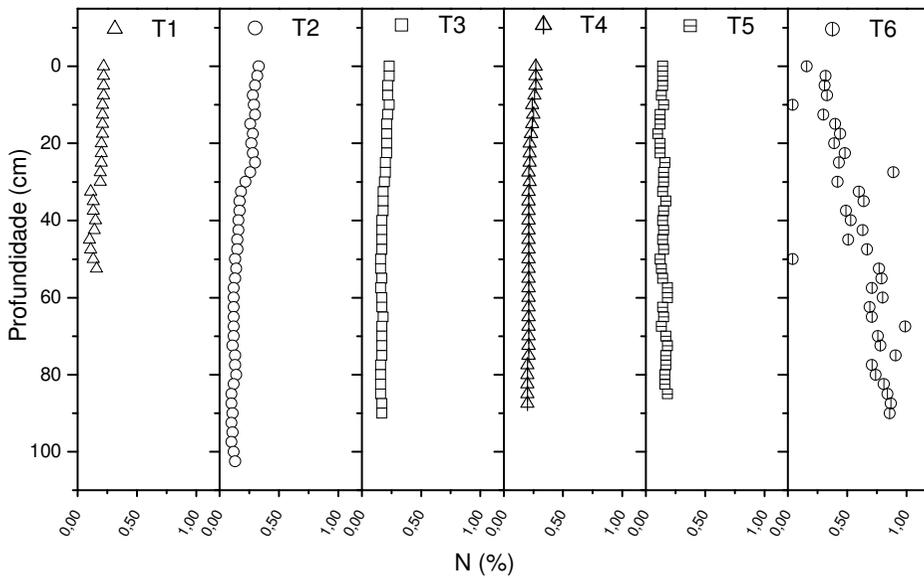


Figura 9.3 - Perfis das concentrações de nitrogênio nos testemunhos.

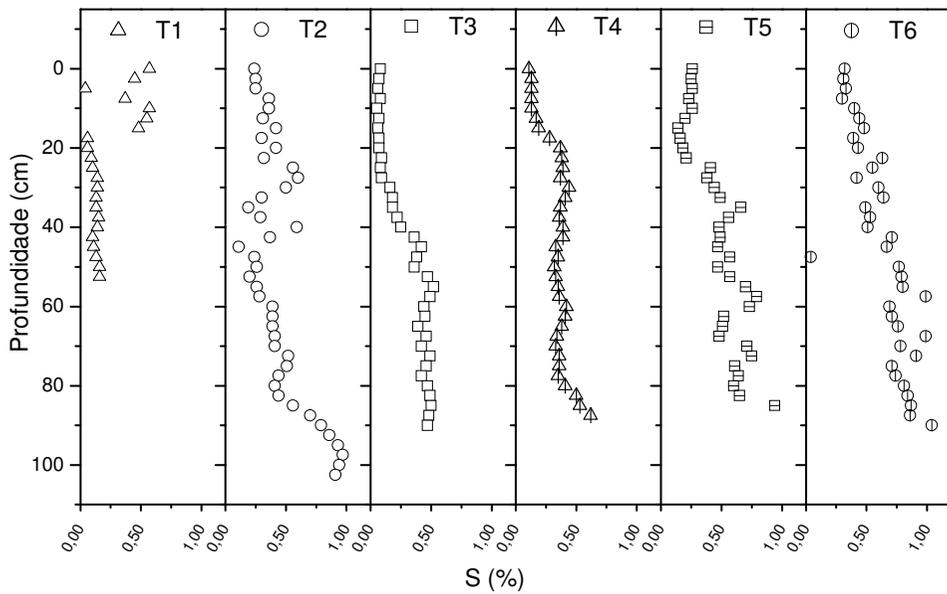


Figura 9.4 - Perfis das concentrações de enxofre nos testemunhos.

A razão C/N nos testemunhos de sedimentos (Figura 9.5) variou entre 6,1 e 11,0 nos T1, T2, T3 e T4, localizados próximos ao terminal marítimo de Madre de Deus. No T5, a razão variou entre 8,9 e 14,7; possuindo valores mais altos do que nos outros. Para o T6, próximo ao estuário do rio Subaé, a razão C/N apresenta os menores valores, variando de 1,9 a 8,1 devido a anomalia de concentração de nitrogênio, exceto por um valor mais alto de 16,8 no topo do testemunho. A razão C/N se mostra bastante uniforme nos T3 e T4.

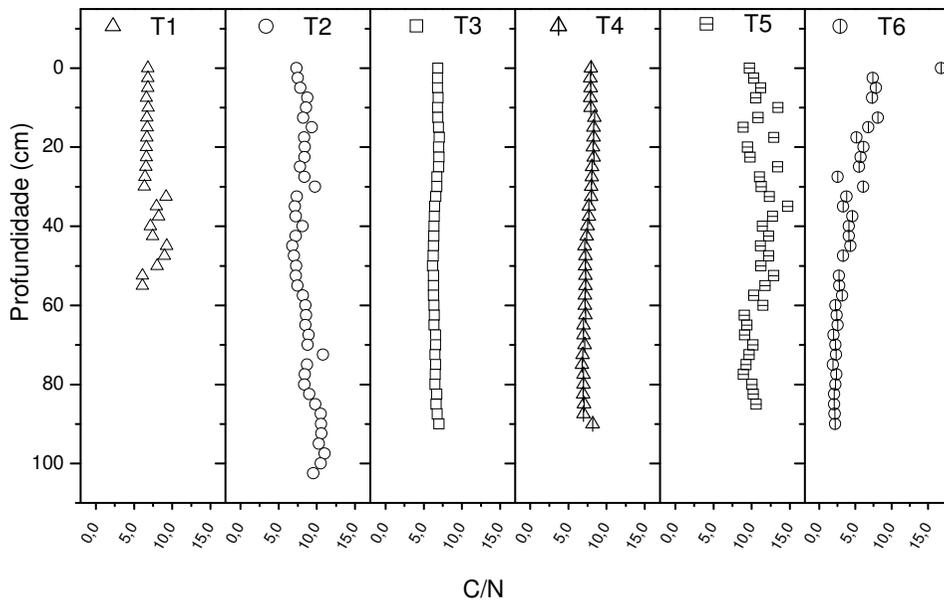


Figura 9.5 - Perfis das razões C/N nos testemunhos.

Alguns autores sugerem valores diferentes de razão C/N de acordo com a origem da matéria orgânica. Saito et al. (1989) sugeriram uma razão maior que 20 para uma origem terrestre e entre 5 e 7 para fonte marinha. Adicionalmente, Stein (1991) registrou que valores abaixo de 10 mostram uma origem marinha e valores em torno de 10 representam componentes tanto de origem marinha quanto terrestre no sedimento. Os valores de C/N nos T1, T2, T3, T4 e T5 indicam uma origem misturada de matéria orgânica com uma contribuição marinha e continental, exceto pelo T6 que mostra valores mais baixos. Segundo Bordovskiy (1965), a diluição da matéria orgânica natural em relação à entrada de nitrogênio por água de esgoto pode mascarar a razão C/N. Os valores do topo dos testemunhos (6,8 a 16,8) indicam uma origem marinha-terrestre similarmente aos resultados obtidos por Burone et al. (2003) na baía de Ubatuba (6,0 a 16,6).

A correlação N versus COT, para os T1, T2, T3 e T4, foi boa ($r=0,92$), com um valor de COT/N em torno de 10, confirmando esta origem marinho-terrestre. O coeficiente linear da reta de regressão obtido foi de 0,04% que, segundo Holtvoeth et al. (2003), dá uma estimativa do nitrogênio inorgânico contido nas amostras. Para T5 e T6, o gráfico tem um comportamento muito diferente, com o T5 com um nitrogênio inorgânico em torno de 0,1% e o T6 mostrando uma grande influência do nitrogênio inorgânico, reforçando a hipótese de aporte de resíduos transportados pelo rio Subaé.

A razão C/S, indicada na figura 9.6, variou de 1,1 a 29,7. Nos T1, T2, T3 e T4 e entre 1,8 e 8,4 nos T5 e T6. Berner & Raiswell (1984) e Raiswell & Berner (1985), entre outros, usaram a razão C/S para discriminar ambiente marinho deposicional normal (oxigenado) de condições marinhas anóxicas ou semi-anóxicas. De acordo com Leventhal (1983) e Berner (1989), razões C/S abaixo de 2,8 são indicativas de sedimentos com uma tendência a condições anóxicas. De acordo com Luckge et al. (1999), esta é uma razão empírica para sedimentos marinhos normais ($2,8 \pm 0,8$). Os valores para a razão C/S, para todos, variaram na faixa de 1,1 a 29,7; com a razão decrescendo com a profundidade na maioria dos testemunhos. A diminuição da razão C/S sugere que, quando depositada, a matéria orgânica se encontrava mais dentro da zona de redução de sulfato na época de sedimentação da base do que na de sedimentação do topo. A exceção foi o T1 com valores baixos no topo devido a valores altos da concentração de enxofre. Os valores menores que 2,8 foram observados, em sua grande maioria, nas partes mais profundas. No topo, estes valores variaram entre 2,6 e 19,2; estando de acordo com os valores achados por Burone et al. (2003), entre 2,7 e 29,5. De acordo com Berner & Raiswell (1983), razões de COT e S são positivamente correlacionadas sob condições marinhas normais. Neste caso, a disponibilidade de matéria orgânica metabolizável controla a fixação de S nos sedimentos.

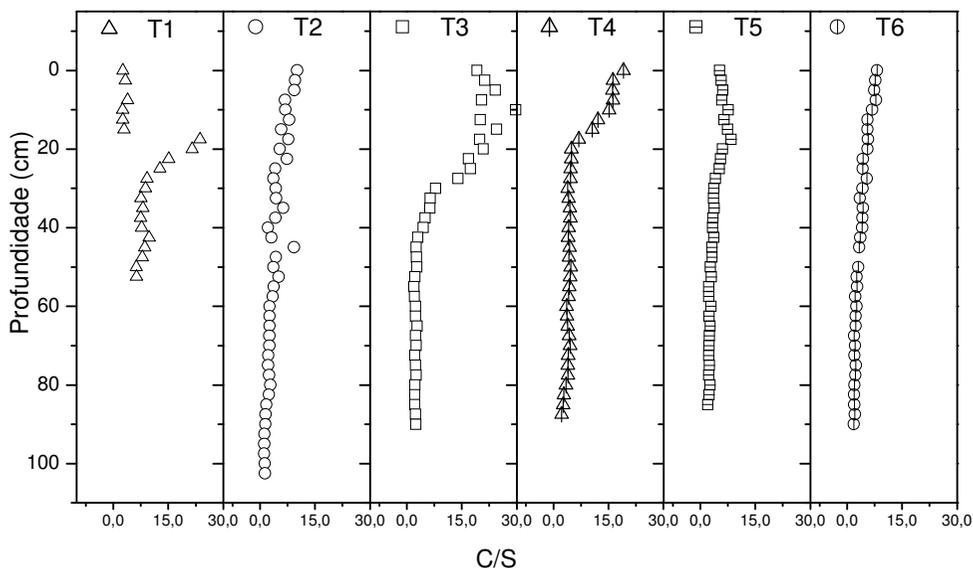


Figura 9.6 - Perfis das razões C/S nos testemunhos.

Ressonância Magnética Nuclear de ^{13}C

Os espectros, mostrados na figura 9.7, revelam diferenças marcantes entre o topo e a base das amostras de cada local. Todas as amostras contêm grandes quantidades de carbono alifático ($0\text{-}50\text{mg.kg}^{-1}$) característico de matéria orgânica achada em ambiente sedimentar de estuário (Hatcher et al., 1980; Hedges & Oades, 1997). Adicionalmente, o topo do T5 mostra um pico destacado de carbono metoxil (56mg.kg^{-1}). Esta característica, em conjunção com o carbono aromático-fenólico ($110\text{-}116\text{mg.kg}^{-1}$), indica lignina de matéria orgânica de origem terrestre adicionada ao ambiente sedimentar marinho (Simpson et al., 2005). Deve ser levado em conta que, na frequência de giro de 6 kHz, o pico de 56mg.kg^{-1} aparece na mesma posição que a primeira banda lateral do carbono aromático. Contudo, particularmente para os T5 e T6, devido ao sinal reduzido na região aromática, o forte sinal não pode ser completamente atribuído às bandas laterais, suportando a presença de lignina no sedimento. As amostras de topo dos T2 e T4 também apresentam o pico referente à lignina, só que numa intensidade menor.

Segundo Hedges & Oades (1997), um espectro típico de sedimento marinho exibe um pico predominante na região dos alifáticos com cerca de 50% do carbono total, com o restante dos carbonos sendo distribuídos entre estruturas aromáticas, carboidratos e carboxilas. A matéria orgânica marinha é caracteristicamente rica em carbonos alifáticos devido à principal entrada de material ser de planta não terrestre e animal, contendo somente pequenas quantidades de grupos do tipo aromático e metoxil. O conteúdo de lignina de sedimentos costeiros é na faixa de 3-5 %. Os espectros dos testemunhos mostram uma grande quantidade de carbono alifático, sendo caracterizados como típicos de sedimentos costeiros. O topo do T5 contém uma alta contribuição de lignina, evidente no pico de 56mg.kg^{-1} do carbono metoxil e no sinal do carbono aromático ($112\text{-}160\text{mg.kg}^{-1}$). O T6 apresenta também uma contribuição visível de lignina. As amostras de topo dos T2 e T4 também apresentam esta contribuição. Os valores das razões aromático/alifático nos testemunhos denotam uma maior influência de matéria orgânica de origem terrestre (mais rica em compostos aromáticos) nos T5 e T6.

Cromatografia

Os n-alcenos analisados foram os de número de átomos de carbono variando de C16 a C30 nas amostras de cada testemunho. As concentrações totais destes n-alcenos nas amostras dos testemunhos variaram de 781 a 6.626 ng.g^{-1} de sedimento seco. Estes valores são comparáveis aos valores de n-alcenos em regiões portuárias como o porto de Xiamen ($400\text{-}3.400\text{ng.g}^{-1}$) e o porto de Hong-Kong ($3.100\text{-}20.000\text{ng.g}^{-1}$) na China, e para o rio Danúbio ($1.000\text{-}40.000\text{ng.g}^{-1}$) na Europa, que foram reportados por Readman et al. (2002) em uma tabela mundial de concentrações. Para estimar a severidade da contaminação devida ao petróleo (petrogênica), alguns indicadores foram propostos por Volkman et al. (1992): i) altas concentrações de hidrocarbonetos totais ($>100\mu\text{g.g}^{-1}$ de sedimento seco); ii) não haver predominância dos n-alcenos com o número de átomos de carbono ímpar sobre os de número átomos de carbono par; iii) distribuições complexas; iv) uma mistura complexa não resolvida (MCNR); v) biomarcadores.

Em todos os testemunhos, os valores do somatório das concentrações foram, em média, diminuindo do topo para o fundo. Nos T1 e T3, pode-se notar visualmente em seus cromatogramas característicos (Figura 9.8) que ocorre um equilíbrio na concentração dos n-alcenos de cadeia par e os de cadeia ímpar na faixa entre C22 a C30. Já nos outros testemunhos, é notada uma dominância, mesmo que pequena, das concentrações dos alcenos de cadeia ímpar sobre os de cadeia par com um máximo no pico do C29.

Os resultados dos perfis do índice preferencial de carbono (IPC) nos testemunhos estão mostrados na figura 9.9. O T1 possui um valor médio de IPC de 1,1. Os demais, T2, T3, T4, T5 e T6, possuem valores médios de 1,4; 1,2; 1,6; 2,1 e 2,2 respectivamente. Valores de IPC próximos de 1 podem indicar contribuição de origem antropogênica nesta fração da matéria orgânica, enquanto que valores maiores, com um máximo de concentração do C29, indicam uma contribuição de matéria orgânica terrestre (Kaplan et al., 1980 apud Readman et al., 2002). Para os mais próximos ao rio Subaé (T5 e T6), pode-se notar que os valores de IPC foram maiores, e apresentando máximo de concentração no C29. Já os T1 e T3, mais próximos do terminal marítimo de Madre de Deus,

mostram uma contribuição antropogênica. Em geral, os valores de IPC parecem indicar uma contribuição antropogênica em todos os testemunhos devido aos baixos valores de IPC apresentados e à distribuição dos compostos no cromatograma.

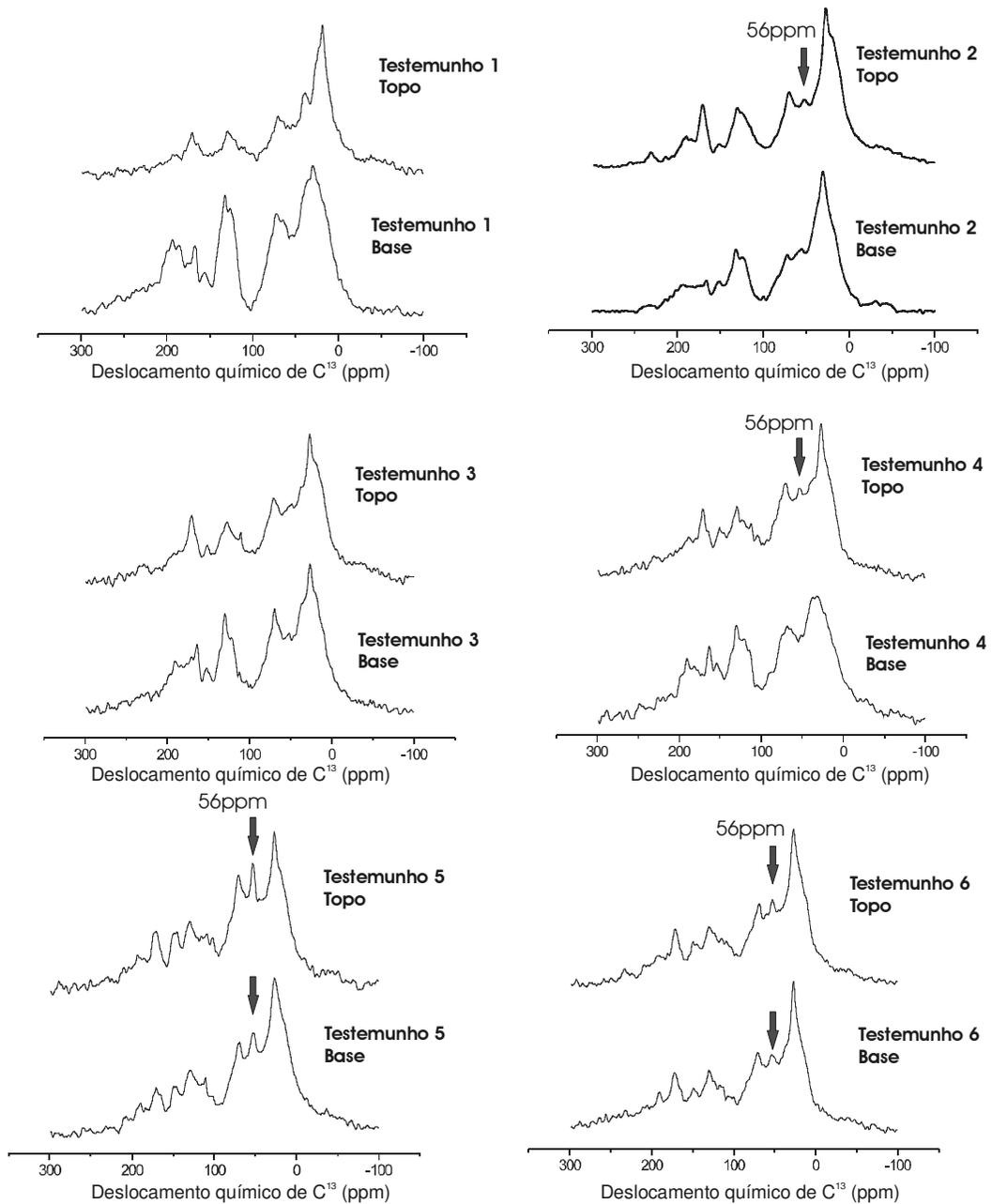


Figura 9.7 - Espectros de Ressonância Magnética Nuclear de ^{13}C no topo e na base dos testemunhos destacando o pico da lignina.

Foram feitas análises de $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos com número de átomos de carbono entre C16 e C30, mas foram expressos apenas os resultados dos n-alcenos entre C22 e C30, pois foram os n-alcenos que tiveram, em média, os sinais mais significativos para todos os testemunhos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$

dos n-alcenos dos T1, T2 e T3 são, de maneira geral, menos negativos do que os valores dos T4, T5 e T6, com pouca variação nos valores médios nos n-alcenos entre C22 e C26 e uma notável diferença nos alcenos entre C27 e C30. Os T1, T2 e T3, que apresentam valores mais enriquecidos em ^{13}C , do que os dos T4, T5 e T6. Os valores médios do $\delta^{13}\text{C}$ dos n-alcenos de C22 a C30 variaram, para todos, de $-35,6$ a $-26,4\%$ em relação ao PDB. Ishiwatari et al. (1994), acharam valores de $\delta^{13}\text{C}$ em n-alcenos de C27 a C33 em um testemunho de sedimento recente entre $-32,9$ e $-28,2\%$ (PDB), próxima daquela encontrada para os valores dos T1, T2 e T3, onde o $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos de C27 a C30 variaram entre $-31,9$ e $29,5\%$. Rieley et al. (1991) registraram valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos de cadeia ímpar de C25 a C33 de sedimentos de um lago variando entre $-35,9$ e $-30,1\%$ (PDB), na mesma faixa dos encontrados para os n-alcenos ímpares de C25 a C30 nos T4, T5 e T6 os quais, aparentemente, sofrem influência de material orgânico do rio Subaé. Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ desses n-alcenos variaram de $-35,6$ a $-31,3\%$. Esta diferença é mais perceptível nos n-alcenos C27 e C30, principalmente, no C29 (Figura 9.10). Collister et al. (1994) determinaram que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ médios de n-alcenos, para plantas do ciclo C3 variaram entre $-38,6$ e $-31,4\%$. Com base nestes valores, pode-se concluir que esta diferença é devida à contribuição de matéria orgânica de origem terrestre, sendo observada principalmente nos n-alcenos C27 e C29 dos testemunhos T4, T5 e T6. O T6, por estar mais próximo ao rio, teve valores de $\delta^{13}\text{C}$ de C29 mais empobrecidos que o T5 que, por sua vez foram mais empobrecidos em relação ao T4. Esta observação denota a importância desta medida como traçador de fluxo de entrada de matéria orgânica terrestre oriunda de desembocaduras de rios.

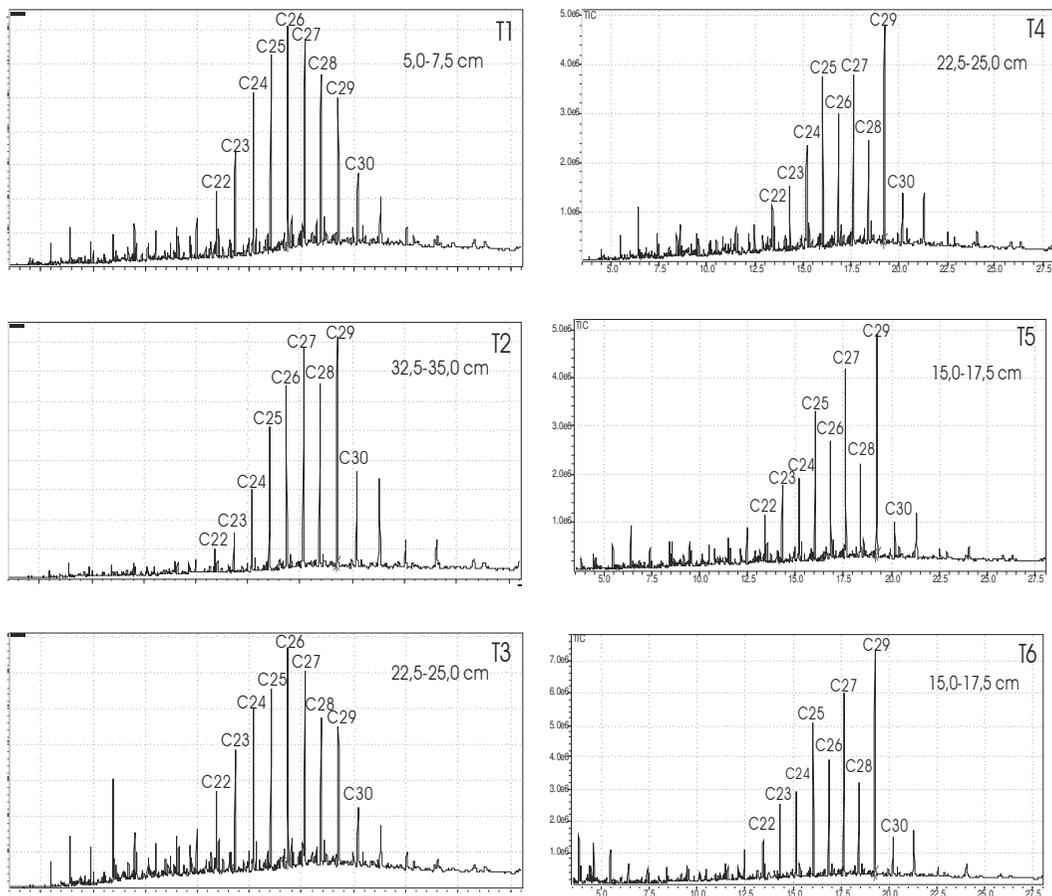


Figura 9.8 - Cromatogramas dos testemunhos com a identificação dos picos usados para o cálculo do índice preferencial de carbono (IPC).

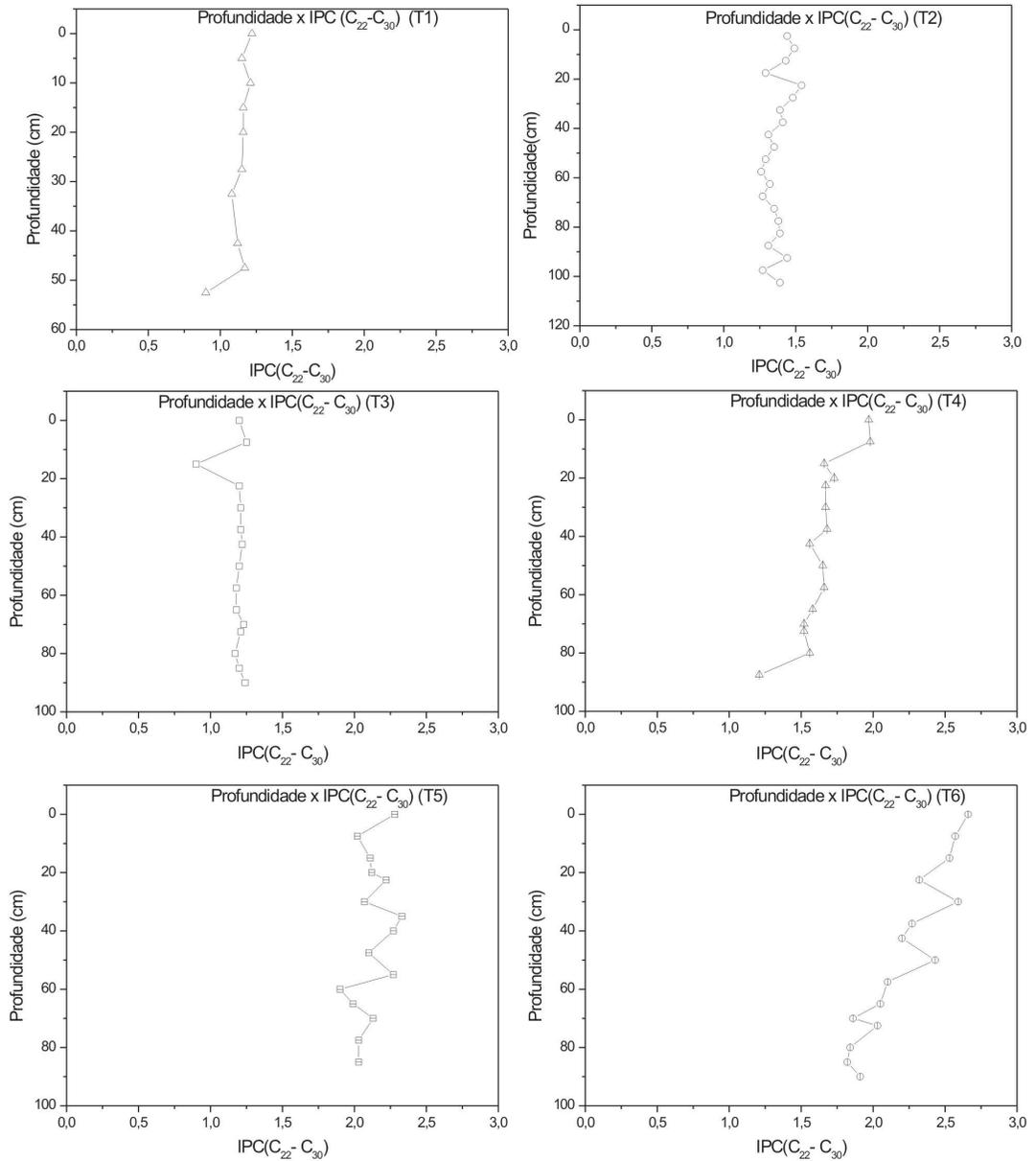


Figura 9.9 - Perfis dos valores de IPC dos testemunhos.

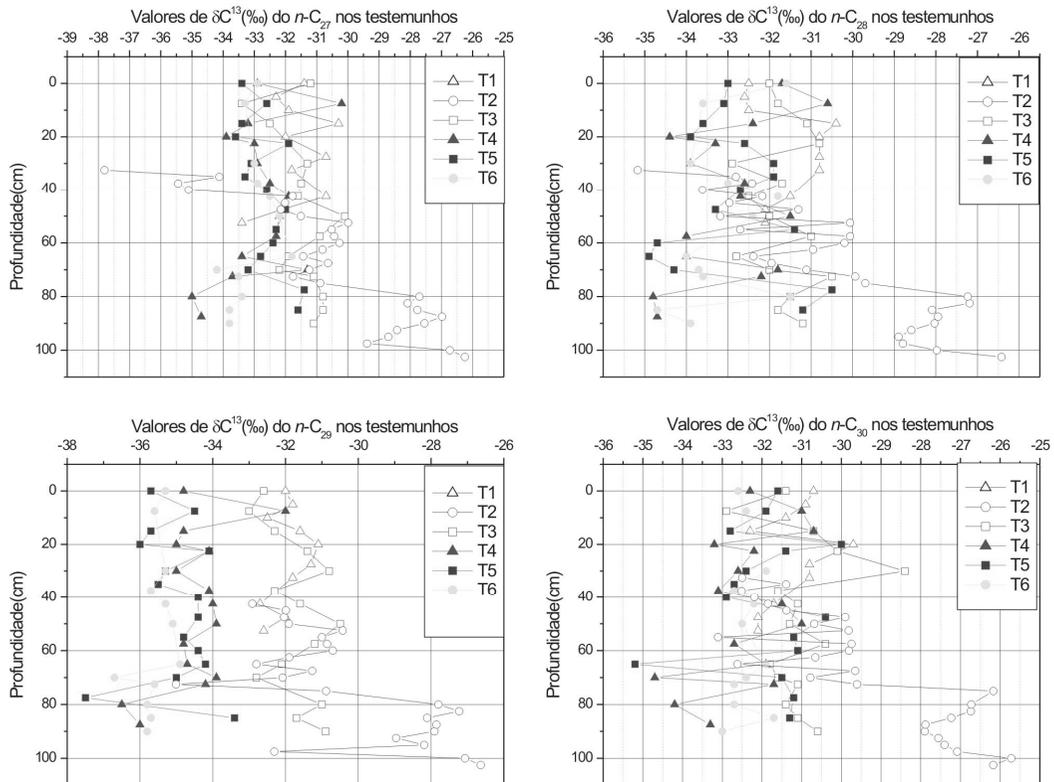


Figura 9.10 - Comportamento dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos com o número de átomos de carbono entre C27 e C30.

V – Conclusões

Os resultados da análise elementar para os T1, T2 e T3 localizados na vizinhança de Mataripe e Madre de Deus, particularmente no conteúdo de COT, sugerem uma variação no regime de sedimentação a uma profundidade em torno de 30-35cm com aumento concentração de COT em direção ao topo. Para os T4, T5 e T6, localizados mais próximos a foz do rio Subaé, não houve indicação de uma mudança no regime de sedimentação.

Os valores de nitrogênio dos T1, T2, T3 e T4 tiveram um comportamento semelhante ao do COT, principalmente no T2. O nitrogênio no T5 mostrou um pequeno crescimento da sua concentração com a profundidade. O comportamento do nitrogênio no T6 é muito diferente do observado nos outros, com um crescimento significativo da concentração com a profundidade, provavelmente devido ao aporte de nitrogênio trazido rio Subaé.

Os valores de enxofre mostraram um aumento de concentração do topo para o fundo dos testemunhos indicando a transição de ambientes menos para mais preservados. O T1 apresentou altos teores de enxofre no topo dos testemunhos indicando influência antropogênica.

As razões C/N indicaram uma origem misturada de matéria orgânica, com contribuição marinha e continental, o gráfico N versus COT para T1, T2, T3 e T4 mostraram um valor de COT/N em torno de 10. O coeficiente linear da reta do gráfico indica uma pequena contribuição de nitrogênio inorgânico em relação ao total.

A razão C/S decresce com a profundidade nos testemunhos de T2 a T6, alcançando valores abaixo de 2,8 que são característicos de ambientes anóxicos. Este comportamento se deve basicamente a condições mais anóxicas e à melhor preservação da matéria orgânica no passado. A diminuição da razão C/S sugere que, quando depositada, a matéria orgânica se encontrava mais

dentro da zona de redução de sulfato na época de sedimentação da base do que na época de sedimentação do topo. Valores acima de 2,8 são característicos de ambientes oxidantes, os quais degradam a matéria orgânica mais rapidamente.

Os dados de RMN ^{13}C indicam maiores concentrações de carbono alifático típico de sedimentos costeiros. Os espectros de topo e de fundo dos testemunhos T5 e T6 têm uma significativa contribuição de lignina, evidente no pico de $56\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do carbono metoxil, indicando contribuição de matéria orgânica de origem terrestre.

Os T1 e T3, retirados próximos ao terminal de Madre de Deus, mostram equilíbrio entre as concentrações de n-alcenos de cadeia par e ímpar, com valores de IPC próximos da unidade. Estes valores podem indicar contribuição antrópica nos testemunhos. No T2, retirado em frente à refinaria e perto do rio Mataripe, o valor médio do IPC é maior que os anteriores. Nos T4, T5 e T6, situados do outro lado de Madre de Deus, nas proximidades do antigo campo D. João e do rio Subaé, tiveram os valores médios de IPC maiores que os demais. Os valores destes testemunhos aumentaram à medida que eles estavam localizados mais próximos ao rio indicando a influência da matéria orgânica de origem terrestre.

Os valores do $\delta^{13}\text{C}$ nos n-alcenos com número de átomos de carbono entre C22 e C30 mostram, em média, um empobrecimento em ^{13}C dos T4, T5 e T6 com relação aos demais, sendo mais evidente nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos de C27 a C30. Como a matéria orgânica de origem terrestre é mais empobrecida em $\delta^{13}\text{C}$ do que a marinha houve uma maior contribuição da origem terrestre nestes testemunhos por estarem mais próximos do rio Subaé. O C29 teve um empobrecimento mais destacado, mostrando que sua medida pode ser usada como traçador de fluxo de matéria orgânica terrestre.

Relacionando os espectros de RMN com os de IPC e os $\delta^{13}\text{C}$ do C29, pode-se notar que a presença da lignina detectada nos espectros de topo e fundo dos testemunhos T5 e T6 e nos espectros de topo dos testemunhos T2 e T4 coincide com valores de IPC mais altos nestes testemunhos e com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ no C29 mais empobrecidos nos testemunhos T4, T5 e T6; reforçando a contribuição de matéria orgânica terrestre nos mesmos.

Considerando uma taxa de sedimentação média obtida para esta região da BTS de $6,9\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$, a maioria dos eventos registrados coincide com o início da industrialização na baía nos anos 50.

VI – Agradecimentos

Os autores agradecem a Rede Cooperativa em Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas – RECUPETRO, ao CNPq e a CAPES pelo apoio financeiro a esta pesquisa.

VII - Referências

- Adam, P., P. E. e Albrech, P. 1998. Photochemical sulfurization of sedimentary organic matter: A widespread process occurring at early diagenesis in natural environments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **62**:265-271.
- Argollo, R. M. 2001. *Cronologias de sedimentação recente e de deposição de metais pesados na Baía de Todos os Santos usando Pb^{210} e Cs^{137}* . Tese de Doutorado. Centro de Pesquisas em Geofísica e Geologia da Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- Bence A. E., Kvenvolden K. A. and Kennicutt M. C. 1996. Organic geochemistry applied to environmental assessments of Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill – a review. *Org. Geochem* **24**: 7-42.
- Berner, R. & Raiswell, R. 1983. Burial of organic carbon and pyrite sulfur in sediments over Phanerozoic time: a new theory. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47**:855-862.
- Berner, R. A. e Raiswell, R. 1984. C/S method for distinguishing freshwater from marine sedimentary rocks. *Geology*, **12**:365-368.

- Berner, R. A. 1989. Biogeochemical cycles of carbon and sulfur and their effect on atmospheric oxygen over Phanerozoic time. *Paleogeography, Paleoclimate and Paleoecology*, **75**:97-122.
- Bordovskiy, O. K. 1965. Accumulation of organic matter in bottom sediments. *Marine Geology*, **3**:33-82.
- Burone, L.; Muniz, P.; Pires-Vanin, A. M. S. e Rodrigues, M. 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil). *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, **75**(1):77-90.
- Bloch, F., Hansen, W. W., Packard H. E. 1946. Nuclear Induction, *Phys. Rev.* **69**, 127.
- Collister, J. W.; Rieley, G.; Stern, B.; Eglinton, G. e Fry, B. 1994. Compound-specific $\delta^{13}\text{C}$ analyses of leaf lipids from plants with differing carbon dioxide metabolisms. *Org. Geochem.* **21**:619-627.
- Desmukh AP, Chefetz B and Hatcher P.G. 2001. Characterization of organic matter in pristine and contaminated coastal marine sediments using solid-state ^{13}C NMR, pyrolytic and thermochemolytic methods: a case study in San Diego harbor area. *Chemosphere* **45**: 1007-1022.
- Hatcher, P. G.; Breger, I. A.; Dennis, L.W.; Maciel, G.E. 1983. ^{13}C NMR of sedimentary humic substances: new revelations on their chemical composition. In: Gjessing, E. T.; Christman, R.F. *Aquatic and terrestrial humic materials*. Ann Harbor, USA: Ann Harbor Science Publishers, p 37-82.
- Hatcher, P.G.; Rowan, R.; Mattingly, M. A. 1980. ^1H and ^{13}C NMR of marine humic acids. *Org. Geochemistry*, (2):77-85.
- Hedges, J.I. and Oades, J.M. 1997. REVIEW PAPER-Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Org Geochem* **27**: 319-361.
- Holtvoeth, J.; Wagner, T. e Schubert, C. J. 2003. Organic matter in river-influenced continental margin sediments: The land-ocean and climate linkage at the Late Quaternary Congo fan (ODP site 1075), *Geochemistry Geophysics Geosystems*, **4**(12):1-27.
- Ishiwatari, R.; Uzaki, M. e Yamada, K. 1994. Carbon isotope composition of individual n-alkanes in recent sediments, *Org. Geochem.*, **21**:801-808.
- Leventhal, J. 1983. An interpretation of carbon and sulfur relationships in Black Sea sediments as indicators of environments of deposition., *Geochimica and Cosmochimica Acta*, **47**:133-137.
- Luckge, A.; Ercegovac, M.; Strauss, H. e Littke, R. 1999. Early diagenetic alteration of organic matter by sulfate reduction in Quaternary sediments from the Northeastern Arabian Sea. *Marine Geology*, **158**:1-13.
- Machado, J. C. V., 1996. *Estudo do Grau de contaminação por hidrocarbonetos nos sedimentos da Baía de Todos os Santos*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química da Universidade Federal da Bahia.
- Neto, A.R.P. 2000. *Estudo geoquímico em sedimentos do trecho Oceano Atlântico de Salvador (BA) ao Cabo de São Tomé (RJ)*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia.
- Okuda, T., Kumata, H., Naraoka, H., Ishiwatari, R., Takaoda, H. 2002. Vertical distribution and $\delta^{13}\text{C}$ compositions of PAHs in Chidorigafuchi Moat sediment, Japan. *Organic Geochemistry*. **33**: 843-848.
- Raiswell, R. & Berner, R. 1985. Pyrite formation in euxinic and semi-euxinic sediments. *American Journal of Science*, **285**:710-724.
- Readman, J. W., Fillmann, G., Tolosa I., Bartocci, J., Villeneuve, J. P., Catinni, C., Mee L. D. 2002. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 48-62.
- Rieley, G.; J., C. R.; Jones, D. M.; Eglinton, G.; Eakin, P. A. e Fallick, A. E. 1991. Sources of sedimentary lipids deduces from stable carbon analyses of individual compounds., *Nature*, **352**:425-427.
- Saito, Y.; Nishimura, A. e Matsumoto, E. 1989. Transgressive sand sheet covering the shelf and upper slope off Sendai, Northeast Japan. *Marine Geology*, **89**:249-258.
- Santos, V. L. C. S. 1993. Biogeochemistry of Deep Ocean sediments from Porcupine abyssal plain in the North-Eastern Atlantic. *Ph.D.thesis*, University of Liverpool, Liverpool-U.K.

- Silverman, S. R., and Epstein, S. 1958. Carbon isotopic compositions of petroleum and other sedimentary organic materials. *Am. Assoc. Petroleum Bull.*, **42**: 998-1012.
- Simpson, M. J.; Chefetz, B.; Deshmukh, A. P. e Hatcher, P. G. 2005. Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon distribution and sedimentary organic matter characteristic in contaminated, coastal sediments from Pensacola Bay, Florida. *Marine Environmental Research*, **59**:139-163.
- Stein, R. 1991. Accumulation of organic carbon in marine sediments. Results from the deep sea drilling project/ocean drilling program. *Lecture Notes in Earth Sciences*, **34**:217p.
- Venturini, N. e Tommasi, L. R. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **48**: 97-107.
- Volkman, J. K.; Holdsworth, D. G.; Neil, G. P. e Bavor Jr, H. J. 1992. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. *The Science of the Total Environment*, **112**: 203-219.
- Zegouagh, Y.; Derenne, S.; Largeau, C.; Bertrand, P.; Sicre, M.; Saliot, A.; Rousseau, B.1998. Refractory organic matter in sediments from the northwest African upwelling system: abundance, chemical structure and origin. *Org. Geochemistry*, (30):83-89.

CAPÍTULO 10

USO DO GPR NO DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE ÁREAS IMPACTADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS

*Sandro Lemos Machado
Iara Brandão de Oliveira
Marco Antonio Barsottelli Botelho
Tiago Costa Dourado
Miriam de Fátima Carvalho*

O diagnóstico ambiental de uma área com ocorrência de hidrocarbonetos em subsuperfície, deve contemplar, necessariamente, a investigação de todas as quatro fases nas quais os hidrocarbonetos se particionam no meio poroso: fase livre ou imiscível, dissolvido na fase aquosa, adsorvido na fase sólida e fase vapor. As fases fluidas presentes no meio poroso normalmente se apresentam dissolvidas, em diferentes graus, nas demais fases, em função de suas características físico-químicas e das condições ambientais, em subsuperfície. A despeito de boa parte dos hidrocarbonetos fluidos serem considerados imiscíveis, ou seja, capazes de formar uma fase livre em separado da água, ao entrar em contato com o solo, esta fase passa a sofrer partições, passando a existir no ar intersticial sob influência da pressão de vapor do fluido e da temperatura; na água, em função de seu limite de solubilidade; e adsorvido na fase sólida em função das energias de superfície do líquido e dos grãos da matriz porosa, fenômeno denominado comumente de molhabilidade do fluido. A fase gasosa é normalmente o fluido menos molhante, enquanto o conteúdo de matéria orgânica presente na fase sólida é uma importante variável afetando a hierarquia da molhabilidade água/fase livre de hidrocarbonetos. Assim sendo, quando da realização de uma investigação ambiental, as questões abaixo são normalmente efetuadas:

- a) quais contaminantes estão presentes e em que concentração se encontram;
- b) qual a origem dos mesmos e de que forma foram liberados em subsuperfície;
- c) qual a distribuição espacial dos contaminantes e, onde estão localizados, com relação aos compartimentos do solo (água, ar e partículas sólidas);
- d) quais fases estão presentes em subsuperfície; e,
- e) qual a direção de fluxo das fases móveis, lembrando que, fases consideradas imóveis, podem ser liberadas, posteriormente, em função de mudanças nas condições ambientais em subsuperfície.

Na tentativa de responder todas estas questões, uma investigação ambiental de subsuperfície pode se tornar uma tarefa complexa, e do seu sucesso ou fracasso dependem a qualidade do diagnóstico efetuado e a escolha das melhores metodologias de remediação. Durante a investigação devem-se adotar cuidados especiais, devido ao risco de expandir a zona contaminada, por exemplo, criando-se caminhos preferenciais de migração dos contaminantes ao se realizar sondagens geotécnicas tradicionais através de perfurações no terreno. A mobilização dos contaminantes durante a investigação do local pode aumentar o risco de contaminação do solo e das águas subterrâneas em áreas habitadas, à jusante do local investigado, ou mesmo interferir na qualidade da análise dos dados obtidos durante a investigação.

Devido ao risco envolvido na utilização de técnicas destrutivas (ex. sondagens) é recomendável, onde possível, o uso de técnicas não invasivas (ex. métodos geofísicos de superfície). A informação resultante da aplicação destes métodos pode ser utilizada para formular e refinar o modelo conceitual do transporte do contaminante, bem como, se necessário, para precisar a localização e utilização de técnicas destrutivas. Nessa fase do processo investigativo, é igualmente importante o levantamento das informações correspondentes às condições geológicas do local, para estabelecer um adequado modelo conceitual do local e caracterização da área contaminada.

I - Revisão teórica

O radar de penetração do solo (GPR)

Dentre as técnicas de investigação rasa do subsolo, a técnica do GPR (*Ground Penetration Radar*) ou Radar Penetrante no Solo, é uma das que mais atenção vem merecendo, sendo hoje uma das mais difundidas ferramentas da geofísica aplicada. Este método vem sendo aplicado com relativo sucesso em projetos de implantação de dutos subterrâneos, na detecção da profundidade do nível freático, em estudos de contaminação de águas subterrâneas, no estudo da integridade de estruturas e na detecção de espaços vazios em diversas circunstâncias, tais como espaços vazios sob a camada asfáltica e espaços vazios em estruturas de concreto (Grandjean et al, 2000 e Reppert et al, 1998).

O método de investigação empregado pelo GPR faz uso da emissão contínua de pulsos eletromagnéticos (espectros com frequências variando entre 10 e 2500 MHz) e recepção dos sinais refletidos nas estruturas ou interfaces em subsuperfície. Os sinais são emitidos e recebidos através de antenas dispostas na superfície do solo. As medidas de tempo de percurso das ondas eletromagnéticas são efetuadas ao longo de uma linha e, quando justapostas lado a lado, fornecem uma imagem detalhada do subsolo ao longo do perfil estudado. As mudanças nas propriedades elétricas fazem com que o sinal seja tanto refletido como refratado. As ondas refletidas em diferentes interfaces são recebidas pela antena receptora colocada na superfície do terreno. A energia refletida é registrada em função do tempo de percurso, sendo, a mesma, amplificada, digitalizada e gravada em um microcomputador portátil para posterior processamento, cujo resultado final é uma imagem de alta resolução que permite identificar as diversas interfaces presentes no local.

A utilização do GPR, contudo, está condicionada à profundidade de penetração do sinal no solo, que é função das propriedades elétricas dos terrenos (condutividade ou resistividade elétrica). Em solos de baixa condutividade (a exemplo das areias), o sinal de radar pode atingir profundidades superiores a 20 metros. Por outro lado, em solos argilosos, normalmente bons condutores, devido ao excesso de íons em sua superfície, a penetração do sinal de radar pode ser reduzida para valores inferiores a 1 metro. Outro fator importante é a resolução dos sinais, que depende da frequência das ondas eletromagnéticas emitidas. Ondas de comprimentos menores possibilitam uma melhor resolução nos sinais, atingindo, contudo, menores profundidades. Para aqueles que tenham interesse, maiores detalhes sobre o método podem ser encontrados em Davis & Annan (1989). A equação 1 é normalmente utilizada para cálculo da velocidade de propagação de uma onda eletromagnética em um meio.

$$v = \frac{1}{\sqrt{\frac{\mu \epsilon}{2} \cdot \left(\sqrt{1 + \frac{\sigma^2}{\omega^2 \cdot \epsilon^2}} + 1 \right)^{\frac{1}{2}}}} \quad (1)$$

Na equação (1), μ é a permeabilidade magnética do meio, ϵ é a sua permissividade; σ é a condutividade elétrica do meio; e ω a frequência do pulso magnético empregado. A permissividade do meio (ϵ) pode ser calculada pela equação (2) apresentada a seguir:

$$\epsilon = \epsilon_0 \cdot \epsilon_r \quad (2)$$

Nesta equação, ϵ_0 corresponde à permissividade do ar e ϵ_r corresponde à constante dielétrica relativa do meio. Para o vácuo, os valores obtidos para μ e ϵ são, respectivamente, $4\pi \times 10^{-7}$ Tesla.m/Ampere e $8,8541 \text{ Coulomb}^2/\text{N.m}^2$.

Para meios com baixa condutividade elétrica, ou, quando os pulsos empregados são de alta frequência, o que ocorre para a maior parte das antenas de radar, a equação (1) assume uma forma mais simplificada:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\mu\epsilon}} \quad (3)$$

Para uma grande parcela dos casos, a velocidade de propagação da onda no meio, dada pela equação (3), irá ser uma função exclusiva da sua constante dielétrica (ϵ), desde quando, a grande maioria dos minerais possui permeabilidade magnética relativa (μ) em torno da unidade, a não ser para o caso de alguns minerais ferrosos como a magnetita ou a pirrotita. Assim sendo, para o cálculo da velocidade de pulsos eletromagnéticos de alta frequência em meio não muito condutor, a expressão geralmente utilizada é a equação (4), onde c corresponde à velocidade da luz no vácuo, considerada igual a 30 cm/ηs.

$$v = \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r}} \quad (4)$$

Como o solo é constituído de diferentes fases, cada qual com diferentes características eletromagnéticas, a velocidade e a forma como o pulso eletromagnético se propaga em subsuperfície será função de uma espécie de média das características de todos os seus componentes. O estudo da velocidade de propagação dos pulsos eletromagnéticos em subsuperfície pode ser uma importante ferramenta na análise dos resultados obtidos com o GPR.

Propagação dos pulsos de radar em subsuperfície

Durante uma investigação do subsolo com o GPR, a disposição das antenas varia em função da resposta pretendida com o teste. A disposição mais simples das antenas é aquela em que a distância entre as antenas transmissora e receptora é mantida constante. Os radargramas assim obtidos são denominados de perfis de “*offset*” constante ou perfis de reflexão. Entre as aplicações mais usuais deste tipo de arranjo de antenas pode-se citar o levantamento de perfis geotécnicos e geológicos, detecção de anomalias, localização do nível do lençol freático, etc.

A figura 10.1 apresenta um esquema de realização de um radargrama de reflexão ou de “*offset*” constante. Conforme se pode observar, a distância (d), entre as antenas transmissora e receptora, permanece a mesma.

Note-se como um elemento (ou um objeto pontual) perpendicular ao plano do radargrama é detectado utilizando-se esta técnica. À medida que se aproxima do objeto, perpendicular à seção da figura 10.1, a distância média percorrida pelo pulso eletromagnético, em princípio diminui, ao ser refletido pelo mesmo, passando a aumentar a partir da posição 2. Portanto, essa posição 2 representa o ponto de menor percurso, sendo que o tubo é percebido neste ponto em um menor tempo. A equação (5) apresenta a relação entre a distância horizontal do centro das antenas ao centro do objeto e o tempo decorrido entre a emissão do pulso e a recepção do mesmo pela antena receptora.

Na equação (5), T_o^2 corresponde ao tempo de ida e volta até o topo do objeto; V corresponde à velocidade média de propagação do pulso eletromagnético da superfície do terreno até o topo do objeto. Desta forma, a hipérbole apresentada no radargrama pode ser ajustada, por exemplo, por mínimos quadrados, de forma a obter os valores de T_o^2 e V . A profundidade do topo do tubo pode ser determinada através da equação (6) apresentada a seguir.

$$T(x)^2 = T_o^2 + \frac{x^2}{V^2} \quad (5)$$

$$Z = \frac{V \cdot T_o}{2} \quad (6)$$

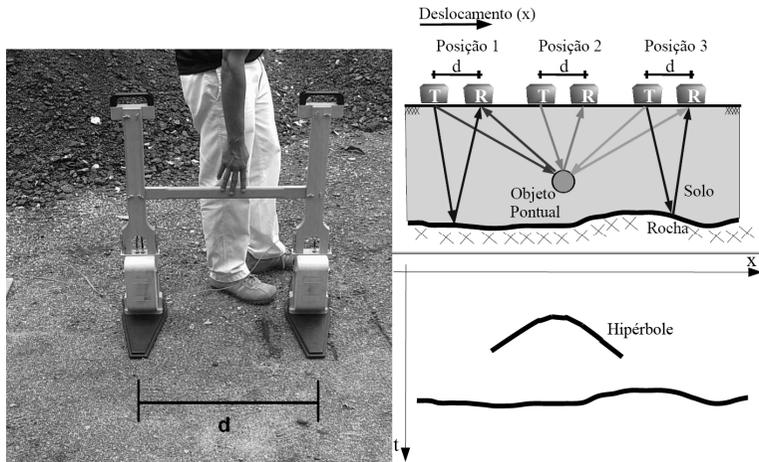


Figura 10.1 – Técnica de execução de ensaio utilizada para a construção do radargrama de reflexão. Fonte (Amparo, 2006).

No estudo da velocidade de propagação dos pulsos eletromagnéticos em subsuperfície, o tempo de percurso dos pulsos deve ser analisado em detalhe, o que normalmente se faz através da realização de ensaios de radar do tipo ponto médio comum (*Constant Mid Point, CMP*). Neste ensaio, as antenas receptora e transmissora são afastadas simetricamente de um ponto médio, de modo que a interface entre duas camadas horizontais irá aparecer no radargrama como uma hipérbole. A figura 10.2 apresenta o esquema de realização de um ensaio do tipo CMP, em um local onde aparece uma camada horizontal situada a uma profundidade Z da superfície do terreno.

Conforme apresentado na figura 10.2, o espaçamento entre as antenas transmissora e receptora, definido como x' , varia durante o ensaio. A camada horizontal apresentada na figura 10.2 deverá aparecer no radargrama como uma hipérbole, que também satisfaz à equação (5). No entanto, quando as camadas possuem um ângulo de mergulho não nulo, por exemplo, a equação (5) não mais satisfará à hipérbole gerada. Portanto, a qualidade da hipérbole gerada e a equação resultante será uma função da continuidade horizontal do terreno. No caso da existência de diversos pontos de reflexão, a velocidade de propagação do pulso, em cada camada, pode ser obtida pela fórmula de Dix (1995), dada pela equação (7).

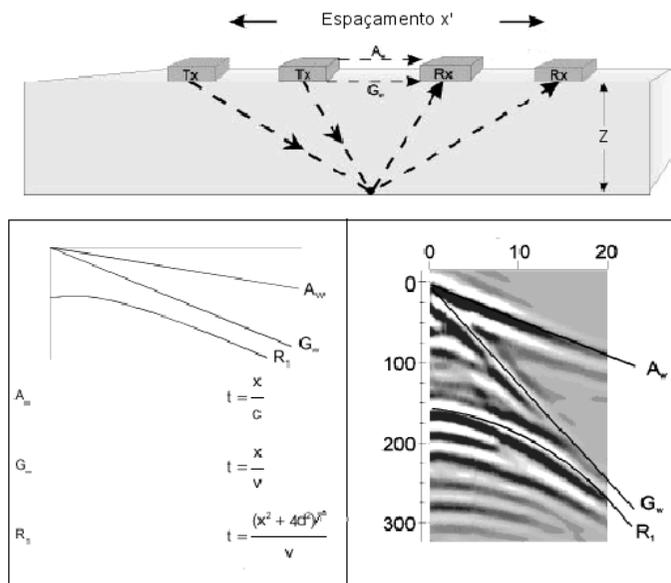


Figura 10.2 – Eventos idealizados dos tempos de chegada em função da separação das antenas em sondagens do tipo CMP.

$$V_n = \frac{V_{m,n}^2 \cdot T_{total,n} - V_{m,n-1}^2 \cdot T_{total,n-1}}{T_{total,n} - T_{total,n-1}} \quad (7)$$

Na equação (7), V_n corresponde a velocidade de propagação do pulso eletromagnético na camada n ; $V_{m,n}$ corresponde à velocidade média de propagação até a base da camada n ; $T_{total,n}$ corresponde ao tempo total de percurso, ida e volta, até a base da camada n ; $V_{m,n-1}$ e $T_{total,n-1}$ têm significados análogos aos termos $V_{m,n}$ e $T_{total,n}$, para o caso da camada $n-1$. Por outro lado, a espessura (ΔZ_n) da camada n , é dada pela equação (8).

$$\Delta Z_n = \frac{V_n \cdot (T_{total,n} - T_{total,n-1})}{2} \quad (8)$$

Diversos autores têm relatado o uso do GPR para diagnóstico do nível do lençol freático, medidas de umidade, medidas de salinidade e diagnóstico da presença de hidrocarbonetos em subsuperfície (Nakashima et al., 2001; Huisman, et al. 2001; e Saarenketo, 1998). Na maioria dos trabalhos em que são efetuadas medidas da quantidade relativas dos fluidos presentes nos interstícios do solo, é adotada a técnica de ensaio GPR do tipo CMP. Neste caso, o tratamento dos dados é similar àquele empregado na técnica de Refletometria no Domínio do Tempo (*Time Domain Reflectometry* - TDR). Os trabalhos pioneiros sobre a aplicação desta técnica foram publicados por Topp et al. (1985) e Topp (1987). Algumas experiências brasileiras com TDR podem ser encontradas em Conciane et al. (1996).

A velocidade média de percolação do pulso eletromagnético pelo solo será uma média da velocidade de percolação em cada uma de suas fases, ponderada por índices físicos que retratem a proporção relativa de cada componente. Além disto, as fases água e ar podem trazer consigo substâncias dissolvidas, que acabam por alterar as suas propriedades eletromagnéticas. Assim é o caso, por exemplo, da presença de íons dissolvidos na água, que acabam por exercer uma enorme influência nos valores de condutividade elétrica do fluido. Para o caso de locais contaminados por hidrocarbonetos, os quais são de natureza imiscível, há a formação de uma fase fluida adicional, além da dissolução do material no ar e na água e de sua absorção pelas partículas sólidas.

Existem trabalhos na literatura que estabelecem relações entre velocidade de propagação do pulso de uma onda, sísmica ou eletromagnética, com diferentes propriedades do material em estudo (Greaves, et al., 1996; Parkhomenko, 1967; Wyllie, 1958). Wyllie (1958), por exemplo, estabeleceu uma relação entre a velocidade de propagação da onda acústica em um meio bifásico (solo saturado) com a porosidade (n).

$$\frac{1}{V} = \frac{n}{V_w} + \frac{1-n}{V_s} \quad (9)$$

Na equação 9, n corresponde à porosidade do material, V_w corresponde à velocidade de propagação do pulso na água e V_s corresponde à velocidade de propagação do pulso nas partículas sólidas. Conforme se pode observar, trata-se da adoção da média harmônica das velocidades dos trechos percorridos pelo pulso eletromagnético, através das partículas sólidas e da água intersticial.

A equação 10, de CRIM (Complex Refractive Index Method) é uma equação semi-empírica que relaciona a constante dielétrica de um meio não saturado com a sua porosidade, n , e grau de saturação, S_r :

$$\sqrt{\epsilon_r} = n S_r \sqrt{\epsilon_{rw}} + (1-n) \sqrt{\epsilon_{rs}} + n (1-S_r) \sqrt{\epsilon_{rar}} \quad (10)$$

Onde ϵ_r , ϵ_{rw} , ϵ_{rs} e ϵ_{rar} , são, respectivamente, a constante dielétrica relativa do meio, a constante dielétrica relativa da água, a constante dielétrica relativa das partículas sólidas e a constante dielétrica relativa do ar, normalmente adotada como igual a unidade: $\epsilon_{rar} = 1$.

Na equação (11), a umidade volumétrica do solo, definida como a relação entre o volume de água e o volume total da amostra, é calculada em função da constante dielétrica relativa do meio. Segundo Topp et al. (1985) a equação abaixo pode ser utilizada para a grande maioria dos solos.

$$\theta = -5,3 \cdot 10^{-2} + 2,92 \cdot 10^{-2} \cdot \epsilon - 5,5 \cdot 10^{-4} \cdot \epsilon^2 + 4,3 \cdot 10^{-6} \cdot \epsilon^3 \tag{11}$$

Segundo Dourado et al. (2004), o conhecimento das partições de energia nas interfaces em subsuperfície se constitui em uma outra ferramenta de análise de grande importância, tanto para os métodos acústicos como eletromagnéticos. As análises da Variação da Amplitude com o Offset (AVO) são rotineiramente aplicadas nos estudos sísmicos, principalmente na exploração de hidrocarbonetos, no intuito de se obter propriedades físicas do meio. Existem diversos trabalhos neste campo, nos quais o GPR é utilizado seja empregando modificações das equações de Zoeppritz (Cai e Mcmechan, 1995), seja empregando os coeficientes de reflexão de Fresnel (Reppert et al., 2000). Entretanto, a compreensão limitada do padrão de radiação dos pulsos eletromagnéticos, para os sistemas atuais de GPR, em campo-próximo, tem dificultado a obtenção de resultados mais promissores seguindo os conceitos de AVO (Radzevicius et al., 2003).

Os radargramas gerados a partir dos levantamentos com o GPR, da mesma forma que os sismogramas, nada mais são que matrizes de números, onde cada elemento desta matriz $a_{i,j}$, corresponde à amplitude do sinal refletido, em um ponto de amostragem temporal pertencente a um determinado traço captado pela antena receptora. Nesta abordagem, a amplitude dos sinais de radar é reduzida aos limites de reflexão dependendo do contraste das propriedades elétricas dos meios. O coeficiente de reflexão em uma interface sob incidência normal é:

$$R = \frac{\epsilon_1^{0,5} - \epsilon_2^{0,5}}{\epsilon_1^{0,5} + \epsilon_2^{0,5}} \tag{12}$$

onde, ϵ_1 e ϵ_2 são as constantes dielétricas relativas para os meios 1 e 2, respectivamente. A energia de reflexão do sinal é $|R|^2$ (Davis e Annan, 1989). As amplitudes das ondas refletidas dependem do ângulo de incidência do raio e das propriedades elétricas dos diferentes meios. Como mostra a figura 10.3, quando as ondas eletromagnéticas incidem obliquamente entre dois meios, a onda incidente (vinda do meio 1) forma um ângulo ϑ_i com relação à reta normal à interface e que contém o ponto de incidência.

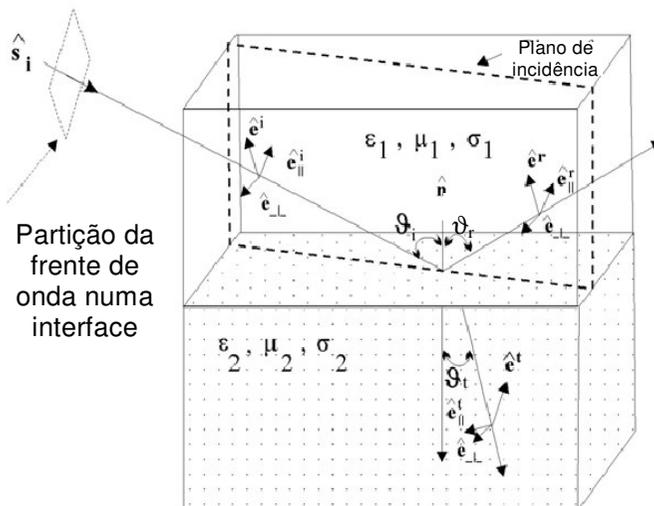


Figura 10.3 - Esquema de partição da frente de onda numa interface plana. Fonte: Daniels (2003).

Conforme mostra a figura 10.3, a onda refletida (viajando no meio 1) forma um ângulo ϑ_r com a mesma reta e a onda transmitida (refratada) faz um ângulo ϑ_t com a mesma reta referenciada. Neste contexto, é possível ocorrer dois casos de polarização das ondas eletromagnéticas, o perpendicular e o paralelo. No primeiro momento, o campo elétrico é dito polarizado perpendicularmente, onde o campo elétrico, paralelo à maior dimensão da antena, é perpendicular ao plano de incidência (ver a figura 10.4a); e no segundo, o campo elétrico é dito polarizado paralelamente, onde o campo elétrico é paralelo ao plano de incidência (ver a figura 10.4b).

As relações de amplitude das ondas incidentes obliquamente, são conhecidas como coeficientes de reflexão de Fresnel. Os coeficientes de reflexão (e transmissão) de Fresnel quantificam o comportamento das amplitudes dos campos eletromagnéticos ao cruzarem uma interface entre dois materiais de propriedades elétricas distintas. Jordan e Balmain (1968) dão maiores detalhes sobre o desenvolvimento matemático destes coeficientes. Duas soluções matemáticas são dadas: a equação (13), para a incidência perpendicular; e a equação (14), para a incidência paralela.

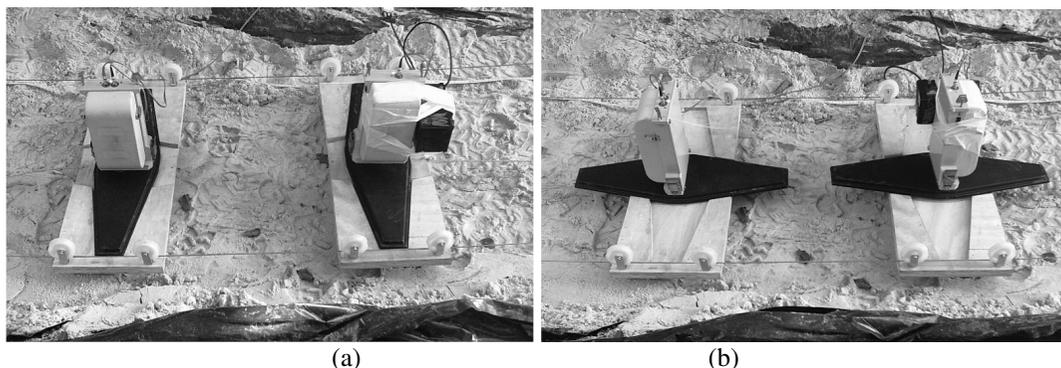


Figura 10.4 - Principais padrões de polarização das antenas: (a) arranjo de aquisição CMP seguindo o padrão de polarização perpendicular das antenas; e (b) polarização paralela. Fonte: Dourado (2004)

$$R_{\perp} = \frac{\cos \vartheta_i - \left(\sqrt{\frac{\varepsilon_2}{\varepsilon_1}} \sqrt{1 - \left(\frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2} \sin^2 \vartheta_i \right)} \right)}{\cos \vartheta_i + \left(\sqrt{\frac{\varepsilon_2}{\varepsilon_1}} \sqrt{1 - \left(\frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2} \sin^2 \vartheta_i \right)} \right)} \quad (13)$$

$$R_{\parallel} = \frac{-\cos \vartheta_i + \left(\sqrt{\frac{\varepsilon_2}{\varepsilon_1}} \sqrt{1 - \left(\frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2} \sin^2 \vartheta_i \right)} \right)}{\cos \vartheta_i + \left(\sqrt{\frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2}} \sqrt{1 - \left(\frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2} \sin^2 \vartheta_i \right)} \right)} \quad (14)$$

Em geral, os coeficientes de reflexão e transmissão são quantidades complexas, e suas amplitudes e fases são funções do ângulo de incidência. Na polarização paralela, o coeficiente de reflexão é igual a zero para um específico ângulo de incidência, conhecido como ângulo de Brewster, dado pela equação 15:

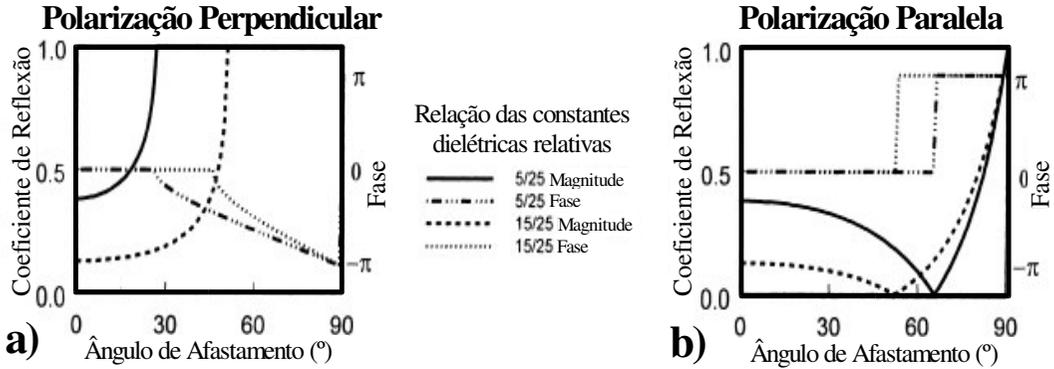
$$\vartheta_B = \arctan \left(\sqrt{\frac{\varepsilon_2}{\varepsilon_1}} \right) \quad (15)$$

A figura 10.5 mostra que o ângulo de Brewster só ocorre para o caso de disposição paralela das antenas.

Quando o valor do coeficiente de Fresnel é unitário este se encontra no ângulo crítico, o que indica total reflexão da energia incidente. Igualando a equação (14) à unidade, chega-se à equação 16 que calcula o ângulo crítico:

$$\theta_c = \text{asin}\left(\sqrt{\frac{\epsilon_2}{\epsilon_1}}\right) \tag{16}$$

Baixa sobre alta permissividade



Alta sobre baixa permissividade

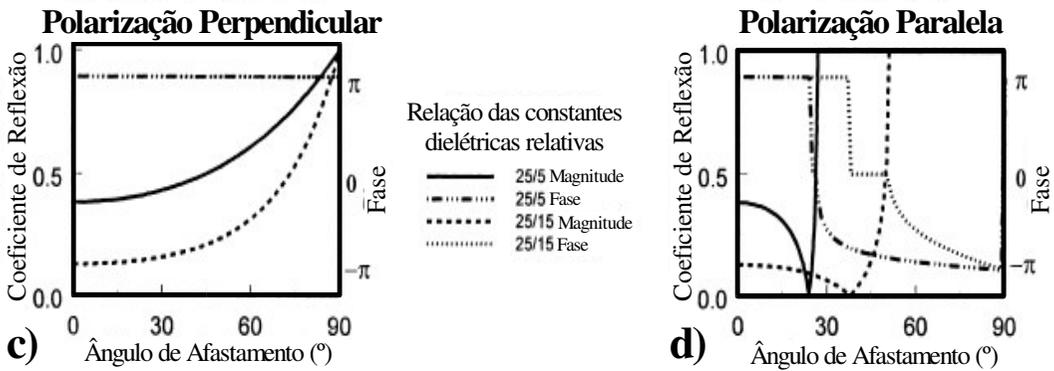


Figura 10.5 – Magnitude e fase dos coeficientes de reflexão de Fresnel entre dois meios com constantes dielétricas diferentes. Fonte: Reppert et al. (2000).

II. Fundamentação e usos

Fundamentos teóricos da abordagem utilizada

Conforme salientado anteriormente, quando o material a ser investigado pelo GPR é o solo, a velocidade de propagação do pulso eletromagnético irá variar em função de uma diversidade de parâmetros ou propriedades de todas as fases presentes. Ou seja, a velocidade de propagação da onda no ar, água e partículas sólidas obedecerá às propriedades específicas de cada fase. A tabela 10.1 apresenta valores de constante dielétrica relativa (ϵ_r) obtidos para diferentes materiais. A constante dielétrica participa do parâmetro permissividade, presente na equação 1, da velocidade do pulso eletromagnético.

Conforme se pode observar, a água, dentre todos os materiais listados na tabela, possui constante dielétrica mais elevada (em torno de 80). O quartzo, presente na maioria dos solos, possui constante dielétrica relativa em torno de 4,2; enquanto para o ar é geralmente adotada uma constante dielétrica relativa unitária.

Tabela 10.1 – Valores típicos de constante dielétrica relativa, ϵ_r , para diferentes materiais.

Material	ϵ_r
Água a 20°	80
Ar	1
Quartzo	4,2
Xileno	2,2 a 2,6
Benzeno	2,1 a 2,3
Gasolina	2,0 a 2,2
Tolueno	2,0 a 2,4
Álcool industrial	16 a 32
Acetona	17 a 21
Parafina	2,2 a 4,7
Calcita	8

Da análise da tabela 10.1, é fácil perceber que mudanças na quantidade de água presente no solo alterarão o valor de sua constante dielétrica, mudando, por conseguinte, a velocidade de propagação da onda através deste. Também o tipo de fluido presente no solo desempenhará um papel fundamental. Como a dependência entre a velocidade da onda e a constante dielétrica é inversa, se o solo estiver saturado de gasolina, por exemplo, espera-se que a velocidade de propagação da onda seja bem maior do que para o caso do material saturado com água. Desta forma, por exemplo, a ocorrência de uma fase livre de hidrocarbonetos sobre o nível do lençol freático deverá acarretar um aumento da velocidade de propagação do pulso de radar, que, em seguida, deve diminuir drasticamente ao entrar na região saturada com água. É importante ressaltar que a capacidade do radar em detectar a ocorrência da fase livre de hidrocarbonetos irá depender da espessura da pluma, da profundidade de ocorrência, do tipo de solo e da frequência da antena de radar empregada.

Uso do GPR em atividades de laboratório

Diversos ensaios de laboratório foram realizados para examinar o potencial de uso do GPR em atividades de diagnóstico ambiental. Nestes ensaios, procurou-se avaliar a variação da velocidade de propagação dos pulsos eletromagnéticos através de um solo arenoso, em função da variação de seus conteúdos de água (umidade gravimétrica) e de óleo diesel. Para isso, foi desenvolvido um equipamento auxiliar que consiste de uma caixa feita em acrílico com volume nominal interno $0,5\text{m}^3$ e um sistema mecânico capaz de garantir o espaçamento equidistante das antenas transmissora e receptora para realização dos ensaios tipo CMP, mostrados na figura 10.6.

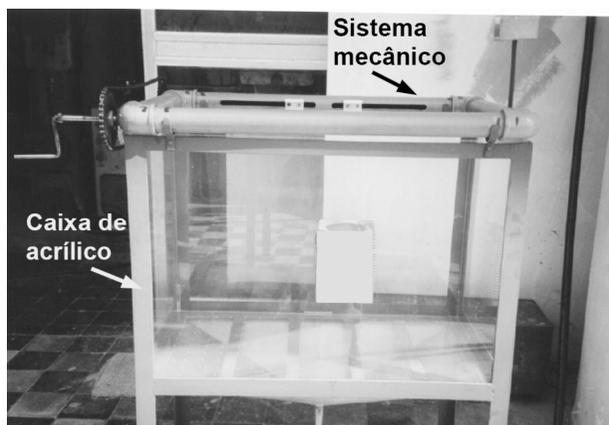


Figura 10.6 – Equipamento desenvolvido para a realização de testes do tipo CMP em laboratório.

Para realização de testes tipo CMP a caixa de acrílico foi preenchida com areia seca e colocada na profundidade de 40 cm uma chapa metálica de 20 cm de largura, com o intuito de criar uma superfície refletora o mais nítida possível, melhorando a qualidade dos sinais refletidos, a partir dos quais foram feitas análises da velocidade de propagação do sinal no meio poroso. A figura 10.7(a) apresenta uma vista geral da aparelhagem utilizada e a 10.7(b), detalhes do posicionamento das antenas durante a realização de um ensaio. A figura 10.8 apresenta detalhes do aparato mecânico de movimentação das antenas

Conforme se pode observar, foram utilizadas duas antenas de alta frequência, uma CPU e um computador portátil. A medida do espaçamento entre as duas antenas foi obtida com um odômetro de cordão. O espaçamento adotado entre cada medida foi de 1mm e, o número de medidas para cada ponto, ou número do feixe de medidas (número de *stacks*), foi ajustado para 16. Quanto maior o número de *stacks*, maior a pureza do sinal, pois os ruídos tendem a se cancelar na definição de um pulso médio. A utilização de um feixe de medidas superior a 16, contudo, se mostrou com alto custo/benefício quanto à performance do equipamento e por isto foi descartada.

Para que as hipérbolas geradas tivessem uma resolução adequada no eixo do tempo, a janela de tempo de cada ensaio foi modificada em função do teor de umidade do solo. Para o caso da areia seca ao ar, com valores de umidade em torno de 1%, a janela de tempo utilizada foi de apenas 9 ns. Para o caso da areia saturada, a janela de tempo adotada foi superior a 20 ns. A figura 10.7(b) apresenta detalhe do posicionamento das antenas durante a realização de um ensaio.

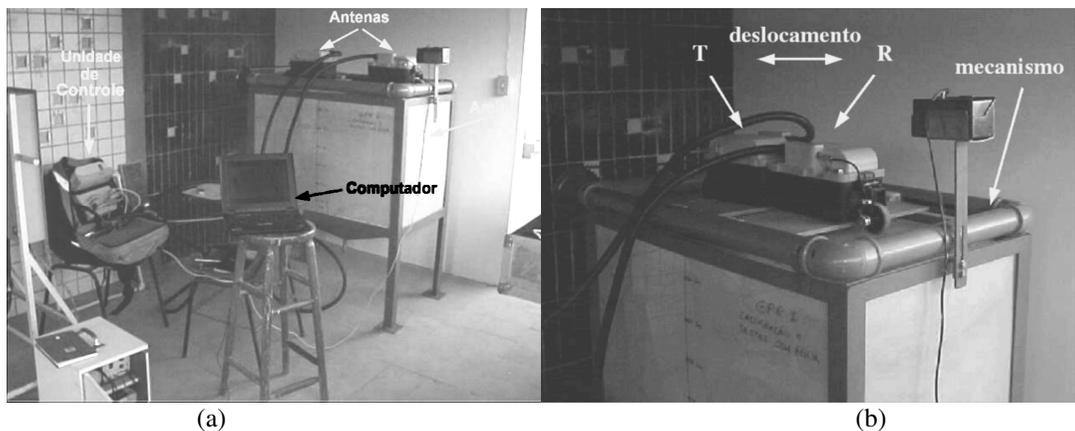


Figura 10.7 – Conjunto de equipamentos utilizados para a realização dos ensaios tipo CMP em laboratório.

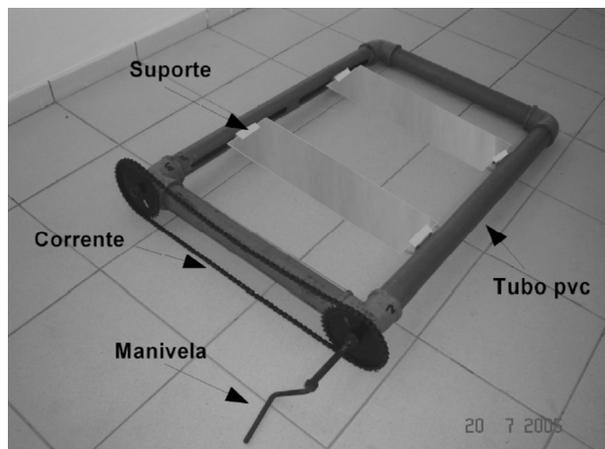


Figura 10.8 – Disposição das antenas de 1 Ghz durante a realização de um ensaio.

A figura 10.9 apresenta esquema ilustrando o princípio de funcionamento do ensaio.

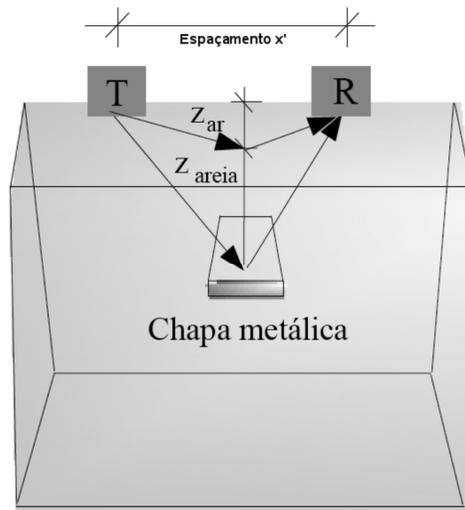


Figura 10.9 – Esquema de funcionamento dos ensaios de radar do tipo CMP executados em laboratório, com variações nos teores de umidade.

Com base na figura, observa-se que o pulso eletromagnético é emitido pela antena transmissora (T), e refletido em primeira instância pela interface ar/areia, que se encontra a uma profundidade de Z_{ar} do nível das antenas. Esta reflexão, assim como a reflexão do pulso pela chapa metálica, são então captadas pela antena receptora (R). Como se trata de um ensaio do tipo CMP, o contato horizontal ar/areia aparecerá como uma hipérbole, cuja fórmula é da pelas equações 17 e 18.

$$T_{ar}(x)^2 = T_{ar(0)}^2 + \frac{x^2}{V_{ar}^2} \quad (17)$$

$$Z_{ar} = \frac{V_{ar} \cdot T_{ar(0)}}{2} \quad (18)$$

Na equação 17, T_{ar} corresponde ao tempo de percurso da onda no ar/madeira de suporte das antenas, o qual é função do espaçamento x das antenas. $T_{ar(0)}$ corresponde ao tempo de percurso do pulso para um afastamento nulo ($x=0$) e V_{ar} corresponde a velocidade de propagação média ar/madeira de suporte das antenas. A madeira de suporte das antenas possui espessura de cerca de 1 cm e a distância entre o fundo do suporte de madeira e a interface ar/areia variou entre 7 e 10 centímetros durante os ensaios. A obtenção experimental dos valores de $T_{ar(0)}$ e V_{ar} e Z_{ar} foi feita a partir de ajuste linear, por mínimos quadrados, utilizando-se as equações 17 e 18.

Para o caso da chapa metálica, aplicam-se todas as considerações realizadas acima. Deve-se observar, contudo, que a velocidade obtida do ajuste desta segunda hipérbole aos dados experimentais corresponde a velocidade média dos trechos madeira, ar e areia e a distância estimada corresponde à profundidade da chapa acrescida à distância de ar mais espessura da madeira percorrida até chegar a areia. As equações 19 a 20 exprimem estas observações.

$$T_{total}(x)^2 = T_{total(0)}^2 + \frac{x^2}{V_m^2} \quad (19)$$

$$Z_{total} = \frac{V_m \cdot T_{total(0)}}{2} \quad (20)$$

$$Z_{total} = Z_{ar} + Z_{areia} \quad (21)$$

Nestas equações, $T_{total(x)}$ corresponde ao tempo total de percurso do pulso até a barra metálica e V_m corresponde a velocidade média dos trechos madeira, ar e areia, até a profundidade da barra metálica. Z_{total} corresponde a distância vertical entre a barra metálica e o nível horizontal de posicionamento das antenas, sendo também dada pela equação (21).

A velocidade de propagação do pulso na camada de areia foi calculada por intermédio da fórmula de Dix (1995), conforme apresentado na equação (7), enquanto a espessura da camada de areia, Z_{areia} , foi calculada dada pela equação (22), apresentada a seguir.

$$Z_{areia} = \frac{V_n \cdot (T_{total(0)} - T_{ar(0)})}{2} \quad (22)$$

Foram realizados ensaios variando-se inicialmente a quantidade relativa de água (umidade) no solo. Os valores finais de w (umidade gravimétrica) foram então plotados em função de V_{areia} para se determinar a influência da quantidade de água no solo na propagação do pulso eletromagnético. Foram também realizados ensaios variando-se a quantidade de óleo diesel, da mesma forma que no caso da água. Foram feitos ensaios do tipo normais (“offset” constante), e do tipo CMP (ponto médio constante). A figura 10.10 ilustra o esquema de ensaio tipo CMP adotado para o óleo diesel.

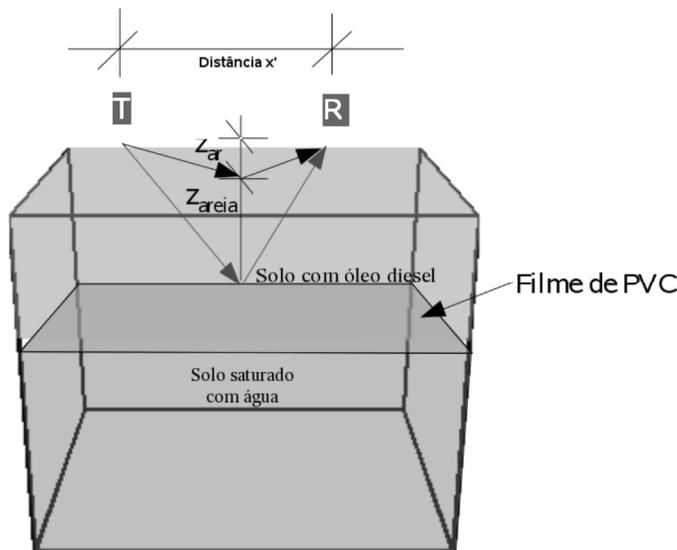


Figura 10.10 - Esquema de funcionamento dos ensaios de radar do tipo CMP executados em laboratório, com variações nos teores de óleo diesel no solo.

Foram construídos radargramas ordinários de reflexão com o objetivo de se observar o padrão de reflexão da onda eletromagnética em solos contaminados por hidrocarbonetos. Conforme indicado na figura 10.10, um filme de PVC foi utilizado para garantir a separação dos fluidos gasolina/água. Foi suposto que devido à pequena espessura do filme de PVC, bem como por possuir propriedades eletromagnéticas similares ao óleo, as reflexões observadas sejam devidas preponderantemente à diferença dos líquidos nos espaços vazios do solo, tal qual deve ocorrer em campo.

A figura 10.11 mostra o aparato de laboratório, indicando a presença de óleo na parte superior da caixa e água na parte inferior. A quantidade de óleo no solo foi levada até a sua completa saturação.

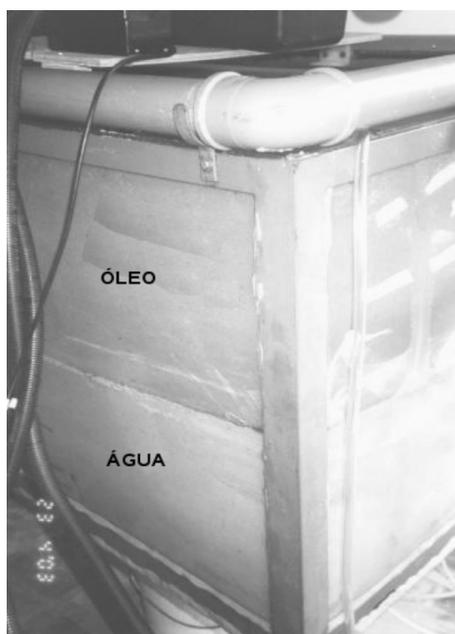


Figura 10.11 – Foto ilustrativa de detalhe de ensaio CMP com a camada de areia já completamente saturada com óleo.

Uso do GPR em atividades de campo

As atividades de campo foram realizadas em área adjacente à Refinaria Landulfo Alves, Município de São Francisco do Conde, na Praia do Coqueiro Grande, tomada como piloto pelo Grupo de Geotecnia Ambiental da UFBA. Na primeira visita à campo foram realizadas sondagens geotécnicas à trado para reconhecimento do subsolo e instalação de poços de coleta de água; coleta de água de subsuperfície; testes de equipamentos de campo; coleta de amostra de solo; e a execução de perfis de radar preliminares.

Foram executados 6 furos de sondagens com profundidade média de 1,5 m, ao longo de toda a extensão da faixa arenosa da praia. Os furos foram cravados utilizando tubo de revestimento, conforme ilustrado na figura 10.12.

Foram feitas coleta de sedimento a cada 25 cm de avanço do trado. Na maioria dos furos de sondagem foi encontrado areia com presença de conchas nos primeiros 0,50 m; e material de mangue com odor característico e bastante úmido na camada posterior de 0,50 a 1,0 m. A partir de 1,0 m de profundidade constatou-se a presença de pedregulho, com dificuldade de avanço do trado. Em diversos furos foi possível determinar que a camada de pedregulho situava-se logo acima de uma camada de folhelho, provavelmente relacionada aos sedimentos da Formação Candeias, da Bacia Sedimentar do Recôncavo. Em alguns pontos, com elevados teores de argila, foi possível notar a ocorrência de uma camada de solo residual do tipo Massapê.

Foram executados perfis de radar com comprimento médio de 10 m, ao longo da extensão da praia, bem como transversais à linha de furos de sondagem, utilizando-se antenas de 200 Mhz, de 400 Mhz e de 1 Ghz de frequência. Os perfis transversais foram espaçados de 1,5 m. Para comparação dos resultados, os perfis realizados com as antenas de 400 Mhz e de 1 Ghz tiveram localização coincidente. A figura 10.13 ilustra a realização de alguns dos ensaios de radar em campo.



Figura 10.12 – Atividades de execução de furo de sondagem à trado, com cravação de revestimento externo de PVC e coleta das amostras de solo.



Figura 10.13 – Foto ilustrativa da realização de ensaios de radar am campo. Equipamento de radar composto de odômetro, antenas (200 MHz), Microcomputador e CPU.

Na segunda visita a campo, foram tomadas amostras de água nos piezômetros instalados nos furos de sondagem a trado e, efetuadas coletas de amostras indeformadas e amolgadas de solo. As amostras de solo serviram para a realização de diversos ensaios de laboratório, tais como: ensaios de limites de consistência; granulometria; peso específico das partículas sólidas; permeabilidade; curva característica de sucção; e curva de condutividade hidráulica. Detalhes sobre a metodologia empregada na realização de cada uma destas atividades poderão ser consultadas no Relatório Final da Rede RECUPETRO. As atividades realizadas na primeira e segunda campanhas de investigação permitiram localizar uma região com quantidades significativas de hidrocarbonetos. Desta forma, na terceira campanha de campo foram realizadas novas seções de radar em áreas já comprovadamente contaminadas; bem como, onde a contaminação não podia ser detectada pelo radar. Ensaios de radar do tipo CMP foram realizados em pontos onde foi detectada a presença de hidrocarbonetos. A figura 10.14 ilustra o ensaio do tipo CMP com antena de 400 MHz; e a área investigada pelas seções de “offset” constante, nesta campanha de investigação.



Figura 10.14 - Posicionamento das antenas de radar nos ensaios do tipo CMP e área utilizada para a realização dos ensaios de “offset” constante, durante a terceira campanha de investigação.

Foram realizados ao todo, 6 perfis com *offset* constante: 3 com antenas de 200 MHz e 3 com antenas de 400 MHz; e 6 ensaios do tipo CMP. Complementando os ensaios de radar, foi realizada uma série de ensaios para definição de um perfil de empilhamento, utilizando-se a antena de 400 MHz.

III. Ensaios e modelagem

Ensaios de laboratório

As figuras 10.15a e 10.15b apresentam dois radagramas obtidos em laboratório, realizados com a areia em duas condições de umidade: areia seca ao ar, ou umidade higroscópica, e saturada. Em ambos os casos, a interface ar/areia aparece aproximadamente na mesma posição; enquanto a placa metálica é percebida na posição aproximada de 5 ns na areia seca e 13 ns na areia saturada.

A velocidade de propagação do pulso eletromagnético, calculada com a aplicação das equações 7 e 19 a 22, resultou no valor médio de 16 cm/ns para a condição de areia seca ao ar (umidade de 1 a 2%), e valor médio de 6 cm/ns, para a condição de areia saturada (umidade de 24%).

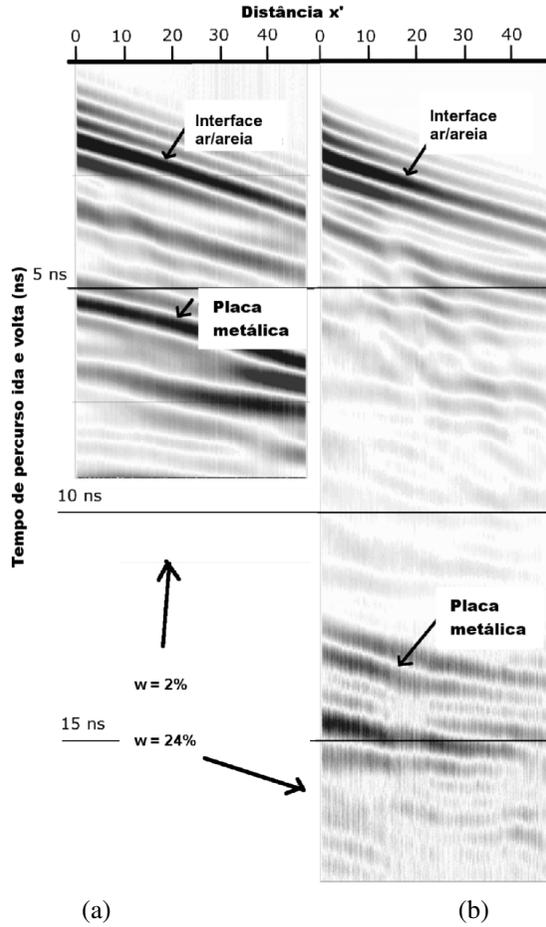


Figura 10.15 – Radargramas obtidos tendo o solo em uma condição seca ao ar e saturada.

A figura 10.16 apresenta o gráfico da velocidade de propagação do pulso eletromagnético no solo em função da umidade gravimétrica, para todos os ensaios realizados.

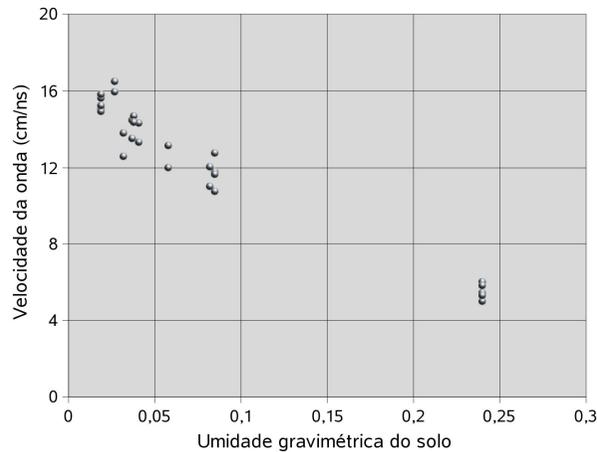


Figura 10.16 – Variação da velocidade de propagação da onda em função da umidade gravimétrica do solo.

Como se pode observar, à medida que a umidade do solo aumenta, a velocidade de propagação da onda diminui, e este comportamento reflete a característica polifásica (sólidos, água, ar) do solo. Como mostrado na tabela 10.1, as fases constituintes do solo apresentam características eletromagnéticas bastante distintas.

Desenvolvimento matemático da função velocidade de propagação da onda versus umidade

Neste trabalho foi utilizado procedimento semelhante ao de Wyllie (1958) para prever a velocidade de propagação de ondas eletromagnéticas em meios porosos parcialmente saturados com água, cujo desenvolvimento é apresentado a seguir.

No diagrama de fases apresentado na figura 10.17, as diferentes fases constituintes do solo: ar, água e partículas sólidas, são representados separadamente. Nesta figura, V_{ar} , V_w , V_s , V_v e V_t representam os volumes de ar, água, sólidos, vazios e, total do solo, respectivamente. Também, P_s , P_w , P_{ar} e P_t são os pesos de sólidos, água, ar e total, respectivamente.

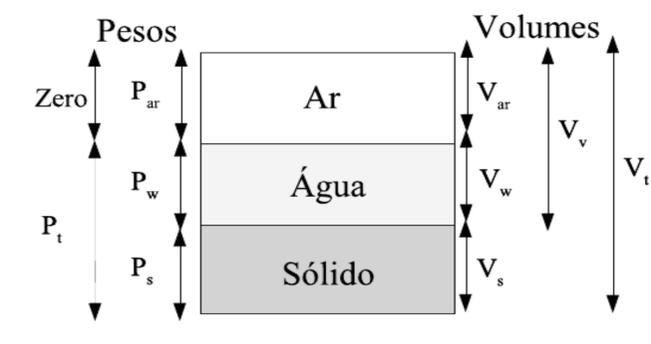


Figura 10.17: Representação esquemática das fases constituintes do solo, considerando um modelo de três fases.

As relações entre pesos ou entre volumes, por serem adimensionais, não serão modificadas caso os volumes de água, ar e sólidos sejam divididos por um fator constante para todas as fases. Este fator pode ser escolhido, adequadamente, para que o volume de sólidos se torne unitário (divisão dos termos pelo volume de sólidos). Deste modo, utilizando-se de alguns índices físicos do solo, chega-se ao diagrama de fases apresentado na figura 10.18.

Na figura 10.18 tem-se que: e é o índice de vazios do solo; S_r é o seu grau de saturação; γ_w é o peso específico da água, adotado como sendo igual a 10 kN/m^3 ; e γ_s é o peso específico médio das partículas sólidas (com valores normalmente situando entre 26 kN/m^3 e 28 kN/m^3). A umidade do solo pode ser calculada através da equação (23). No solo, ao contrário do ilustrado na figura 10.18, as porções de água, ar e partículas sólidas estão distribuídas de forma aleatória ao longo de seu volume; e, destas três fases, a água é a que apresenta o maior nível de mudanças de suas características em função de sua quantidade relativa. Para o caso do solo saturado, as pressões de água no interior do solo, normalmente denominadas de pressões neutras, são positivas (superiores à pressão atmosférica). Entretanto, à medida que o solo vai secando, a água vai aderindo à sua estrutura por tensões de tração cada vez mais fortes. Os principais fenômenos relacionados à aderência da água intersticial às paredes das partículas sólidas são os de capilaridade e adsorção. A adsorção, particularmente, pode levar a água a elevadíssimos valores de pressão, fazendo com que a mesma passe a um estado gelatinoso, com alteração de suas propriedades físicas, químicas e eletromagnéticas. Saarenketo (1998) apresenta uma ampla discussão sobre as propriedades elétricas da água em diferentes tipos de solo e com diferentes valores de umidade.

$$w = \frac{\gamma_w \cdot S_r \cdot e}{\gamma_s} \quad (23)$$

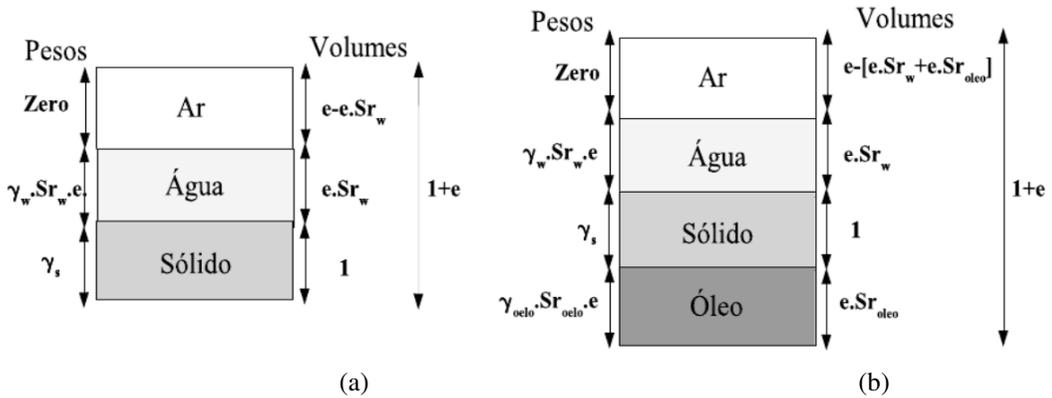


Figura 10.18 - a) relações entre volumes e entre pesos e volumes adotando-se um volume de sólidos unitário e três fases. b) relações entre volumes e entre pesos e volumes adotando-se um volume de sólidos unitário e quatro fases

Devido à grande diferença entre o comprimento de onda do pulso eletromagnético e o tamanho individual de cada grão, mesmo para solos de textura grossa (areias, pedregulhos), dificilmente se terá detectada pelo radar a presença de cada grão individual, apresentando-se o solo como um material homogêneo. Para uma antena de 1 Ghz, geralmente a maior frequência de onda utilizada no GPR, por exemplo, o comprimento de onda do pulso varia entre 6 e 30 cm, enquanto que a maior dimensão da fração areia é de 2mm.

Contempladas as observações efetuadas acima, admitiu-se como a melhor opção para o cálculo da velocidade média de propagação do pulso eletromagnético pelo solo, a utilização de uma média harmônica das velocidades em cada fase constituinte do solo. Neste caso, os fatores de ponderação foram as distâncias relativas percorridas pela onda em cada fase, as quais são dadas pelos termos: $S_r \cdot e$, $(1 - S_r) \cdot e$ e 1 , para as fases água, ar e partículas sólidas, respectivamente. A distância total percorrida neste caso é igual a $(1+e)$. Este procedimento pode ser facilmente estendido para o caso da presença de outros fluidos, de natureza imiscível, nos poros do solo conforme apresentado na figura 10.18b. A equação (24) apresenta a velocidade média de propagação do pulso de radar em um sistema trifásico solo/ar/água prevista pelo procedimento proposto.

$$v = \frac{(1 + e) \cdot c}{G \cdot w \cdot \sqrt{\epsilon_{rw}} + (e - G \cdot w) + \sqrt{\epsilon_{rs}}} \quad (24)$$

Na equação (24) V_w corresponde à velocidade da onda na água e V_s corresponde à velocidade média de propagação da onda através das partículas sólidas. A velocidade de propagação do pulso de radar na fase ar é adotada como igual à velocidade de propagação da luz no vácuo: $c = 30 \text{ cm}/\eta_s$. G corresponde à densidade relativa das partículas sólidas do solo ($G = \gamma_s/\gamma_w$). A equação 24 foi utilizada para o ajuste não linear dos dados experimentais apresentados na figura 10.16, velocidade versus umidade, também apresentados na figura 10.16. A figura 10.19 ilustra o resultado obtido do ajuste realizado.

Os valores adotados para o ajuste foram $e = 0,62$, $G = 2,65$, $\epsilon_{rs} = 4,2$ (constante dielétrica relativa do quartzo), $\epsilon_{rs} = 80$ (constante dielétrica da água). Estes valores são coerentes com o material ensaiado e, a não ser para o caso do índice de vazios do solo, todos os outros valores devem variar pouco em torno de valores médios usualmente adotados na prática. Conforme pode ser observado da figura 10.19 há um bom ajuste entre os resultados experimentais e os resultados previstos pela equação 24.

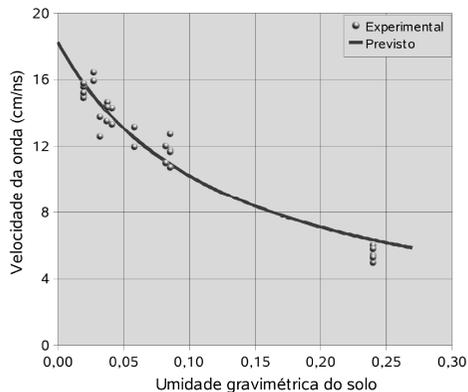


Figura 10.19 - Variação da velocidade de propagação da onda em função da umidade gravimétrica do solo. Valores experimentais e previstos pela equação 24.

No caso de da presença de um outro fluido, imiscível, nos vazios do solo, a equação 24 pode ser facilmente expandida para a equação 25 apresentada a seguir.

$$v = \frac{(1+e) \cdot c}{G \cdot w_1 \cdot \sqrt{\epsilon_{rw1}} + \frac{G \cdot w_2 \cdot \gamma_{w1}}{\gamma_{w2}} \cdot \sqrt{\epsilon_{rw2}} + \left[e - G \cdot \left(w_1 + \frac{w_2 \cdot \gamma_{w1}}{\gamma_{w2}} \right) \right] + \sqrt{\epsilon_{rs}}} \quad (25)$$

Nesta equação, w_1 corresponde a umidade gravimétrica da água; w_2 corresponde a umidade gravimétrica do fluido imiscível; os subscritos w_1 e w_2 são referentes às características da água e do segundo fluido

A equação 25 foi utilizada para o ajuste não linear dos resultados obtidos nos ensaios de GPR, em laboratório, realizados com água e óleo diesel. Os ajustes com a equação 25, com três formas diferentes, estão mostrados na figura 10.20. Utilizou-se o valor da constante dielétrica para o óleo diesel de $\epsilon_{rw2} = 2,1$; e valor da umidade de água de 3%. Na figura 10.20 está indicada também a variação da velocidade de propagação da onda em função da umidade de óleo no solo, considerando-se um conteúdo nulo de água.

Conforme se pode observar, à medida que a quantidade de água no solo aumenta os resultados previstos para as velocidades diminuem. Apesar de uma dispersão maior nos resultados, pode-se dizer que há uma boa concordância entre os resultados previstos e obtidos.

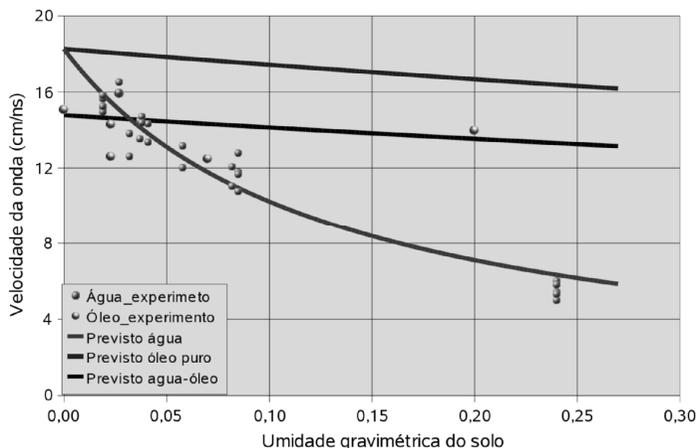


Figura 10.20 - Valores experimentais e previstos pela equação 25.

Ensaio de campo

Conforme relatado anteriormente, durante as primeiras fases de investigação de campo foi detectada em parte da área estudada, a presença de hidrocarbonetos no solo. Posteriormente, buscou-se levantar com o radar seções em dois diferentes locais: naquele onde foi detectada a presença de hidrocarbonetos (fase livre de óleo); e onde não foi detectado o óleo mesmo com o uso de métodos diretos de prospecção. A figura 10.21 apresenta um radargrama com os resultados típicos obtidos.

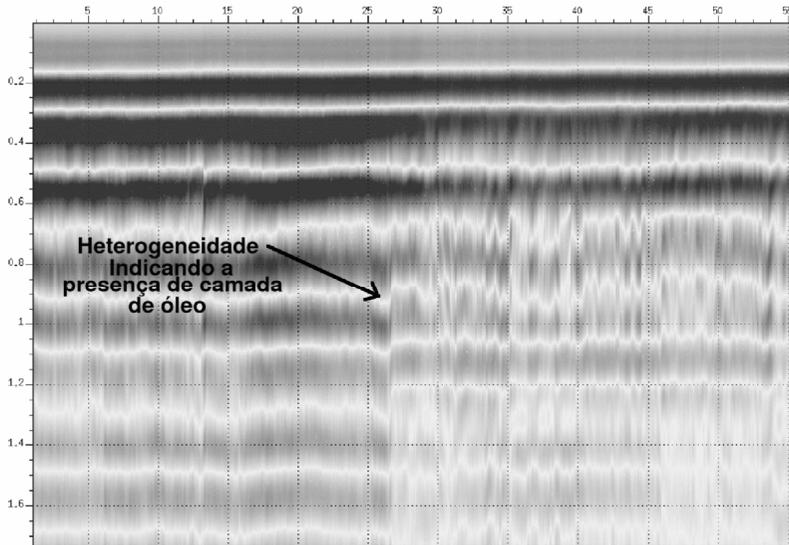


Figura 10.21 – Radargrama ilustrando heterogeneidade horizontal causada pela presença de camada de óleo.

Como se pode observar na figura 10.21, há uma nítida descontinuidade horizontal no radargrama, coincidente com o local da ocorrência de óleo detectado pelas sondagens diretas realizadas. Considerando-se que a descontinuidade observada se devia à presença de óleo nos interstícios do solo, foram realizados ensaios do tipo CMP para a determinação de perfis de velocidade de propagação dos pulsos de radar. Os ensaios de CMP tiveram como objetivo obter informações de velocidade que servissem como método de comprovação da presença de óleo na área. A figura 10.22 apresenta os resultados obtidos a partir de dois ensaios do tipo CMP realizados no local.

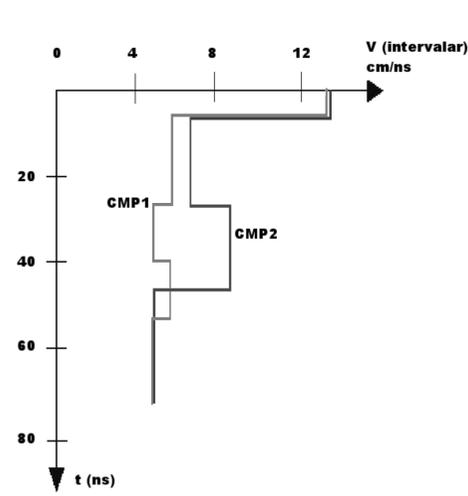


Figura 10.22: Gráfico das velocidades intervalares do CMP1 (linha azul) e do CMP2 (linha vermelha).

Pode-se observar que para o CMP2, o aumento da velocidade de propagação do pulso de radar é coerente com a ocorrência de uma fase livre de óleo detectada na área onde a sondagem foi obtida. No caso do CMP1, realizado em área menos impactada, este comportamento é menos pronunciado.

IV. GPR e sua aplicabilidade

Neste trabalho foram apresentados diversos resultados de ensaios de campo e laboratório realizados com o GPR como uma tentativa de validar o equipamento para o uso na detecção de plumas de hidrocarbonetos em subsuperfície rasa. Curvas experimentais teóricas de $V \times w$ foram derivadas e testadas, apresentando boa aderência aos resultados experimentais obtidos. Os resultados experimentais obtidos com o uso conjunto de técnicas geotécnicas e geofísicas comprovaram sua utilidade para o estudo de áreas contaminadas por hidrocarbonetos.

Demonstrou-se que o uso associado de técnicas diretas e indiretas para a exploração da área permitiu a detecção da presença de óleo e uma avaliação, com segurança, da extensão da pluma de hidrocarbonetos em condições de campo. O uso de perfis de velocidade mostrou ser uma ferramenta importante na interpretação dos dados obtidos com o uso do radar, possibilitando inferir, com muito mais segurança a presença de uma fase livre em subsuperfície.

O estudo realizado sugere a conjugação de técnicas de investigação distintas para obtenção de informações em menor tempo e com maior segurança ambiental.

V. Agradecimentos

A equipe de pesquisadores do Laboratório de Geotecnia Ambiental da UFBA agradece ao PROAMB e as instituições de fomento (FINEP, CNPq) pelo apoio recebido, sem o qual não seria possível a realização do trabalho.

VI. Referências

- Amparo, N. S. 2006 Utilização do radar como método não intrusivo para a realização de medidas de conteúdo de água na zona vadosa. Dissertação de Mestrado. MEAU, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia.
- Cai J., McMechan, G. A. 1995. Ray-based synthesis of bistatic ground-penetrating radar profiles. *Geophysics*, **60** (1):87-96.
- Conciani, W.; Herrmann Jr., P. S.; Machado, S.L., Soares, M.M. 1996. O uso da técnica de reflectometria no domínio do tempo (TDR) para determinação da umidade do solo *in situ*. *Solos e Rochas*, **19** (3):30-45.
- Daniels, J. J., Wielopolski, L., Radzevicius, S. J., Bookshar, J. 2003. 3D GPR Polarization analysis for imaging complex objects. *In: Symposium on the Application of Geophysics to Environmental and Engineering Problems, Proceedings of The Environmental and Engineering Geophysical Society*, April 6-10.
- Davis, J. L. & Annan, A. P. 1989. Ground Penetrating radar for high resolution mapping of soil and rock stratigraphy. *Geophysics Prospect*, **37**: 531-551.
- Dix, C. H. 1995. Seismic velocities from surface measurements. *Geophysics*, **20** (1): 68-86.
- Dourado, T. C., Botelho, M. A. B., Machado, S. L., Amparo, N. S. 2004. Detecção de hidrocarbonetos em sedimentos arenosos analisando velocidade e amplitude dos pulsos eletromagnéticos (GPR). *In: Rio Oil & Gas 2004 Expo and Conference, 2004, Rio de Janeiro*.
- Grandjean, G., Gourry, J. C., Bitri, A. 2000. Evaluation of GPR. techniques for civil-engineering applications: study on a teste site. *Journal of Applied Geophysics*, **45**: 141-156.
- Greaves, R. J. 1996 Velocity variations and water content estimated from multi- σ ground-penetrating radar. *Geophysics*, **61** (3):683-695.

- Huisman, J. A, Sperl, C., Bouten, W., Verstraten, J.M. 2001. Soil water content measurements at different scales: accuracy of time domain reflectometry and ground penetrating radar. *Journal of Hydrology*, **245**: 48-58.
- Jordan, E. C., Balmain, K. G. 1968. *Electromagnetic waves and radiating systems*. Prentice-Hall, NJ, p. 139–144.
- Nakashima, Y., Zhou, H., Sato, M. 2001. Estimation of ground water level by GPR in an area with multiple and ambiguous reflections. *Journal of Applied Geophysics*, **47** (3-4):241-249.
- Parkhomenko, E. I. 1967. *Electrical properties of rocks*. Plenum Press., New York.
- Radzevicius, S. J., Chen, C. C., Peters L., Daniels J. J. 2003. Near-field radiation dynamics through FDTD modeling. *Journal of Applied Geophysics*, **52**: 75-91.
- Reppert, P. M., Morgan, F. D., Toksoz, M. N. 2000. Dielectric constant determination using ground-penetrating radar reflection coefficients. *Journal of Applied Geophysics*, **43** (1-3):189-198.
- Reppert, P.M.; Morgan, F.D., Toksöz, M.N. 2000. Dielectric constant determination using ground-penetration radar reflection coefficients. *Journal of Applied Geophysics*, **43**: 189-197.
- Saarenketo, T. 1998. Electrical properties of water in clay and silty soils. *Journal of Applied Geophysics*, **40**:73-88.
- Topp, G.C. 1987. The application of the time domain reflectometry (TDR) to soil water content measurement. *In: International Conference on Measurement of Soil and Plant Water Status, Proceedings*. Utah State University, Logan, Utah, p. 85-93.
- Topp, G.C. & Davis, J.L. 1985. Measurement of soil water content using time domain reflectometry (TDR). A Field Evaluation. *Journal of American Soil Science Society*, **49**:19-24.
- Wyllie, M. R. J.; Gregory, A. R.; Gardner, G. H. F. 1958. An experimental investigation of factors affecting elastic wave velocities in porous media. *Geophysics*, **23**(3):459-493.

PARTE 04

***DIVERSIDADE
BIOLÓGICA***

CAPÍTULO 11

BIOGEOQUÍMICA DE FOLHAS DE *AVICENNIA SCHAUERIANA* (AVICENNIACEAE) NA ÁREA NORTE DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

Karina Santos Garcia
Olívia Maria Cordeiro de Oliveira
Bárbara Rosemar Nascimento de Araújo

O manguezal é um ecossistema costeiro encontrado em baías, estuários e reentrâncias da costa, desempenhando importante papel na manutenção das vidas marinha e estuarina, sendo considerado um berçário natural (Schaeffer-Novelli, 1995). Sua formação e evolução estão associadas à contribuição de materiais sedimentares de origem marinha e continental, aos quais se juntam restos de folhas, galhos e animais (matéria orgânica) sob ação mecânica das correntes de fluxo e refluxo das marés (Schaeffer-Novelli, 1995; Vannucci, 1999).

Esse ecossistema é constituído de espécies adaptadas à flutuação de salinidade e caracterizadas por colonizarem zonas predominantemente lamosas, com baixos teores de oxigênio (Schaeffer-Novelli, 1995). A vegetação, também chamada de mangue, é especializada e representada por espécies arbóreas dos gêneros *Rhizophora* Lineu, *Laguncularia* Gaertn. e *Avicennia* Lineu, entre outros igualmente adaptados às condições de salinidade e anóxica do sedimento. Para tanto, essas espécies desenvolvem estruturas como caules aéreos recobertos por lenticelas para facilitar a absorção de oxigênio, folhas coriáceas, paredes das células epidérmicas espessas e fortemente cutinizadas, glândulas de sal, parênquima aquífero muito desenvolvido, reprodução vivípara, presença de hidatódios, células pétreas largas, tecido mecânico entre as células do tecido paliçádico e raízes aéreas (pneumatóforos) para auxiliarem na oxigenação e sustentação da árvore no sedimento lamoso anóxico (Tomlinson, 1986). As *Rhizophoras* desenvolvem estruturas caulinares (rizoforos) para desenvolverem essa função. Plantas herbáceas, epífitas, hemiparasitas e algas, podem ainda, estar presentes como constituintes da flora de manguezal.

De acordo com Lima (2003) as alterações estruturais em plantas superiores são parâmetros utilizados como indicadores de alterações ambientais severas. As espécies do gênero *Avicennia*, que se instalam em zonas de manguezais, são consideradas as plantas mais sensíveis aos impactos ambientais negativos, mas dentro dos limites toleráveis, conseguem sobreviver (Vanucci, 1999; Macedo, 1983).

I. *Avicennia* - uma indicadora da qualidade dos manguezais

A família Avicenniaceae, à qual pertence a *Avicennia*, apresenta características estruturais e fisiológicas peculiares. Algumas destas características evoluíram paralelamente em diferentes linhagens de plantas como: frutos vivíparos e tolerância salina resultantes dessas adaptações (Schwarzbach & Mcdade, 2002).

Segundo Sobrado & Greaves (2000), as espécies de *Avicennia* eliminam grandes quantidades de Na⁺ e Cl⁻ (86%-96%). Esses autores sugerem que altas salinidades contribuem para o equilíbrio de cátions e ânions orgânicos (Tomlinson, 1986).

As espécies vegetais pioneiras de ambientes de manguezais têm sido estudadas por representarem um compartimento de acumulação de poluentes, tanto nas folhas como nas raízes (Oliveira et al., 2001), sendo de grande interesse para as investigações científicas para detectar possíveis contaminações no ambiente, dentre elas, por metais.

Conforme MacFarlane et al. (2003) as acumulações dos metais ocorrem principalmente nas raízes, com transporte restrito às porções aéreas da planta, sendo que a proporção de acumulação folha/sedimento geralmente é menor que 1,0 (um).

Alguns trabalhos relacionados à acumulação de metais em folhas desse gênero, principalmente em regiões costeiras em áreas industrializadas (Lacerda et al., 1986; Guedes et al., 1996; Oliveira, 2000; Cuzzuol & Campos, 2001; MacFarlane & Burchett, 2002; El Paso, 2004; Garcia, 2005) têm sido publicados.

A maioria dos estudos mostram correlações não significativas entre as concentrações dos metais no sedimento e nas folhas, sugerindo que plantas de manguezal de alguma forma impedem a absorção e/ou os sedimentos apresentam baixa biodisponibilidade de metais (Lacerda, 1998; Sadiq & Zaidi, 1994; Machado et al., 2002; MacFarlane et al., 2003).

Nas últimas décadas os manguezais, assim como todos os ecossistemas costeiros, têm sofrido degradações ambientais provenientes da ocupação desordenada e diferentes atividades industriais.

O ecossistema manguezal é considerado o mais sensível a derrames de óleo (Gundlach & Hayes, 1978). Segundo Förstner (1983), os resíduos sólidos oriundos de refinarias, podem conter Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, V, Ni e Zn. O impacto proveniente do aporte desses metais pode ocasionar tanto alterações estruturais (Lamparelli et al., 1989) quanto fisiológicas na cobertura vegetal (Backer, 1970).

Segundo CRA (2001), Os manguezais que margeiam os municípios de São Francisco do Conde e de Madre de Deus, ao norte da Baía de Todos os Santos são considerados como os mais impactados do Estado da Bahia nas últimas décadas. Esse comprometimento também foi mostrado nos trabalhos realizados por Queiroz (1992), Peso-Aguiar (2000), Martins (2001), Santos (2002) e Garcia (2005) onde descreveram os impactos ambientais de zona de manguezal da BTS, influenciada por atividades industriais.

O presente trabalho objetivou avaliar as alterações estruturais e os teores dos metais em folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman e do no sedimento de manguezais localizados em áreas predominantemente industriais localizados ao Norte da Baía de Todos os Santos (BTS)-BA-Brasil.

II. Área e métodos de estudo

A área de estudo está nas proximidades dos municípios de São Francisco do Conde (12°37' S e 38°40' W), Madre de Deus (12°44' S e 38°37' W), norte da BTS e Jiribatuba, localizada na ilha de Itaparica na porção sul da baía de Todos os Santos, a 13° 03'25" S e 38° 47'38 W no Município de Vera Cruz/BA (Figura 11.1). Na porção norte da BTS encontram-se áreas de manguezal e pode-se observar trecho de costa com diversos tipos de atividades de caráter industrial, dentre elas a indústria petroquímica.

A região (porção norte e sul da BTS) possui um manguezal em franja onde foi observada a presença de representantes dos seguintes gêneros: *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Talipariti* *Fryxell* e *Spartina Schreb.*

Foram definidos sete pontos para coleta de amostras. Em São Francisco do Conde foram estabelecidas quatro estações: estação 1 (CG) - Coqueiro Grande; estação 2 (CP) - Caipe; estação 5 (IF) - Ilha de Fontes e estação 6 (CJ) - Fazenda Cajaíba. Em Madre de Deus fixaram-se dois estações: estação 3 (SU) - Suape e estação 4 (FA) - Fábrica de Asfalto; áreas consideradas impactadas, pois estão próximas às fontes de descarga e de circulação de águas provenientes de efluentes industriais. Na Ilha de Vera Cruz foi escolhido o ponto de Jiribatuba (JB) como estação de referência por estar geograficamente fora da área influência de impactos oriundos de atividades industriais.

Em cada estação foi feita uma análise do grau de desenvolvimento (crescimento) das árvores de *Avicennia*. Foram consideradas as características morfométricas através de algumas medidas de altura e do estágio de crescimento das árvores de *Avicennia*, baseada em medidas biométricas.

Em cada estação foram selecionadas três árvores adultas de *Avicennia schaueriana*. De cada árvore foram coletadas 60 folhas adultas em ramos inteiramente expostos sol, a partir do terceiro nó

contado do ápice em direção a base do ramo, ao redor da copa. Esse procedimento gerou uma amostra composta de cada árvore, totalizando 21 amostras.

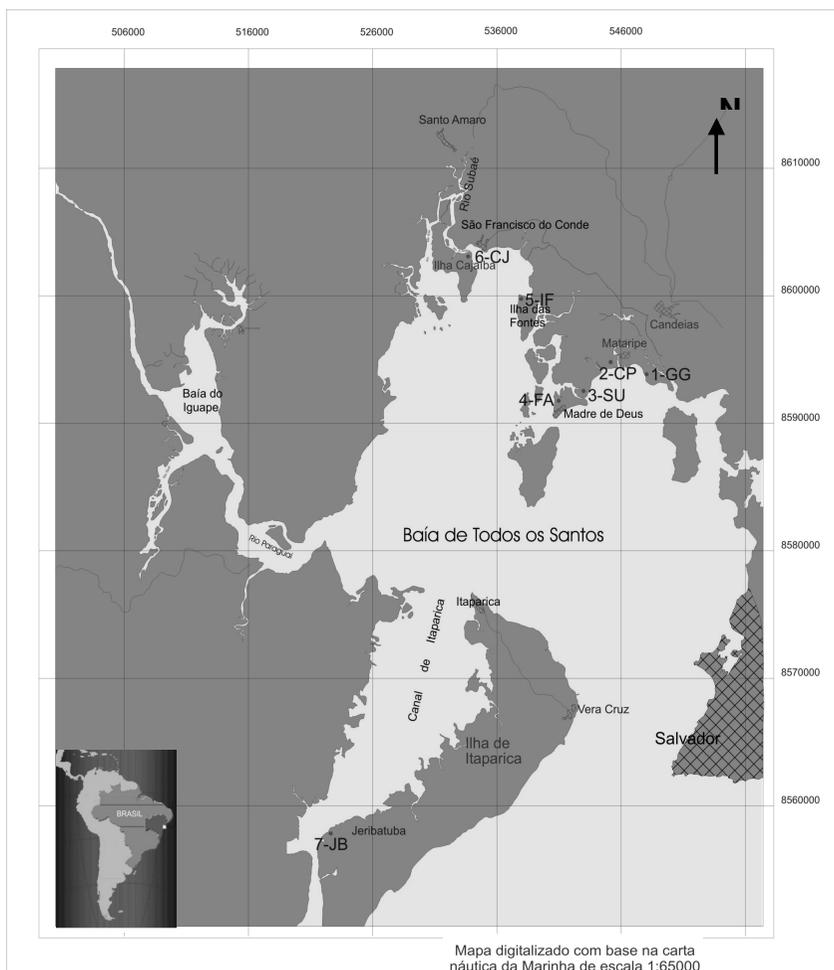


Figura 11.1 - Mapa de localização da área de estudo e dos pontos estações de amostragem

Foi avaliada *in loco* a integridade das folhas, sendo consideradas as características externas do limbo quanto à presença e a intensidade das alterações do tipo: bordos revolutos (enrolamento das bordas para face abaxial), galhas, manchas escuras, pastejo, perfurações e amarelecimento precoce. Os resultados qualitativos foram transformados em quantitativos com valores representativos (3-muito, 2- pouco, 1-muito pouco, 0-não identificado).

Em laboratório, houve uma reavaliação minuciosa das folhas que apresentavam alterações na sua integridade. Além disso, foram feitas medidas biométricas de comprimento e largura de 60 folhas, com auxílio de um paquímetro manual de alta precisão, a fim de obter o grau de desenvolvimento das folhas adultas.

Posteriormente, foram separadas aleatoriamente 15 folhas para serem fixadas em FAA70 (formaldeído, ácido acético, etanol 70%). As demais folhas foram mantidas sob refrigeração à aproximadamente 4°C para proceder às análises químicas.

A coleta dos sedimentos foi realizada na área próxima as três árvores onde foram coletadas as folhas. Foi feita uma malha amostral de cinco pontos espaçados em torno de 0,5m um do outro, entre a vegetação e a linha d'água, resultando em uma amostra composta por estação a uma profundidade de até 20cm.

Preparação e análise das amostras

Anatomia das Folhas - Para avaliação da anatomia dos tecidos internos das folhas, as amostras fixadas em FAA₇₀, após uma semana foi transferida para o conservante etanol 70%. Cortes transversais à mão livre foram realizados na região mediana do limbo e do pecíolo, os quais foram corados com azul de alcião (1%) e safranina (1%). Para o estudo das epidermes em vista frontal utilizou-se o terço médio da lâmina foliar, procedendo-se à dissociação da mesma em mistura de Jeffrey 1:1 (ácido crômico 10% e ácido nítrico 10%) e em seguida coloração em safranina alcoólica 1%. As lâminas semi-permanentes foram preparadas com gelatina glicerizada conforme metodologia descrita em Kraus & Arduim (1997).

Testes histoquímicos para identificar algumas substâncias ergásticas foram realizados em cortes transversais à mão livre das folhas submetidas à refrigeração. Os cristais de oxalato de cálcio foram identificados utilizando-se ácido clorídrico; os compostos fenólicos com cloreto férrico; as substâncias lipídicas com o Sudan IV e o amido, com o lugol (Kraus & Arduim, 1997).

As análises qualitativas foram feitas em microscópio óptico Nikon, do Laboratório de Micorrizas e Anatomia Vegetal e as fotomicrografias em microscópio óptico acoplado a câmara fotográfica marca Olympus BX41TF do Laboratório de Citogenética Vegetal do Instituto de Biologia da UFBA.

Para as análises quantitativas foram calculados os índices estomáticos e de glândulas de sal utilizando-se a metodologia descrita por Beerling (1999), com base na qual foram realizadas 30 contagens aleatórias de estômatos e glândulas de sal de cada árvore, com o auxílio de microscópio de câmara clara. Após a contagem aplicou-se a fórmula para obter o índice estomático e de glândulas de sal da epiderme superior e inferior.

Fórmulas:

$$I_{et} = \frac{Net \times 100}{Net + Ncp}$$

$$I_{gs} = \frac{Ngs \times 100}{Ngs + Ncp}$$

I_{et} = índice estomático

Net = número de estômatos

Ncp = número de células epidérmicas

I_{gs} = índice de glândula de sal

Ngs = número de glândulas de sal

Metais no Sedimento – O sedimento foi secado a temperatura ambiente, macerado, peneirado e homogeneizado. As extrações dos metais (Ca, Na, K, Al, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb, Cr e V) foram realizadas utilizando-se a técnica de extração parcial em forno microondas, segundo a metodologia D 5258-92 do Standard Practice for Acid - Extraction of Elements from Sediments Using Closed Vessel Microwave Heating (ASTM, 1992). A programação do forno de microondas marca Provecto, modelo DGT 100 plus, seguiu a metodologia nº 13 do manual de métodos do equipamento, adaptada. O método consiste em pesar 1,0g de sedimento (peso seco), à fração <0,063mm devido aos metais estarem mais facilmente associados a essa fração, diretamente na camisa de teflon, adicionar 10mL de HNO₃ 50% e 10mL de água deionizada.

Todas as amostras foram analisadas em triplicata para cada estação, além da utilização da prova em branco e do padrão de referência internacional “STSD-4” (Stream Sediment Samples). Para o processo de abertura das amostras, o controle de qualidade foi satisfatório, pois atingiu de 79-117% de recuperação dos teores em relação ao padrão de referência STSD-4 (Tabela 11.1) para todos os metais (Mn, Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb, Cr e V).

Matéria Orgânica no Sedimento (M.O.) - A determinação do teor de M.O. seguiu o método gravimétrico de calcinação proposto por Lanarv (1988), adaptado. A partir deste parâmetro analisado pode-se determinar o percentual de C.O., utilizando-se o fator de conversão de Van Bermmelen (1,724) que representa o percentual médio de carbono contido na matéria orgânica humificada. Outra característica que permite a utilização deste método é o fato dos solos de manguezais não apresentarem diferenciação nítida de horizontes.

Tabela 11.1 - Avaliação de recuperação de abertura de amostras de sedimento em forno microondas com padrão de referência internacional "STSD-4" (Stream Sediment Samples) (Fe %, demais metais, $\mu\text{g g}^{-1}$).

Elemento	Padrão STSD-4	Padrão (média do valor encontrado)	Recuperação %
Mn	1200	1413,15	117,8
Fe	2,6	2,4	91,7
Cu	66	52,2	79,1
Zn	82	68,7	83,8
Ni	23	20,6	89,6
Cd	0,6	0,7	109,2
Pb	13	12,7	98,0
Cr	30	28,9	96,2
V	51	56,4	110,5

Metais nas Folhas – As amostras que permaneceram sob refrigeração foram separadas para análise química. As folhas foram secas em estufa de circulação fechada, marca Nova Ética série 400D, à temperatura de 60°C. Após atingir peso constante foram trituradas em liquidificador por três minutos, para obtenção de partículas menores e homogêneas, as quais foram acondicionadas em frascos de vidro (Rodrigues, 2003).

O método para análise dos metais consistiu em pesar 0,5g da folha triturada (peso seco), diretamente na camisa de teflon, adicionar 10mL de ácido nítrico (HNO_3 1:1) e água deionizada e aferida para volume de 25ml segundo metodologia do manual do equipamento nº 11, adaptada (Manual de Microondas Provector DGT 100 plus). Todas as amostras foram analisadas em triplicata para cada árvore, além do branco e do padrão de referência internacional "NIST" (Nacional Institute of Standards and Technology, Apple Leaves – 1515). O controle de qualidade foi satisfatório, pois atingiu de 73% a 123% de recuperação para os metais das amostras em todas as estações (Tabela 11.2).

Tabela 11.2 - Avaliação de recuperação de abertura de amostras de folhas *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman, em forno microondas, com padrão de referência internacional "NIST" (Nacional Institute of Standards and Technology, Apple Leaves – 1515). (Fe em % e os demais em $\mu\text{g.g}^{-1}$).

Elemento	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb	Cr	V
Padrão NIST	0,27	54	83	5,64	12,5	0,91	0	0,47	0,3	0,26
Padrão (média do valor encontrado)	0,22	44,9	46	5,7	15,5	0,8	0	0,41	0,24	0,28
Recuperação %	83	83	55	101	123	97	75	87	80	106

As concentrações dos metais (Ca, Na, K, Al, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb, Cr e V) foram determinadas com o auxílio de Aparelho de Espectrometria de Absorção Atômica - AAS, com chama e corretor de fundo com lâmpada de deutério para folhas e sedimento.

Procedeu-se análises multivariadas MANOVA para verificar a diferença significativa entre as estações amostrais com relação aos teores dos metais analisados na folha e no sedimento. Para comparação posterior de médias, nos casos onde mostraram diferenças significativas, foi realizado o teste de comparação de médias de Tukey-Kramer. Para todas as análises foram realizadas no Software STATÍSTICA V. 5.0 com nível de significância de 10%.

III. Avaliação da Morfologia e Anatomia Foliar

Neste estudo observaram-se árvores de estatura pequenas variando entre 1 e 4m de altura nas estações 1-CG (Coqueiro Grande), 2-CP (Caípe), 3-SU (Suape) e 4-FA (Fábrica de Asfalto) (áreas consideradas impactadas), não apresentando vegetais em processos de rebrotamento ou regeneração.

As árvores das estações 5-IF, 6-CJ e 7-JB apresentaram um crescimento discretamente maior, com altura variando entre 5m e 7m.

Em estudos de impactos por esgotamento urbano realizados na BTS (UFBA, 1996) foram observados vegetais do gênero *Avicennia* com altura média de 9m. Araújo (2000), estudando o manguezal de Alcobaca – Extremo Sul da Bahia, impactado por esgotamento doméstico e industrial, encontrou plantas deste gênero com altura variando de 8m a 14m.

Entretanto, Oliveira (2000), através de um Diagnóstico Geoambiental na Baía de Camamu, sul da Bahia, área impactada por processos de mineração de barita, encontrou plantas de *Avicennia* com altura média de aproximadamente 5m, valores próximos aos que foram encontrados na área estudada. Outro trabalho realizado também no manguezal da Baía de Camamu, mostrou uma estatura média de 4,5m a 12,9m (El Paso, 2004). A reduzida altura das árvores de *Avicennia* pode estar relacionada à dificuldade de desenvolvimento desses vegetais, provavelmente devido a alterações fisiológicas, devido aos tensores gerados dos efluentes indústrias instaladas nos seus arredores, ao qual tem estado submetida há cinco décadas.

A avaliação da integridade morfológica das folhas de *A. schaueriana* está demonstrada na Tabela 11.3. Os resultados indicam que todos os espécimes das estações 1-CG, 2-CP, 3-SU e 4-FA, apresentavam muitas folhas com alterações variadas.

As alterações morfológicas mais encontradas nas estações foram: amarelecimento tardio e precoce, bordos revolutos, galhas, manchas escuras, pastejos e perfurações. Observou-se que as estações 2-CP e 3-SU foram as que apresentaram a maioria das alterações. A estação 2-CP apresentou aproximadamente 80% das folhas com bordos revolutos, enquanto que a estação 3-SU apresentou uma pequena quantidade de folhas pastejadas. As amostras oriundas das árvores das estações 5-IF e 6-CJ apresentaram poucas folhas com alterações morfológicas e na estação 7-JB estas alterações praticamente foram inexistentes.

Tabela 11.3 - Resultados da avaliação da integridade das folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechaman, provenientes de zonas de manguezal de São Francisco do Conde (estações 1, 2, 5 e 6); Madre de Deus (estações 3 e 4) e Ilha de Vera Cruz – Jiribatuba (estação 7).

Estações	Características morfológicas externas					
	Amarelecimento	Bordos revolutos	Galhas	Manchas escuras	Pastejo	Perfurações
1-CG	●	∅	∅	●	●	●
2-CP	●	●	●	●	●	●
3-SU	●	●	●	●	∅	●
4-FA	●	∅	∅	∅	●	∅
5-IF	∅	∅	∅	∅	∅	∅
6-CJ	∅	∅	∅	∅	∅	∅
07 –JB (Referência)	○	-	○	○	○	○

● muito ∅ pouco ○ muito pouco - não identificado

CG-Coqueiro Grande; CP-Caipe; SU-Suape; FA-Fábrica de Asfalto; IF-Ilha de Fontes; CJ-Cajaíba; JB-Jiribatuba

Em estudos realizados por Proffitt et al. (1995), em espécies de manguezal in vitro, identificaram manchas causadas pela exposição ao óleo. Segundo Baker (1970), essas alterações morfológicas citadas acima são resultados do efeito da exposição ao óleo sobre a atividade metabólica foliar, podendo estar associada a processos, como o de regulação salina no interior da planta.

Segundo Lamparelli et al. (1989), a regulação de sais em espécies vegetais de manguezal podem condicionar a mobilização de óleo até às folhas, resultando em alterações diversas. As estações 1-CG, 2-CP, 3-SU e 4-FA estão mais próximas às áreas de descarga de produtos oriundos dos efluentes industriais, o que pode estar influenciando na grande quantidade de folhas com alterações morfológicas identificadas nessas estações. Entretanto, nas estações 5-IF e 6-CJ que estão localizadas mais afastadas das áreas de descarga de efluentes industriais, foi observada a redução, de quantidade e de intensidade das alterações morfológicas externas verificadas nas folhas.

As alterações morfológicas externas podem ser o reflexo da desorganização tecidual e desbalanço nos processos fisiológicos do vegetal. Isto pode promover uma considerável redução no metabolismo basal (fotossíntese) nas plantas tendo em vista que a folha é um órgão que tem como uma das suas principais funções a produção de substâncias orgânicas (Apezato-da-Glória et al. 2003).

As folhas provenientes da estação 7-JB (cerca de 85%) não apresentavam as alterações encontradas nas folhas de áreas impactadas; inclusive algumas alterações, como os bordos revolutos, não foram observadas e as plantas desta estação apresentaram maior altura, mostrando assim um melhor crescimento.

Nos resultados obtidos sobre o grau de crescimento das folhas está sendo considerada a biometria das folhas, a qual demonstrou que houve uma pequena variação, tanto na largura como no comprimento, mas que não indicaram modificações importantes quanto a esse parâmetro (Tabela 11.4). As análises estatísticas revelaram que não houve variação significativa entre as estações.

Tabela 11.4 - Avaliação biométrica das folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechaman, provenientes de zonas de manguezal de São Francisco do Conde (estações 1, 2, 5 e 6); Madre de Deus (estações 3 e 4) e Ilha de Vera Cruz – Jiribatuba (estação 7).

Estação	Árvore	Largura	Comp.
1-CG	A1	35	82
	A2	38	85
	A3	33	86
2-CP	A1	36	72
	A2	39	86
	A3	32	80
3-SU	A1	35	71
	A2	35	78
	A3	41	82
4-FA	A1	36	79
	A2	34	83
	A3	35	74
5-IF	A1	37	84
	A2	36	87
	A3	42	93
6-CJ	A1	35	85
	A2	37	79
	A3	34	73
7-JB	A1	32	78
	A2	38	87
	A3	36	80

Segundo Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986) a análise da biometria das folhas tem sido usada como indicadora de qualidade ambiental, pois a redução da superfície foliar sugere uma alteração no seu crescimento. Essa redução, em conjunto com as alterações na morfologia externa das folhas, também vem sendo documentada por outros autores (Lamparelli et al., 1989; Proffitt et al., 1995), como método para indicar prováveis alterações ambientais. Entretanto, apesar dos autores confirmarem que o tamanho da folha é um dado importante na determinação de áreas impactadas, para as zonas de manguezais estudadas essas medidas não confirmam tal informação, pois não foram observadas diferenças significativas entre as estações de coleta e a estação de referência.

As descrições anatômicas das folhas de *A. schaueriana* de todas as estações estão de acordo com as realizadas por Metcalfe e Chalk (1979), Macêdo (1983), Tomlinson (1986) e Araújo (2000). Entretanto, foram verificadas algumas alterações teciduais nas folhas oriundas das estações consideradas impactadas.

A avaliação das epidermes das folhas, adaxial (epiderme superior) e abaxial (epiderme inferior), mostrou estômatos presentes exclusivamente na face abaxial permitindo caracteriza-las como hipoestomática. Os estômatos observados foram do tipo paracítico, posicionados no mesmo nível das demais células epidérmicas.

A avaliação do grau de integridade dos estômatos e glândulas de sal nas folhas de *A. schaueriana* comparados com os estudos realizados por Lamberti (1969), Ferreira (2002) e El Paso (2004), mostraram-se íntegras na maioria das folhas analisadas em todas as estações no presente estudo e nos demais trabalhos citados.

A análise do índice de estômatos e glândulas de sal da epiderme abaxial da folha de *A. schaueriana* (Figura 11.2) não apresentou diferenças significativas entre as estações.

Os parâmetros avaliados (células, glândula de sal e estômatos) não apresentaram variação estatisticamente significativa entre as estações, exceto a estação 4-FA, que mostrou pequena variação em relação às demais estações.

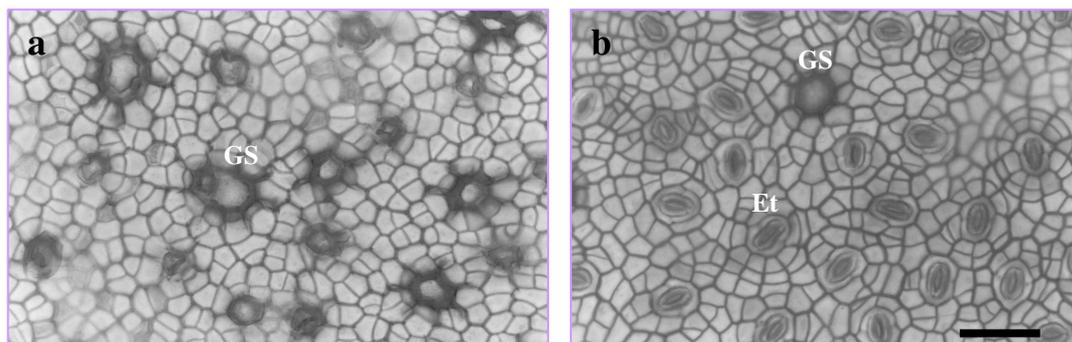


Figura 11.2 - Corte paradermico do limbo foliar de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman da estação controle na Ilha de Vera Cruz (Itaparica) em Jiribatuba. (a) Epiderme superior mostrando as glândulas de sal (GS); (b) Epiderme inferior mostrando os estômatos (Et) e GS. Barras = 2,27 μ m.

As glândulas de sal foram observadas nas duas faces da folha, corroborando com o descrito por Tomlinson (1986). A capacidade da *A. schaueriana* de crescer em ambientes salinos e pobres em oxigênio se dá através de vários mecanismos e adaptações, dentre essas destacam as glândulas de sal que permitem eliminar pequenas quantidades de sal que são mobilizados na planta. Uma das mais altas e eficientes taxas de excreção de sal em espécies de manguezal tem sido mostrada em *Avicennias* (Youssef & Ghanem, 2002). Segundo Tomlinson (1986), a maioria dos vegetais halófitos neutraliza o excesso de sal precipitando-o sob a forma de cristais e a sua excreção requer gasto de energia, a qual, além de favorecer o crescimento em habitat salino, também o protege contra herbivoria.

O índice de glândulas de sal da epiderme superior das estações de São Francisco do Conde e Madre de Deus mostrou-se mais elevado em relação à estação referencial, exceto na estação 4-FA, na qual foi mais baixa. Foi verificado estatisticamente que o índice de glândulas de sal da epiderme superior da estação 3-SU foi maior em relação à estação referencial (Figura 11.3).

Essas glândulas possibilitam à planta eliminar o excesso de cloreto derivado do ácido clorídrico, absorvidos da água salobra (Youssef & Ghanem, 2002). Na estação 3-SU os níveis de salinidade foram mais elevadas (Garcia et al., 2003), provavelmente devido à retirada da vegetação e à exposição do substrato, concentrando grandes quantidades de sal nesse substrato, o que pode estar influenciando no aumento da necessidade de excreção do sal das plantas, devido a maior absorção da água salina pelas raízes.

A Figura 11.4 mostra uma análise de Variância MANOVA entre as estações com relação aos parâmetros foliares.

As folhas das plantas oriundas das estações de São Francisco do Conde e Madre de Deus apresentaram tanto no pecíolo como no limbo foliar, em seção transversal uma grande quantidade de tricomas piriformes (Tp), muitos braquiesclereides (células pétreas), aerênquima (A) bastante desenvolvido e além de áreas de parênquima (P) rompidas (Figura 11.5).

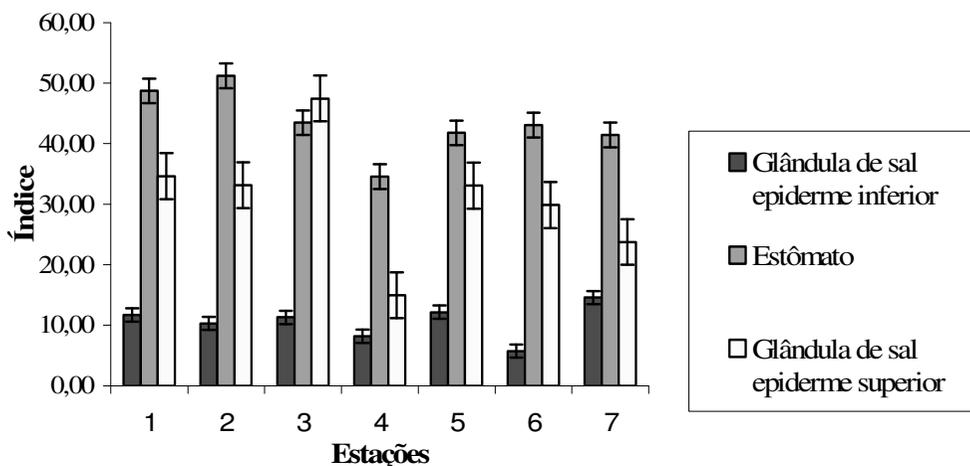


Figura 11.3 - Distribuição de glândulas de sal e estômatos nas folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman provenientes de zonas de manguezal de São Francisco do Conde (estações 1, 2, 5 e 6); Madre de Deus (estações 3 e 4) e Ilha de Vera Cruz – Jiribatuba (estação 7).

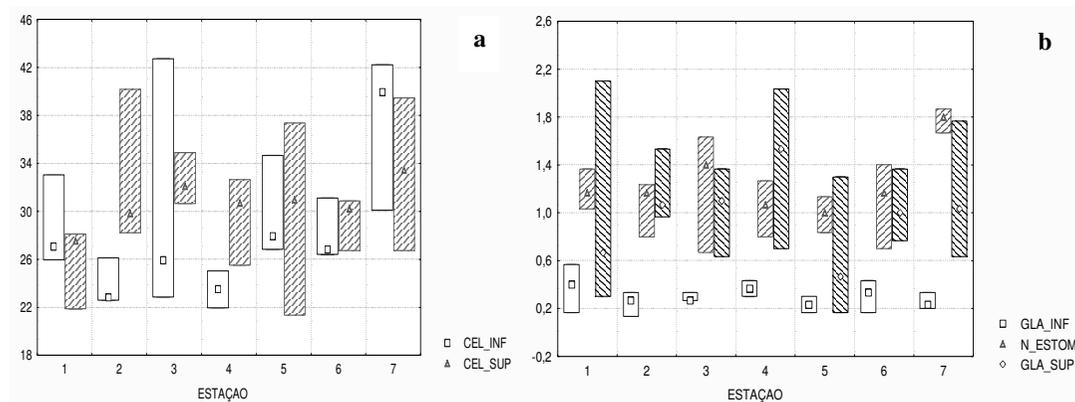


Figura 11.4 - Variação dos parâmetros nas folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman provenientes de zonas de manguezal de São Francisco do Conde (estações 1, 2, 5 e 6); Madre de Deus (estações 3 e 4) e Ilha de Vera Cruz – Jiribatuba (estação 7) entre as estações. (a) GLA_INF - glândula inferior; N_ESTOM - número de estômatos; GLA_SUP - glândula superior; (b) CEL_INF - célula inferior; CEL_SUP - célula superior.

As análises das folhas de *A. schaueriana* coletadas no presente trabalho revelaram a presença de cutícula espessa e uma maior quantidade de tricomas piriformes na face abaxial da lâmina foliar (Figuras 11.6b, 11.6c e 11.7a) em relação à estação controle (Figura 11.6a e 11.7a). Em secção transversal observou-se que a epiderme é uniestratificada e revestida por cutícula delgada, e o mesofilo é dorsiventral, sendo constituído por uma ou duas camadas de parênquima paliçádico e aproximadamente três camadas de parênquima esponjoso.

O mesofilo apresentou grande quantidade de amido e gotas lipídicas no parênquima paliçádico e lacunoso, além da presença de compostos fenólicos (tanino). Na nervura central observaram-se muitas células pétreas e parênquima fundamental destruído (Figura 11.8b).

De um modo geral as características anatômicas observadas no limbo e no pecíolo estão de acordo com as citadas por Tomlinson (1986). Ferreira (2002), analisando essa mesma espécie no manguezal da Baía de Aratu, também encontrou características semelhantes.

Segundo Cutter (1986), os tricomas dificultam a perda de água e fornecem defesa contra insetos. O desenvolvimento de compostos fenólicos também pode estar relacionado à proteção contra a

herbivoria. O aumento no número de tricomas e de compostos fenólicos nas folhas das áreas consideradas impactadas pode estar relacionado à defesa desses vegetais ao ataque de insetos, uma vez que os vegetais submetidos a impactos ambientais, naturalmente tornam-se mais frágeis e susceptíveis ao ataque dos mesmos.

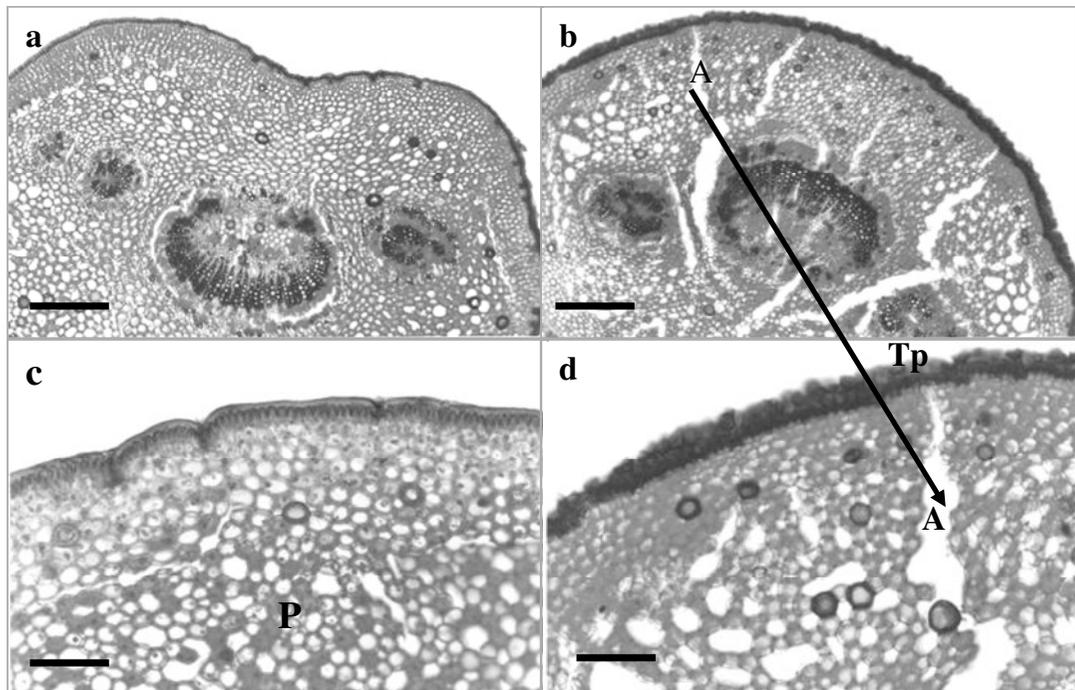


Figura 11.5 - Corte transversal do pecíolo de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman provenientes de zonas de manguezal de São Francisco do Conde. (a) Jiribatuba (controle) - Estação 7 (obj. 4X) (Barra = 11,11µm); (b) Estação considerada impactada aerênquima desenvolvido e muitos braquiesclereídes (obj. 4X) (Barra = 11,11µm); (c) Jiribatuba (controle) - Estação 7 (obj. 10X) (Barra = 4,5µm); (d) Estação considerada impactada, mostrando detalhes da hipertrofia do parênquima aerífero, parênquima fundamental (P) rompida e a grande quantidade de tricomas periformes (Tp) (Barra = 4,5µm).

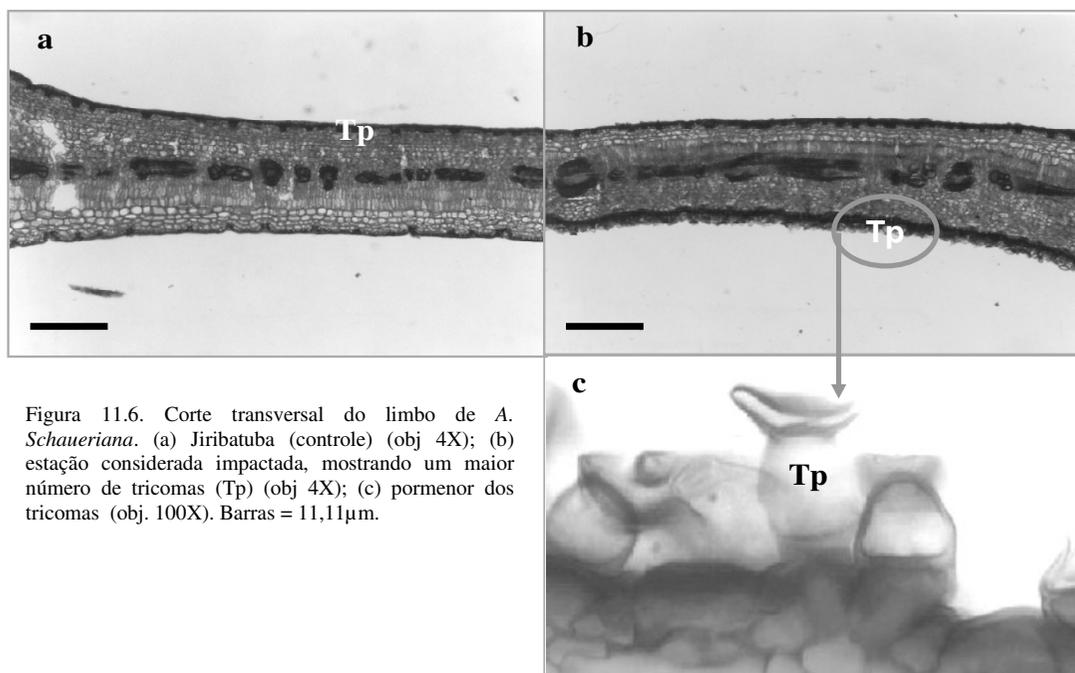


Figura 11.6. Corte transversal do limbo de *A. Schaueriana*. (a) Jiribatuba (controle) (obj 4X); (b) estação considerada impactada, mostrando um maior número de tricomas (Tp) (obj 4X); (c) pormenor dos tricomas (obj. 100X). Barras = 11,11µm.

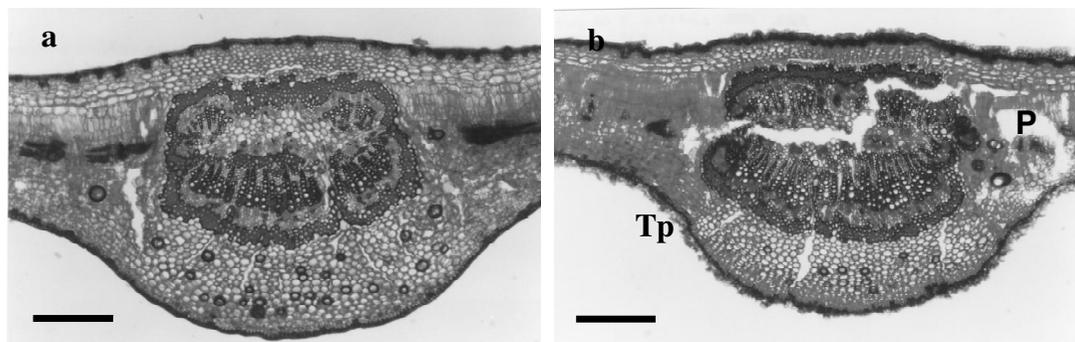


Figura 11.7 - Corte transversal do limbo de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman. (a) Jiribatuba (controle) - Estação 7 (obj. 4X); (b) Estação considerada impactada, mostrando muitos tricomas (Tp) e parênquima (P) rompido (obj. 4X). Barras = 11,1µm.

A formação de aerênquimas é conhecida como uma das mais importantes adaptações anatômicas presente em plantas que se desenvolvem em ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio como acontece nos ambientes de manguezais. Segundo Appezzato-da-Glória et al. (2003), o aerênquima ocorre normalmente nas plantas de manguezais, entretanto, o aumento da quantidade desse tecido pode estar associado à necessidade de maior oxigenação, provavelmente devido ao acúmulo de produtos, nas estruturas de aeração tanto das folhas por via aérea, como nos pneumatóforos pela água.

No ambiente, a mobilização e o acúmulo de substâncias de diferentes origens em planta aquática podem diminuir ou obstruir a entrada de ar que ocorrem através dos pneumatódios dos pneumatóforos e das trocas gasosas através dos estômatos das folhas. Como estratégia para compensar o estresse por déficit de oxigênio, o vegetal aumenta a quantidade do tecido de aeração da planta. De acordo com Pinheiro et al. (1991), o fluxo de gases que ocorre nos espaços aerênquimáticos garante o suprimento e estocagem de oxigênio nas folhas e nas raízes, assegurando respiração aeróbica em condições de anoxia. Assim, a ventilação interna e o ajustamento metabólico são mantidos.

Em estudos de anatomia foliar de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman realizados por Rodrigues (2005) em São Francisco do Conde, foi observado um aumento da quantidade do tecido de reserva de ar nas folhas das plantas submetidas às atividades petrolíferas. Essa hipertrofia pode estar associada ao rompimento do tecido nas folhas das plantas desta região e da região de Madre de Deus, tal como foi visto no presente trabalho.

Também foi observado por Rodrigues (2005) e no presente estudo o aumento de esclereídes, elementos não vivos do esclerênquima. Estas estruturas possuem paredes lignificadas que auxiliam a sustentação dos tecidos vegetais, principalmente tecidos de reserva de ar (Appezzato-da-Glória et al., 2003). O aumento de esclereídes pode estar relacionado ao aumento dos aerênquimas, proporcionando maior sustentação a esse tecido; às deficiências hídricas sazonais (déficit hídrico potencial), típicas de ambientes estuarinos; à defesa contra a herbivoria ou aos mecanismos de proteção da longevidade das folhas, aumentando assim o carbono foliar por unidade de investimento (Boeger et al., 2003).

Os grãos de amido e as gotas lipídicas são considerados substâncias ergásticas que servem de reserva alimentar (Cutter, 1986) e em alguns casos podem ser utilizadas para proteção da planta contra predadores como alguns compostos fenólicos, tornando as folhas pouco palatáveis para os animais. Os cristais (drusas, rafídeos entre outros) podem fornecer suporte mecânico para os tecidos e também proteger a planta contra ataque de animais (Metcalf & Chalk, 1988).

No presente trabalho observou-se a presença da grande quantidade de drusas que pode estar associada à redução da herbivoria. Os testes histoquímicos evidenciaram, também, a presença de numerosos grãos de amido no tecido parenquimático formando uma bainha em torno dos feixes vasculares, gotas lipídicas, compostos fenólicos além das drusas de oxalato de cálcio em diferentes tecidos da folha em todas as estações, principalmente na estação 2-CP.

A maior quantidade de gotas lipídicas identificada ocorreu no tecido clorofiliano e no tecido parenquimático do pecíolo e da nervura principal. O aumento das substâncias de reserva como os lipídios, sugere uma maior necessidade de acúmulo de energia para manutenção dos processos metabólicos e garantir a sobrevivência da planta em ambientes submetidos a estresses elevados (Esau, 1985; Fahn, 1979; Rocha et al., 2002).

O aumento na quantidade de drusas nas plantas em estudo pode estar indicando também essa necessidade de maior proteção dos tecidos. A grande quantidade de drusas pode estar associada ao desbalanço nutricional (qualidade nutricional) do solo, uma vez que a formação dos cristais seria uma forma de imobilização do cálcio na planta, pois a concentração elevada desse nutriente pode se tornar tóxico para o vegetal (Leite et al., 2001). Estes resultados estão de acordo com Franceschi & Horner Jr. (1980) e Boeger & Wisniewski (2003) que descreveram que no caso das plantas de manguezais, geralmente estes idioblastos são acumulados para funcionar como um mecanismo de defesa contra o pastejo de animais, ou ainda como estratégia de manutenção de nutrientes retirando o excesso de ácido oxálico do sistema da planta, já que o oxalato é um subproduto do metabolismo.

IV. Metais e matéria orgânica no sedimento

As concentrações dos elementos analisados no sedimento do manguezal do presente estudo estão plotados na Tabela 11.5. Observa-se que os maiores teores de M.O. e dos metais estão na estação 1-CG e 6-CJ; em contrapartida, a estação 2-CP foi a que apresentou os menores teores.

Tabela 11.5 - Concentrações médias de metais no sedimento de manguezal da região de São Francisco do Conde, Madre de Deus e Jiribatuba (MD - médias; DP - desvio padrão). Os parâmetros M.O., Ca, K, Na, Al e Mg estão expressos em % os demais metais estão em $\mu\text{g g}^{-1}$.

	1-CG		2-CP		3-SU		4-FA		5-IF		6-CJ		7-JB	
	MD	DP	MD	DP	MD	DP	MD	DP	MD	DP	MD	DP	MD	DP
Mn	759,04	15,47	118,69	4,22	126,97	4,18	105,41	11,45	219,22	3,03	648,75	43,14	66,25	2,65
Zn	58,68	4,82	10,78	0,72	62,69	0,82	55,15	4,95	70,47	8,32	85,11	8,06	25,61	2,76
Cu	39,24	0,39	14,3	0,79	31,96	0,69	33,09	2,2	29,6	1,25	32,26	2,45	13,82	0,12
Ni	21,11	2,06	2,77	0,88	19,91	0,33	21,47	3,86	26,24	0,94	26,05	2,51	5,51	0,69
Cd	0,05	0,49	0,4	0,49	0,32	0,02	0,55	0,32	0,59	0,47	1,02	0,4	0,03	0,04
Pb	12,29	1,41	0,02	0,37	7,64	1,28	9,16	4,28	20,27	0,61	38,16	2,76	9,73	2,23
Cr	31,73	4,53	7,83	1,90	0,60	1,22	3,81	0,66	2,49	4,94	8,35	3,38	26,07	2,5
V	31,74	5,64	10,11	2,02	32,19	1,92	41,57	6,37	57,13	5,05	67,49	10,08	23,98	1,13
Ca	2,99	0,06	0,56	0,01	0,24	0,02	0,12	0,01	0,23	0,01	0,53	0,04	0,39	0,01
K	0,55	0,12	0,09	0,01	0,31	0,01	0,2	0,03	0,46	0,03	0,71	0,14	0,23	0,02
Na	1,03	0,04	0,34	0,02	0,88	0,03	0,5	0,01	1,22	0,01	2,52	0,04	0,98	0,02
Al	2,3	0,55	0,44	0,09	1,56	0,06	0,7	0,21	1,33	0,29	2,7	0,73	1,47	0,30
Mg	2,09	0,12	0,31	0,02	0,76	0,02	0,44	0,03	1,01	0,26	0,98	0,12	0,57	0,02
M.O	16,9	0,46	2,01	0,11	5,77	0,12	3,69	0,02	6,43	0,11	17,44	0,29	3,81	0,08

CG-Coqueiro Grande; CP-Caipé; SU-Suape; FA-Fábrica de Asfalto; IF-Ilha de Fontes; CJ-Cajafba; JB-Jiribatuba.

A estação 6-CJ apresentou os maiores teores dos metais, principalmente de Pb; isso provavelmente deve-se à contribuição do setor Norte da região, onde se encontram uma fonte potencial desses elementos, provenientes da deposição de resíduos produzidos por uma fundição primária de chumbo de uma subsidiária da **multinacional Plumbum Mineração e Metalúrgica Ltda**, no período de 1960 a 1993 e mobilizados pelas correntes de refluxo da região de Santo Amaro da Purificação – BA. Esses resíduos, segundo estudos realizados em 1995 por diferentes autores, evidenciaram elevadas concentrações de chumbo nos sedimentos assim como em animais a exemplo dos moluscos ao norte da BTS, onde deságua o rio Subaé, após receber uma carga poluidora da fundição (Carvalho et al., 2003).

No presente trabalho os metais Fe, Mn e Ni apresentaram-se e concentrações mais elevadas no sedimento. A área de estudo não possui valores de background reconhecidos, portanto, para avaliar

a qualidade do sedimento da área em estudo, adotou-se os critérios estabelecidos pelo NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) para sedimentos marinhos (Tabela 11.6).

Comparando os valores obtidos de concentrações de metais neste experimento com outros trabalhos realizados em áreas de manguezal da BTS (Tabela 11.6), nota-se que houve um enriquecimento de Mn e Cd na região; em contrapartida, para os metais Zn, Ni, Cr, Fe, Cu, Pb e V houve uma redução, quando se avalia o período de 1996 a 2002. Vale ressaltar que os estudos realizados por Santos (2002) e UFBA (1996) em sedimentos de manguezal da BTS, estão inseridas geograficamente no trecho estudado pelo presente trabalho.

Tabela 11.6 - Comparação dos resultados da região de São Francisco do Conde e Madre de Deus com valores de referência e com sedimentos de manguezal do Brasil e de outras regiões. NI: Não Informado. Em negrito os valores médios e os valores maiores que os encontrados na área de estudo.

Elementos ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Valor Mínimo, Máximo e Média Aritmética	Valores de Referência do NOAA ¹			Valores de Referência do Environment Canada ²		Norte da Baía de Todos os Santos ³ Bahia	Baía de Todos os Santos Bahia ⁴	Baía de Guanabara Rio de Janeiro ⁵
		Sedimento de rio			Sedimento de rio				
		Background	TEL	PEL	TEL	PEL			
Zn	18,7-73,3 46,0	7,0 - 38,0	123,1	315,0	123,0	315,0	NI	78,0-116,0 94,2	53,3 - 610,0 238,4
Cu	12,4-35,3 23,85	10,0 - 25,0	35,7	197,0	35,7	197,0	2,63-230,0 30,91	38-83 48,67	NI
Ni	2,5-23,6 13,05	9,9	18	35,9	18,0	35,9	NI	21-40 29,07	6,0 - 12,0 9,3
Cd	0,04-0,98 0,49	0,1 - 0,3	0,60	3,53	0,6	3,5	0,010-1,19 0,189	< 00,4-1,50 0,49	NI
Pb	0,02-32,9 16,46	4,0 - 17,0	35	91,3	35,0	91,3	29,7-217 75,31	10,0 - 32,0 22,86	20,0 - 130,0 59,2
Cr	7,1-37,2 22,15	7,0 - 13,0	37,3	90,0	37,3	90,0	11,9-55,1 19,2	333,0-80,0 60,53	18,0 - 80,0 43,3
V	9,1-60,4 34,75	50,0	NI	NI	NI	NI	NI	36,0-117,0 71,47	NI
Al	3978,6- 24341,6 14160,15	2600,0	NI	NI	NI	NI	NI	676,0-5.490,0 3252,0	NI
Mn	98,1-683,1 390,6	400,0	NI	NI	NI	NI	5,86-608,0 136,6	3,07-132,72 54,39	71,7 - 273,0 143,7
Fe	5429,4- 25005,3 15217,35	9.900 - 18.000	NI	NI	NI	NI	NI	2.941-18.382 10127,0	NI

(1) NOAA (1999), (2) Environment Canadá (1999), (3) UFBA (1996), (4) Santos (2002), (5) Machado et al. (2000).

A Tabela 11.7 mostra uma matriz de correlação entre os metais e a matéria orgânica (M.O.) no sedimento com a biometria da folha. Em negrito estão as correlações positivas, identificadas somente identificadas entre os metais e a matéria orgânica do sedimento. A análise revela que não há correlação positiva do comprimento com a largura para nenhum dos elementos analisados nem com a matéria orgânica, mostrando que as deformações na integridade foliar não estão correlacionadas com os teores de metais no sedimento. Provavelmente essas deformações sejam provenientes de poluição atmosférica, uma vez que as estações que apresentaram a maior quantidade de deformações estão situadas nas áreas próximas às atividades industriais que emitem poluentes aéreos.

Tabela 11.7 - Matriz de correlação entre os elementos e a matéria orgânica no sedimento com a biometria da folha (Comp - comprimento, Larg - largura).

	Larg	Comp	Ca	K	Na	Al	Mg	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	V	M.O.
Larg	1																
Comp	0,43	1															
Ca	-0,38	0,36	1														
K	0,06	0,34	0,39	1													
Na	0,02	0,09	0,03	0,88	1												
Al	-0,1	0,19	0,46	0,93	0,86	1											
Mg	-0,06	0,52	0,88	0,71	0,33	0,71	1										
Mn	-0,3	0,26	0,76	0,85	0,63	0,83	0,84	1									
Fe	-0,13	0,35	0,45	0,89	0,72	0,87	0,74	0,77	1								
Zn	0,22	0,24	0,21	0,88	0,72	0,77	0,61	0,65	0,87	1							
Cu	0,03	0,13	0,44	0,63	0,3	0,52	0,69	0,62	0,72	0,84	1						
Ni	0,32	0,26	0,09	0,73	0,53	0,54	0,49	0,49	0,75	0,95	0,88	1					
Cd	0,32	0,07	-0,3	0,79	0,9	0,68	0,17	0,39	0,64	0,82	0,41	0,73	1				
Pb	0,08	0,2	-0	0,89	0,96	0,78	0,32	0,6	0,76	0,79	0,4	0,67	0,93	1			
Cr	0,15	0,35	0,18	0,92	0,86	0,88	0,57	0,63	0,92	0,9	0,58	0,77	0,86	0,89	1		
V	0,19	0,25	-0,1	0,84	0,86	0,67	0,3	0,52	0,76	0,86	0,52	0,81	0,94	0,96	0,88	1	
M.O.	-0,25	0,2	0,65	0,92	0,76	0,92	0,8	0,98	0,85	0,75	0,64	0,57	0,55	0,72	0,76	0,63	1

A presença de certo elemento na composição química da planta não significa que o mesmo desempenha papel importante na sua fisiologia, pois o sedimento contém grande variedade de elementos, assim a planta que se desenvolve no mesmo irá apresentar, pelo menos, traços da maioria desses elementos, tanto aqueles essenciais para o crescimento como aqueles absorvidos (Epstein, 1975).

Os valores médios das concentrações dos elementos químicos analisados nas folhas da *A. schaueriana* no presente trabalho estão plotados na Tabela 11.8. Observou-se que dentre as estações os teores mais elevados de metais identificados nas folhas da *A. schaueriana* estão na estação 1-CG para os metais Ca, K, Al, Mg, Mn, Ni e Cd; na estação 2-CP para os metais Na, Pb e V e na estação 3-SU para os metais Zn e Cr. Essas estações estão situadas nas proximidades de áreas industriais. A análise da referida tabela também mostrou diferença significativa para os seguintes elementos: Ca, K, Mn, Fe e Cd.

O Ca apresentou diferença estatisticamente significativa entre as estações 1-CG e 4-FA. Para o K, a estação 6-CJ apresentou diferença significativa com todas as estações, exceto a estação de referência (7-JB). O Mn apresentou diferença entre a estação 1-CG e a estação de referência-JB, o Fe entre a estação 4-FA e a estação de referência e o Cd da estação de referência difere da estação 1-CG. As demais estações e elementos não apresentaram diferenças estatisticamente significativa.

Analisando os coeficientes de variação (CV) apresentados na Tabela 11.8, com exceção aos metais Pb e Cr, os demais elementos indicaram uma distribuição relativamente uniforme entre as diferentes estações. Sugere-se que a diferença nas concentrações dos metais entre as estações esteja associada às concentrações dos mesmos no sedimento e a sua absorção e translocação pela planta.

Um outro fator que pode estar indicando as diferenças entre as concentrações dos metais entre as estações são as ações antagonísticas do K e o Na em relação ao Ca e ao Mg durante a absorção pelas raízes, exercendo uma competição entre esses elementos (Lacerda et al., 1985). Isso pode ser notado nas estações 2 e 4, onde existe uma diminuição do Ca com um aumento dos teores de K e Na. Uma peculiaridade do gênero *Avicennia*, são as glândulas de sal, que desenvolvem um papel significativo na fisiologia da folha, através de um balanço iônico que além de controlar, principalmente, os teores de Na, também mostra influência no controle dos teores de Ca, K e Zn, mantendo um equilíbrio osmótico e o teor salino em níveis normais (Sobrado & Greaves, 2000). Esses mesmos autores ainda ressaltam a possibilidade de que, em ambientes de alta salinidade, a contribuição de ânions orgânicos cria melhores condições para esse equilíbrio.

O Ca exerce efeitos positivos no desenvolvimento da planta, ele favorecendo o equilíbrio dos nutrientes e o desenvolvimento das plantas em áreas de alta salinidade (Malavolta et al., 1997; Waisel, 1972). Segundo Waisel (1972), os teores de Ca em plantas halófitas, em geral, são de aproximadamente 0,5%.

Tabela 11.8. Concentrações médias de metais em folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman do manguezal da região de São Francisco do Conde, Madre de Deus e Jiribatuba. Ca, K, Na e Mg estão em %, os demais metais em $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Metal	1-CG	2-CP	3-SU	4-FA	5-IF	6-CJ	7-JB	CV (%)
Ca	0,5-0,4 0,5 ^a	0,4-0,3 0,3 ^{ab}	0,4-0,3 0,3 ^{ab}	0,3-0,3 0,3 ^b	0,5-0,3 0,4 ^{ab}	0,5-0,3 0,4 ^{ab}	0,4-0,4 0,4 ^{ab}	9-2 6
K	1,1-0,8 1,0 ^b	1,3-1,0 1,2 ^b	1,1-0,8 1,0 ^b	1,4-1,0 1,1 ^b	1,2-0,8 1,0 ^b	2,0-1,4 1,5 ^a	0,1-0,1 1,2 ^{ab}	21-2 13
Na	2,8-1,2 1,9	2,9-1,6 2,5	2,2-1,8 2,1	1,9-1,5 1,7	2,0-1,6 1,7	2,3-2,1 2,2	0,3-0,2 2,4	7-1 3
Mg	1,3-0,7 1,2	1,2-0,8 1,1	1,2-1,0 1,0	1,3-0,6 1,0	1,2-0,7 1,0	1,1-0,9 1,0	1,2-0,1 1,1	30-3 12
Al	170-68 144,5	222-28,9 127,7	256,8-17,2 123,6	1,0-0,9 105,7	246,7-25,9 53,6	72,9-6,0 27,7	143-59 87,9	29-4 22
Mn	329-117 316,6 ^a	220,9-173,2 202,2 ^{ab}	184,6-87,4 119,4 ^{ab}	227,5-166,8 199,9 ^{ab}	303,5-93,1 266,4 ^{ab}	209,5-131,3 162,6 ^{ab}	122-37 43,4 ^b	11-1 5
Fe	112,5-83,9 94,37 ^{ab}	124,2-99,5 110,7 ^{ab}	249,6-117,2 158,1 ^{ab}	376,7-76,3 162,7 ^a	147,5-71,5 72,9 ^{ab}	86,4-32,8 71,3 ^{ab}	63-25 31,5 ^b	13-2 8
Zn	28,5-16,5 20,6	34,8-20,8 21,6	62,9-22,8 29,7	28,2-19,7 27,5	26,7-16,4 21,9	28,5-12,8 16,4	52-19 28,5	12-1 8
Cu	17,9-5,5 12,6	14,9-7,4 10,9	30,2-4,8 6,2	51,3-3,8 18,3	37,5-4,5 5,1	26,7-4,4 23,7	7,3-2,1 2,8	8-1 4
Ni	55,5-12,5 16,3	13,9-9,6 10,3	13,6-6,6 10,8	23,2-10,3 14,8	16,3-8,6 12,8	20,2-9,9 13,0	17,6-3,2 8,7	39-2 14
Cd	0,3-0,1 0,2 ^a	0,08-0,06 0,07 ^b	0,5-0,4 0,05 ^b	0,02-0,02 0,02 ^b	0,10-0,03 0,07 ^b	0,06-0,04 0,05 ^b	0,05-0,02 0,03 ^b	14-1 6
Pb	0,4-0,1 0,5	0,8-0,2 0,5	0,7-0,05 0,4	0,8-0,1 0,4	0,2-0,15 0,2	1,3-0,1 0,6	0,2-0,01 0,1	97-3 30
Cr	0,4-0,3 0,3	0,7-0,2 0,5	1,5-0,4 0,9	0,6-0,4 0,5	0,4-0,1 0,3	0,3-0,02 0,2	0,6-0,2 0,4	107-10 45
V	0,5-0,3 0,4	0,9-0,7 0,8	1,5-0,5 0,8	1,1-0,5 0,7	1,3-0,5 0,8	1,8-1,3 1,5	0,2-0,15 0,2	20-5 13

CG-Coqueiro Grande; CP-Caipe; SU-Suape; FA-Fábrica de Asfalto; IF-Ilha de Fontes; CJ-Cajaíba; JB-Jiribatuba (Referência); CV - Coeficiente de Variação.

Letras diferentes representam variação significativa entre médias de metais entre estações, segundo o teste de Tukey-Kramer.

O K possui importante papel nos tecidos condutores e sua deficiência pode levar a presença de cloroses e necroses (Malavolta et al., 1997). Segundo Mello et al. (1985), em espécies de manguezal, a concentração do K pode variar de 0,5 a 6%.

O Na não é essencial às plantas verdes, porém algumas plantas halófitas não só toleram suas altas concentrações, como também as utilizam como um macronutriente (Epstein, 1975). Para as espécies do gênero *Avicennia*, o íon Na^+ é um elemento importante, além disso o sódio controla a absorção dos demais elementos químicos (Mallery & Teas, 1984). Segundo Lacerda (1985), a *A. schaueriana* apresenta uma resposta diferenciada com relação aos teores de Na, pois suas concentrações variam de acordo com a salinidade do sedimento, ao contrário do que acontece com a *Rhizophora* e a *Laguncularia*.

Segundo Joshi et al. (1974), O Mg em plantas de manguezal não devem ultrapassar 1%, para que não ocorra uma inibição fotossintética, assim, conforme mostrado na Tabela 11.8, os valores do Mg para todas as estações estão dentro do valor previsto por estes autores.

Ross (1994) estabeleceu um intervalo de valores para plantas estimando os níveis normais e tóxicos par os metais Mn, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb e Cr, conforme mostra a Tabela 11.9.

Considerando os valores de referência citados na literatura (Waisel, 1972; Mello et al., 1985; Joshi et al., 1974; Ross, 1994), observa-se que os teores dos metais Ca, K, Zn, Cd, Pb e Cr determinados no presente trabalho estão abaixo desses valores. Exceto na estação 7-JB (referência), as demais estações apresentaram teores Mn, Cu e Ni acima dos indicados na literatura. Com isso, pode-se inferir que os teores encontrados no presente estudo estão dentro do limite normal de concentração para esses metais, com exceção do Cu e Ni, que apresentaram teores dentro dos limites tóxicos às plantas.

Tabela 11.9 - Intervalo de valores considerados por Ross, 1994 para metais em folhas.

Metais (µg g ⁻¹)	Mn	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr
Normais	15-100	8-400	4,0-15	0,02-5	0,02-0,8	1,0-10	0,03-15
Tóxicos	300-500	400-400	20-100	10-100	5,0-30	30-300	5,0-30

Comparando os teores médios do presente estudo com trabalhos realizados em outros manguezais no Brasil (Tabela 11.10), observa-se que os metais Mg, Mn, Zn e Cu, apresentaram maiores concentrações neste trabalho, com exceção à Baía de Aratu (Ferreira, 2002) e a Costa sudeste do Brasil (Lacerda, 1986) que mostraram concentrações maiores para todos os metais analisados.

Tabela 11.10 - Valores comparativos da concentração de folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman na área de estudo com outros manguezais do Brasil. Os metais Ca, K, Na e Mg estão em %, os demais em µg.g⁻¹.

Metal	Neste Trabalho	Baía de Aratu ¹	Ilha de Pati ²	Baía de Camamu ³	Rio Joanes ⁴	Rio Itanhém ⁵	Costa Sudeste do Brasil ⁶
Ca	0,36	0,46	0,64	0,34	0,37	0,51	0,67
K	1,12	2,69	1,34	1,4	2,14	0,53	2,27
Na	2,06	NI	NI	2,51	3,48	1,81	3,23
Mg	1,05	1,15	1,02	0,08	0,77	0,91	1,26
Al	95,8	NI	NI	127,44	48,66	137,5	NI
Mn	187,23	483,18	123	167,95	71,05	145,24	255,5
Fe	100,23	161,3	183	167,79	126,53	186,98	338,5
Zn	23,77	42,88	20,6	21,76	14,14	12,98	43
Cu	11,4	22,39	6,93	6,8	6,95	6,76	11
Ni	11,22	NI	NI	NI	NI	NI	NI
Cd	0,07	NI	NI	0,69	<0,04	0,37	NI
Pb	0,34	NI	NI	9,03	0,22	1,97	24
Cr	0,46	NI	NI	1,48	<0,0008	0,72	NI
V	0,5	NI	NI	NI	NI	NI	NI

(1) Ferreira (2002); (2) Guedes (1996); (3) Oliveira (2000); (4) Barbosa (2000); (5) Araújo (2000); (6) Lacerda (1986).

É importante ressaltar que a Ilha de Pati (Guedes, 1996), também situada na BTS, mostra valores de Cu inferiores aos determinados no presente estudo, sugerindo um enriquecimento desse metal nas folhas, o qual pode estar associada a deposição de resíduos provenientes da mineração do setor Norte da região, trazidos pelos cursos d'água, uma vez que as maiores concentrações desse metais nas folhas estão na estação 6-CJ. Considerando os valores estabelecidos por Ross (1994), pode-se inferir que a estação 6-CJ apresenta níveis tóxicos de Cu.

Na Tabela 11.11 está indicado o fator de concentração (FC) calculado utilizando a concentração do metais na folhas e sedimento. De um modo geral as concentrações dos elementos decresceram na seguinte ordem: K>Na>Mg>Mn>Ni>Ca>Zn>Cu>Cd>Pb>V=Cr>Fe=Al. Similares fatores de concentrações foram relatados por Lacerda (1986), Sadiq & Zaidi (1994) e Oliveira (2000) em folhas do gênero *Avicennia* para alguns elementos. Segundo esses mesmos autores, este FC em manguezal, em geral é menor que 1,0.

Tabela 11.11 - Valores médios dos teores de elementos químicos em folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman e sedimentos (µg.g⁻¹) com seu respectivo Fator de Concentração (FC) em manguezal da Região de São Francisco do Conde, Madre de Deus e Jiribatuba.

Metais	Ca	K	Na	Al	Mg	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	V
FC1	0,56	3,41	2,14	0,01	1,32	0,71	0,01	0,47	0,46	0,71	0,33	0,02	0,02	0,02
FC	6,0 ^a	3,2 ^a	2,6 ^a	0,03 ^b	3,9 ^a	1,67 ^b	0,01 ^b	0,57 ^b	0,03 ^b	-	-	0,13 ^b	0,02 ^b	-

(1) FC do presente estudo; (a) FC de Lacerda (1985); (b) FC de Oliveira (2000).

Observa-se que os nutrientes K, Na e Mg apresentaram maiores FC que os demais metais, os quais mostraram FC menor que 1,0, indicando que a formação de compostos estáveis, como os sulfetos, torna esses metais indisponíveis às plantas. Segundo Lacerda (1998), o Mn não forma sulfetos estáveis, daí esses elementos serem facilmente solubilizados nas condições redutoras típicas de manguezal; podendo assim, tornar-se biodisponível quando comparado com outros metais.

Mesmo assim, no presente estudo o Mn apresentou FC abaixo de 1,0, provavelmente esse metal esteja associado a outros compostos estáveis, o que impede sua biodisponibilidade. Segundo Lacerda (1998), a especificidade e as complexas interações entre solo e planta vão explicar os baixos valores dos FC entre esses dois compartimentos, mesmo para o Fe, pois a oxidação que ocorre próximo a rizosfera permite que cristais de óxido e hidróxidos de Fe co-precipitem com outros metais, em menores concentrações, formando uma placa de ferro na raiz. Assim, mesmo em sedimento com altas concentrações de metais, poucos serão absorvidos pela planta.

V. Considerações finais

As variações estruturais (anatômicas) em *A. schaueriana* são evidentes nas áreas consideradas impactadas atividades industriais. Essas alterações, provavelmente, podem estar associadas à necessidade de aumentar a oxigenação tecidual, acúmulo de energia para manutenção do vegetal e proteção contra predadores.

A concentração da maioria dos metais nas folhas está abaixo dos determinados pela literatura para *A. schaueriana*, com exceção aos metais Ni e Cu que estão em concentrações consideradas tóxicas.

O Fator de Concentração encontrado para os metais avaliados nas folhas, também está de acordo com aqueles estabelecidos por outros autores, exceto o Mn.

Os resultados obtidos relacionados evidenciam a sensibilidade que os espécimes de *A. schaueriana* apresentam quando submetidos a estresse ambiental provocados por influências antrópicas.

VI. Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com apoio financeiro da FINEP/CTPETRO-CNPq no âmbito do Projeto “Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes Impactados por Atividades Petrolíferas (PROAMB) e do Projeto “Rede de Recuperação de Áreas Contaminadas por Atividades Petrolíferas (RECUPETRO)”, convênio Nº 220107400. Agradecimento, também, ao LEMA - Laboratório de Estudos do Meio Ambiente, da Universidade Católica do Salvador (UCSAL), pelo uso do espaço do laboratório para a realização de algumas análises químicas; ao Instituto de Biologia da UFBA, mais especificamente os Laboratórios de Micorrizas e Anatomia Vegetal, e de Citogenética Vegetal, nos quais foram feitas análises e fotomicrografias anatômicas.

VII. Referências

- Appezato-da-Glória, B. & Carmello-Guerreiro, B. 2003. Anatomia Vegetal. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 438p.
- Araújo, B.R.N. 2000. *Diagnóstico geoambiental de zonas de manguezal do estuário do Rio Itanhém, município de Alcobaca – Região do extremo sul do Estado da Bahia*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 159p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials. 1992. *Standard practice for Extraction of Trace Elements From Sediments*, Vol. 11 (02).
- Barbosa, M.C.F. 2000. *Caracterização Biogeoquímica dos Manguezais do Estuário do Rio Joanes - Laurode Freitas - BA*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 68p.

- Baker, J.M. 1970 The effects of oils on plants. *Environment Pollution*, **1**:27-44.
- Beerling, David J. 1999. Stomatal Density and Index: Theory and Application; In: Jones, T. O. P.; Rowe, N.P. *Fossil Plants and Spores Modern Techniques*. Geological Society London, London, p.251-260.
- Boeger, M.R. T. & Wisniewski, C. 2003. Comparação de espécies arbóreas de três estádios sucessionais distintos de floresta ombrófila densa (Floresta Atlântica) no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **26**:61-72.
- Carvalho, F.M.; Neto, A.M.S.; Tavares, T.M.; Costa, A.C.A.; Chaves, C.R.; Nascimento, L.D.; Reis, M.A. 2003. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil. *Rev. Panam. Salud Publica*, **13**:19-24.
- CRA - Centro de Recursos Ambientais. 2001. *Avaliação da Qualidade das Águas Costeiras superficiais*. Relatório Técnico, Avaliação Ambiental. CRA, Salvador.
- Cutter, E. C. 1986. *Anatomia Vegetal I – Células e Tecidos – Experimentos e Interpretação*. Roca, São Paulo.
- Cuzzuol, G.R.F. & Campos, A. 2001. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **24**:227-234.
- El Paso. 2004. *Diagnóstico ambiental da Bacia de Camamu-Almada-Ecosystema Manguezal*. Rio de Janeiro. (Relatório não publicado).
- Environment Canada. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life Summary Tables. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca>>
- Epstein, E. 1975. *Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectivas*. Tradução e notas de E. Malavolta. RJ, Livros Técnicos e Científicos, Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Esau, k. 1985. *Anatomia vegetal*. Omega, Barcelona, 779p.
- Fahn, A. 1979. *Secretory tissues in plants*. Academic Press., London, 302p.
- Ferreira, L.M.S.L. 2002. *Análise da composição química e anatômica da folha de Avicennia schaueriana STAPF & LEECHMAN do manguezal da Baía de aratu e Baía de Iguape - Baía de Todos os Santos-BA*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 58p.
- Franceschi, V. R., Horner Junior, H. T. 1980. Calcium Oxalate Crystals in Plants. Department of Botany, University of California. *The Botanical Review*, **4**:361-427.
- Garcia,K.S; Araújo, B.R.N.; Queiroz, A.F.S. 2003. Avaliação da Morfologia Externa de Folhas de Avicennia schaueriana Stapf & Leechman em Zonas do Manguezal dos Municípios de São Francisco do Conde e Madre de Deus - BA. In: Mangrove 2003 - Conferência Internacional - Articulando pesquisa e gestão participativa de estuários e manguezais, 2003, Salvador. *Anais*. Salvador. p.449 – 449.
- Garcia, K.S. 2005. *Estudos Biogeoquímicos em Folhas de Avicennia schaueriana Stapf & Leechman em Zonas de Manguezal da Região de São Francisco do Conde e Madre de Deus*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 128p.
- Guedes, M. L. S; Souza, H. F.; Oliveira, S. S. de & Santos, E. S. 1996. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais do manguezal da Ilha de Pati-Bahia-Brasil. *Sitientibus*, **15**:151-165.
- Gundlach, E.R. & Hayes, M.O. 1978. Classification of coastal environments in terms of potencial vulnerability to oil spill impact. *Mar. Tech. Soc. Journal*, **12**:18-27.
- Joshi, G.V.; Jamale, B.B.; Bhojale, L. 1974. Ion regulation in Mangroves. In: International Symposium On Biology And Management On Mangroves. 1974, Honolulu. *Proceedings*. Institute of food and agricultural sciences, Florida, p.595-607.
- Kraus, J. E.; Arduin, M. 1997. *Manual Básico de Métodos em Morfologia Vegetal*. Edur, Seropédia, RJ.
- Lacerda, L.D; Resende, C.E.; José, D.M.V.; Wasserman, J.C.; Francisco, M.C.F.; Martins, J.C. 1985. Mineral concentration in leaves of mangrove trees. *Biotropica*, **17**:260-262.
- Lacerda, L.D; Resende, C.E.; José, D.M.V.; Francisco, M.C.F. 1986. Metallic composition of mangrove leaves from the southeastern brazilian coast. *Revista Brasileira Biologia*, **46**:95-399.
- Lacerda, L.D; Carvalho, C.E.V; Tanizaki, K.F.; Ovalle, A.R.C.; Rezende, C.E. 1993. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. *Biotropica*, **25**:252-257.

- Lacerda, L.D. 1998. *Trace Metals Biogeochemistry and Diffuse Pollution in Mangrove Ecosystems*. ISMR. Mangrove Ecosystems Occasional Papers, Okinawa.
- Lamberti, A. 1969. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas do manguezal de Itanhaém. *Boletim de Botânica*, **317** (23): 127p.
- Lamparelli, C. C.; Moura, D. O. de.; Rodrigues, F. de O. 1989. Efeitos do óleo nas folhas de mangue. *Ambiente Revista Cetesb*, **3**: 36-45.
- Lanarv. 1988. *Análise de Corretivos, Fertilizantes e Inoculantes*. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária – Métodos Oficiais, p. 76-78.
- Leite, K.R.B.; Melo, E de; Giulietti, A.M. 2001. Contribuição ao conhecimento da anatomia foliar de espécies de *Coccoloba* (Polygonaceae): Diversidade e taxonomia. *Sitientibus – Série Ciências Biológicas*, **1**: 98-106.
- Lima, 2003. Disponível em: <http://www.techoje.com.br/ietec/techoje/techoje/meioambiente/2003/01/24/2003_01_24_0005.2xt/-template_interna> *Revista Tec Hoje*.
- Macêdo, N.A. 1983. Estudo anatômica das folhas de plantas arbóreas do manguezal. *Natura*, **83**(5):110-135.
- Machado, W.; Silva-Filho, E.V.; Oliveira, R.R. 2002. Trace metal retention in mangrove ecosystem in Guanabara Bay, SE Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **44**:1277-1280.
- Malavolta, E.; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. de. 1997. Avaliação Nutricional das Plantas: Princípios e aplicações. 2ª edição, rev. e atual. Potafos, Piracicaba, SP.
- Mallery, C.H. & Teas, H.J. 1984. The mineral ion relations of mangroves root cell compartments in a salt excluder and a salt secrete species at low salinities. *Plant & Cell Physiol.*, **25**:1123-1131.
- Macfarlane, G.R. & Burchett, M.D. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Marine Environmental Research*, **54**: 65-84.
- Macfarlane, G. R.; Pulkownik, A.; Burchett, M. D. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. *Environmental Pollution*, **123**: 139-151
- Martins, L.K.P. 2001. *Evidência de Toxicidade em Sedimentos Associados à indústria Petrolífera: Uso de Bioindicadores*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, 149p.
- Metcalf, C.R & Chalk, L. 1979. *Anatomy of the dicotyledons*, Clarendon Press, Oxford, V.2.
- Mello, F. de; A.F de; Brasil Sobrinho, M. de O.C. do; Arzolla, S. et al. 1985 *Fertilidade do solo*. 3 ed., Editora Nobel, São Paulo.
- NOAA-National Oceanic and Atmospheric Administration. 1999. *Screening Quick Reference Tables*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, USA, 12p.
- Oliveira, J.A. de; Cambraia, J.; Cano, M.A.O.; Jordão, C.P. 2001. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvínia. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, **13**:329-341.
- Oliveira, O.M.C. 2000. *Diagnóstico geoambiental em zonas de manguezal da Baía de Camamu-BA*. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, 249p.
- Peso-Aguiar, M.C. et al. 2000. Effects of petroleum and its derivatives in benthic communities at Baía de Todos os Santos/Todos os Santos Bay, Bahia, Brasil. *Aquatic Ecosystem health and Management Society*, **3**: 459-470.
- Pinheiro, F.; Perazzolo, M; 1991 Aspectos anatômicos e adaptativos das partes vegetativas de *Spartina densiflora* Brong. (Graminaeae) da marisma do estuário da Lagoa dos Patos – RS. *Acta Botânica brasílica*, **5**.
- Proffitt, C. E.; Devlin, D. J.; Lindsey, M. 1995. Effects of oil on mangrove seedlings grown under different environmental conditions. *Marine Pollution Bulletin*, **30**:788-793.
- Queiroz, A.F de S. 1992. *Mangroves de la baie de Todos os Santos – Salvador – Bahia – Brésil: ses caractéristiques et l'influence anthropique sur sa géochimie*. Strasbourg. Tese Doutorado. Université Louis Pasteur. 148p.
- Rocha, J. F.; Rosa, M.M.T.; Frade, C.C.M.; Diersmann, E.M. 2002. Estudos anatômicos e histoquímicos em folhas de *Plantago major* L. e *Plantago australis* Lam. (Plantaginaceae). *Revista Universidade Rural*, Série. Ciências da Vida, **22**:33-41.

- Rodrigues, K. M. R. 2003. Avaliação dos teores de cátions metálicos encontrados em folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman em Zonas de Manguezal do Município de São Francisco do Conde – BA utilizando-se de diferentes processos de moagem. In: Conferência Internacional Mangrove 2003, *Anais*. Salvador. p.249-250.
- Rodrigues, K. M. R. 2005. *Estudos biogeoquímicos utilizando folhas do gênero Avicennia como indicadora de impactos ambientais na região petrolífera de São Francisco do Conde – Bahia*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, 168p.
- Ross, S.M. 1994. *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons, New York.
- Sadiq, M.; Zaidi, T.H., 1994. Sediment composition and metal concentration in mangroves leaves from the Saudi coast of Arabian Gulf. *The Science of the Total Environment*, **155**:1-8.
- Santos, J.B. 2002. *Estudos Geoquímicos em Substrato Lamoso em Zonas de Manguezal da Região de São Francisco do Conde – Recôncavo Baiano: Subsídios a um Programa de Diagnóstico e Monitoramento Ambiental Para Regiões de Manguezal influenciadas por Atividades Petrolíferas*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, 142p.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1995. *Manguezal: Ecossistema entre a Terra e o Mar*. Caribbean Ecological Research, São Paulo.
- Schaeffer-Novelli, Y. & Cintron, G. 1986. *Guia de estudo de áreas de manguezal, estrutural, função e flora*. Caribbean Ecological Research. São Paulo. 150p + 3 apêndices.
- Schwarzbach, A.E.; Mcdade, L.A. 2002. Phylogenetic Relationships of the Mangrove Family Avicenniaceae Based on Chloroplast and Nuclear Ribosomal DNA Sequences. *Systematic Botany*, **27**: 84-98.
- Sobrado, M.A. & Greves, E.D. 2000. Leaf secretion composition of the mangrove species *Avicennia germinans* (L.) in relation to salinity: a case study by using total-reflection X-ray fluorescence analysis. *Plant Science*, **159**:1-5.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge University Press.
- UFBA. 1996. *Programa de monitoramento dos ecossistemas ao norte da Baía de Todos os Santos*. (RTF - Tomo IV). Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, 198p.
- Vannucci, M. 1999. *Os Manguezais e Nós*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Youssef, T.; Ghanem, A. 2002. Salt secretion and stomatal behaviour in *Avicennia marina* seedlings fumigated with the volatile fraction of light Arabian crude oil. *Environmental Pollution*, **116**:215-223.
- Waisel, Y. 1972. *Biology of halophytes*. Madison, University of Wisconsin.

CAPÍTULO 12

METAIS TRAÇO NO ECOSISTEMA MANGUEZAL DA BAÍA DE ARATU

Cláudia da Silva Leão
Antônio Fernando de Souza Queiroz
Joil José Celino
Gisele Mara Hadlich

O ecossistema manguezal constitui um ambiente de grande relevância para zonas costeiras, possui alta produtividade biológica e geralmente baixa energia hidrodinâmica, apresentando sedimentos de granulometria fina, ricos em matéria orgânica. Essa matéria orgânica é resultado, na sua maior parte, da decomposição de vegetais, constituindo-se fonte privilegiada de nutrientes para organismos marinhos e terrestres, além de proporcionar habitat permanente ou temporário para uma infinidade de espécies que dependem direta ou indiretamente deste ambiente.

Dada a sua localização e estrutura, o manguezal exerce forte influência sobre a dinâmica de diversas outras substâncias nas áreas costeiras tropicais. Estes ecossistemas recebem elementos químicos carreados do continente por rios e pelo escoamento superficial, e pelo mar através das marés.

O potencial do ecossistema manguezal como sumidouro antropogênico de contaminantes nas áreas tropicais e subtropicais tem sido amplamente reconhecido. Existem várias evidências derivadas de trabalhos de campo e experimentos controlados de vestígios de metais contaminantes retidos por sedimentos colonizados por vegetação de mangue (Harbison, 1986; Lacerda et al., 1991; Badarudeen et al., 1996; Tam & Wong, 1996; Clark et al., 1998). É interessante notar que a maioria dos estudos demonstra que, geralmente, uma parte relativamente pequena da transferência de metais está vinculada a sedimentos para plantas do manguezal (Ragsdale & Thorhaugh, 1980; Silva et al., 1990; Chiu & Chou, 1991; Sadiq & Zaidi, 1994). Isso sugere uma tendência de exportação de metal traço das florestas de mangue através de detritos vegetais (Lacerda et al., 1988; Silva et al., 1998), bem como uma pequena contaminação das cadeias alimentares baseadas no permanente biomassa e detritos do manguezal.

Ao contrário da fauna, a flora de manguezais apresenta baixa diversidade e, normalmente, elevada densidade. No Brasil, os principais gêneros ocorrentes em manguezais são *Rhizophora*, *Laguncularia* e *Avicennia*.

A Baía de Aratu está localizada na Região Metropolitana de Salvador - RMS, entre as coordenadas 12°45'00" e 12°49'02"S e 38°25'46" e 38°30'29"W (Figura 12.1A), apresentando uma área de cerca de 12,15 Km² (Bahia, 1980). Essa baía constitui um dos corpos hídricos que compõem a Baía de Todos os Santos (BTS).

Desde a implantação do Centro Industrial de Aratu - CIA, no ano de 1966, a região do entorno da Baía de Aratu vem sofrendo fortes transformações. Além da intensa ocupação industrial, encontram-se instalados, às suas margens, a Base Naval de Aratu, um clube náutico e duas marinas. Esses empreendimentos desencadearam um considerável crescimento populacional na região.

Este capítulo apresenta as características geoquímicas do sedimento superficial lamoso do manguezal da Baía de Aratu, avaliando a disponibilidade de nutrientes e metais do substrato lamoso para as espécies vegetais *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, visando contribuir no monitoramento ambiental de zonas de manguezal da Bahia.

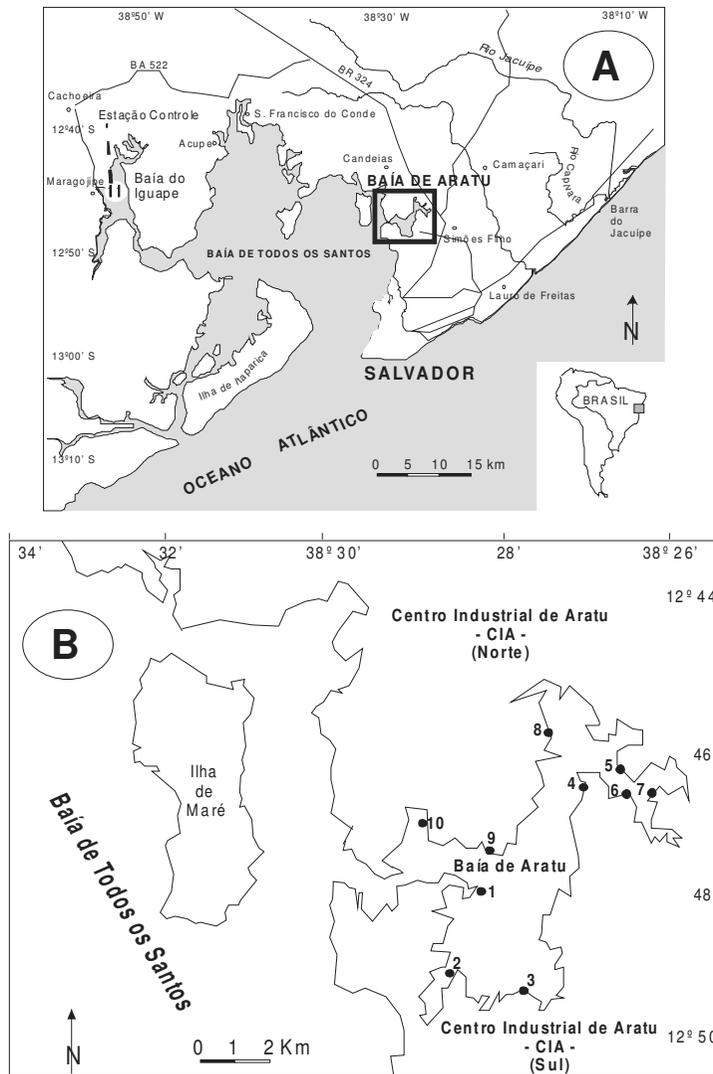


Figura 12.1 - (A) Mapa de situação da Baía de Aratu em relação à Baía de Todos os Santos e (B) localização dos sítios de amostragem. Destaque para a estação controle em Maragojipe (em A).

I. O ecossistema manguezal

Alguns autores estabelecem a distribuição dos vegetais através de zonação, atribuindo características do ambiente e das espécies como fatores determinantes para que esta ou aquela espécie se estabeleça em determinada posição no ecossistema. No entanto, a posição, o porte e a composição específica dependem da biogeografia e das condições ambientais locais, podendo ocorrer manguezais com porte predominantemente abóreos ou arbustivos, mono ou heteroespecíficos, ou, ainda, apresentando cinturões monoespecíficos.

As características da flora, podem apresentar variações condicionadas por fatores abióticos (tipo de substrato, clima, salinidade, marés etc). Podem, ainda, estar presentes como constituintes da flora de manguezal, várias plantas herbáceas, epífitas, hemiparasitas, aquáticas típicas e algas.

Tomlinson (1986) estabeleceu três grupos para as plantas que compõem o ecossistema manguezal: (1) plantas estritas de manguezais, não ocorrentes em outros ecossistemas; (2) plantas

de manguezais, porém com menor ocorrência neste ecossistema e (3) plantas associadas a manguezais que podem aparecer em locais de transição, entre a terra e o manguezal.

Apesar da coexistência por várias décadas com impactos advindos de atividades industriais e urbanas potencialmente degradantes, o manguezal da Baía de Aratu apresenta uma aparente normalidade, ocorrendo nesse local três espécies vegetais típicas do litoral brasileiro, a *Avicennia shaueriana* Stapf & Leechmann (siriúba), *Rhizophora mangle* L. (mangue vermelho) e a *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (mangue branco). Porém, em alguns pontos, nota-se a escassez de vegetação que pode ter origem na influência antropogênica.

II. Fisiografia da baía de Aratu

O entorno da Baía de Aratu apresenta, basicamente, rochas da Formação Ilhas (Kis) datada do Cretáceo Inferior. Essa formação, na sua parte superior, na área do CIA é constituída de folhelhos e siltitos cinza-esverdeados bem consolidados com lentes de arenito e localmente calcário oolítico. Na parte inferior desta formação aparecem arenitos cinza-esverdeados, bem consolidados, pouco espessos, intercalados com folhelhos e siltitos, e conglomerados, especialmente junto à Falha de Salvador (espelho Oeste). Esses conglomerados da borda da falha, constituídos de seixos e matações de arenitos, calcário, gnaiss, quartzito e quartzo, em matriz areno-argilosa, foram depositados a partir do membro médio da formação São Sebastião (Bahia, 1980).

A Baía de Aratu apresenta águas calmas de baixa energia, circundada por um relevo irregular, com morros atingindo em média cotas de 50m, formados por rochas sedimentares. Observa-se a ausência quase total de praias, sendo seu bordo recortado por várias enseadas, sacos e pontas salientes e ocupado por manguezais estreitos, sobretudo nas desembocaduras de pequenos rios. Durante a maré baixa aflora uma série de coroas correspondendo a terraços de erosão produzidos por marés e pequenas ondas.

Os principais cursos d'água que desembocam na Baía de Aratu são o rio Macaco, o rio Cotegipe e o córrego São João. As marés no porto de Aratu oscilam entre mínimas de 0,0m e máximas de 2,8m. A salinidade é tipicamente marinha e apenas em épocas de alta pluviosidade foi observada sua diminuição.

A região apresenta clima Tropical Úmido, sem estação seca, com temperatura média anual de 25,3° C, com máxima de 28,1° C e mínima de 22,5° C, tendo como período chuvoso os meses de abril a junho, com pluviosidade anual média de 1.902mm, com máxima de 3418mm e mínima de 946mm (Bahia, 1994).

III. Abordagem analítica

Para a realização desta pesquisa, tomou-se 10 estações em zonas de manguezal, no entorno da Baía de Aratu, e 1 (uma) estação na Baía de Iguape, na região do município de Maragogipe considerada estação controle. A escolha deveu-se, principalmente à localização das duas baías em relação à BTS: a Nordeste, a Baía de Aratu, e a Sudeste, a Baía do Iguape (Figura 12.1). Outro motivo foi a instalação de um pólo industrial e de importantes terminais marítimos na Baía de Aratu nas últimas décadas, o que não ocorreu na Baía do Iguape que tem como principais fontes de alteração efluentes domésticos, áreas de culturas (monoculturas comerciais: cana-de-açúcar, cacau, dendê e fumo), pastagem e utilização de agrotóxicos (Bahia, 1994). É importante salientar a existência de manguezais com as mesmas espécies vegetais no entorno das duas baías, sendo que na Baía de Aratu predomina o manguezal do tipo borda arbustivo e na Baía do Iguape encontra-se manguezal do tipo borda e ribeirinho com porte arbustivo e arbóreo.

Os trabalhos em campo foram realizados no período de março a maio de 2000, nos pontos mínimos de baixa-mar, obtidos de acordo com a Tábua de Marés fornecida pelo Ministério da Marinha do Brasil. Com auxílio de Carta Náutica nº 1103, escala 1:100.000, foi possível identificar as localidades ao redor da Baía de Aratu, possibilitando, portanto, definir com maior precisão

pontos estratégicos para amostragem, marcados em campo com auxílio de GPS (Global Positioning System) com precisão de 10m.

Em cada estação foram realizados estudos de observação para a escolha de áreas. Marcou-se três parcelas de 10 x 10m em cada estação, contendo necessariamente, em cada uma delas, *R. mangle* e *L. racemosa*. De cada parcela foram retiradas amostras de sedimentos e folhas.

Foram medidos os parâmetros não conservativos salinidade em água intersticial, temperatura e pH em água superficial adjacente aos pontos de coleta. O pH foi determinado também no sedimento. As determinações dos parâmetros em água superficial foram obtidas *in situ* através de aparelhos portáteis previamente calibrados, possibilitando maior confiabilidade nos resultados. A determinação de pH em sedimento foi obtida em laboratório.

Foram coletadas, em cada parcela, 10 amostras simples, das quais extraiu-se uma composta, perfazendo um total de 33 amostras de sedimento superficial (até 20cm de profundidade). As amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno devidamente etiquetados e transportadas em gelo seco até o Laboratório do Núcleo de Estudos Ambientais (NEA) da UFBA, onde permaneceram em freezer até o processamento das análises.

As folhas foram coletadas obedecendo-se a delimitação das parcelas, tendo sido retiradas cerca de 50 folhas jovens e adultas a partir do terceiro nó, de cada espécie. Em campo, as folhas foram lavadas com água destilada, conforme preconizado por Chapman (1973), e receberam o mesmo tratamento de acondicionamento e transporte que o sedimento.

As amostras de sedimentos foram descongeladas e secas ao ar; posteriormente, foram acondicionadas em sacos de polietileno previamente identificados. Seguiram-se as etapas de desagregação e peneiramento, obtendo-se frações < 2mm, então denominada Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Após homogeneização e quarteamento, as amostras seguiram para as análises químicas.

Nos sedimentos, para as análises dos teores de Potássio (K) e Fósforo (P) Total, utilizou-se a solução extratora de Mehlich para 10g da amostra. Agitou-se durante 5 minutos a 220 rpm e centrifugou-se por 5 minutos a 1500 rpm (Embrapa, 1997). A determinação do K foi realizada através de Fotômetro de Chama, marca Digimed, modelo DM – 61. O P foi analisado por Colorimetria e sua determinação foi feita através do Espectrofotômetro de Absorção Molecular, marca Micronal, modelo B 342 II. Para a determinação do Teor de Nitrogênio (N) Total utilizou-se o Método Kjeldahl por destilação a vapor (Embrapa, 1997). Para análise dos teores de Ca e Mg utilizou-se a solução extratora de KCl 1N para 10g da amostra (<2mm), agitou-se durante 5 minutos a 220 rpm. Em seguida, centrifugou-se por 5 minutos a 1500 rpm. Os teores foram determinados através de Espectrofotômetro de Absorção Atômica com chama, marca Perkin Elmer, modelo 403.

Os teores de Fe, Zn, Cu, Mn, Cd e Pb dos sedimentos foram obtidos a partir da solubilização de 2,5g de amostra (<2mm) com HCl 0,1 N. Em seguida, agitou-se durante 60 minutos a 500 rpm. Após centrifugação e filtragem, os teores foram determinados em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com chama, marca Perker-Elmer, modelo CG700 – SBC.

As amostras de folhas foram descongeladas, lavadas com uma solução de HCl a 0,1% e água destilada, acondicionadas em sacos de papel craft e submetidas a 65°C em estufa, até peso constante. Em seguida, procedeu-se a moagem (Chapman, 1973).

As análises químicas em tecido vegetal processaram-se segundo metodologia de rotina do CEPEC/CEPLAC, baseadas no *International Institute of Tropical Agriculture – ITTA* (1979). Foi realizada a solubilização de 0,4g da amostra em Ácido Nitro-Perclórico na proporção de 300mL de HNO₃ concentrado e 60 mL de HClO₄ concentrado. A solução foi submetida a aquecimento brando até seu perfeito clareamento. Em seguida, determinou-se Ca, Mg, Zn, Cu, Mn, Fe, Pb e Cd em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com chama marca Perkin-Elmer, modelo CG 700-SBC. O K foi determinado através de Fotômetro de Chama, marca Digimed, modelo DM-61. A análise de P foi realizada por Colorimetria. O N foi determinado pelo método Micro-Kjeldahl.

Os dados foram tratados através do programa estatístico SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versão 9.0 e Excel for Windows da Microsoft Corp., utilizando-se a análise de variância, ANOVA com teste de Tukey e a Matriz de Correlação de Pearson.

IV. Físico-química dos substratos

A salinidade (Tabela 12.1) em água intersticial variou de 32‰ na estação 5, a 45‰ na estação 10, revelando os menores e maiores valores de salinidade nas estações 5 e estação 8, respectivamente. Os valores comparativamente elevados de salinidade encontrados para este estudo podem estar associados à flutuação da maré, já que no momento em que se efetuaram as medições, a maré encontrava-se em seu ponto mínimo. Com a flutuação da maré pode-se atingir valores máximos e mínimos de salinidade; assim, nos pontos mínimos de maré, alcançam-se valores elevados para salinidade, a qual apresenta valores mínimos em marés de sizígia.

Os sedimentos de manguezais apresentam salinidades mais elevadas do que sedimentos de outros ecossistemas, porém espécies de comunidades biológicas que vivem nesse ambiente, desenvolveram adaptações morfo-fisiológicas que garantem a sua permanência nesses locais. Nos vegetais, pode-se destacar a glândula de sal, estrutura presente nas folhas de *Avicennia shaueriana* que tem função excretora.

Tabela 12.1 – Parâmetros físico-químicos da água superficial (salinidade, temperatura e pH), pH e concentração de nutrientes (%) em sedimentos. ND – não detectado.

Ambiente	Parâmetro	Estação										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Água	Sal.	41	39	30	39	32	31	30	45	40	44	39
	T °C	29,8	29,5	28,2	29,7	28,1	28,3	28,4	29,8	29,4	30,3	30
	pH	8,1	8,2	8,0	8,1	7,7	7,7	7,9	8,2	8,1	8,0	7,8
	pH	4,8	4,1	3,5	4,4	4,5	3,8	6,2	6,9	7,4	4,4	3,9
Sedimentos	N	0,16	0,1	0,21	0,06	0,27	0,31	0,32	0,18	0,08	0,06	0,05
	P	0,06	0,07	0,04	0,01	0,01	0,02	0,01	0,07	0,05	0,07	0,01
	K	0,67	0,59	0,68	0,47	1,29	1,22	1,50	0,57	0,80	1,24	0,37

As interferências físico-químicas podem alterar, também, a distribuição espacial dos vegetais em zonas de manguezal. O estabelecimento de zonações características está associado, principalmente, a teores de salinidade, que podem alterar o desenvolvimento e distribuição da flora característica. O gênero *Rhizophora*, por exemplo, desenvolve-se melhor em locais com menor taxa de salinidade, já que não possui glândulas de sal, diferente dos gêneros *Laguncularia* e *Avicennia* que toleram salinidades mais elevadas.

A temperatura da água nas estações não apresentou variação significativa, com valor mínimo de 28,1° C na estação 5 e máximo de 30,3° C na estação 10.

Os resultados para pH em água superficial revelam a predominância de condições alcalinas na água. Em contrapartida, observam-se os baixos valores de pH em sedimentos, na maioria das estações, variando de 3,5 (estação 3) a 4,8 (estação 1). No entanto, a estação 9 apresentou pH 7,4 alcalino e a estação 8 (EC) apresentou pH 6,9, tendendo à neutralidade (Tabela 12.1). Queiroz (1992), estudando zonas de manguezal da BTS, observou a predominância de características reductoras e abundância de sulfetos. Entretanto, a desnudação do substrato, ou mesmo a sua oxigenação pelo fluxo das marés pode oxidar esses sulfetos e formar ácido sulfúrico, reduzindo o pH em determinadas condições ambientais especiais.

O pH está entre as principais variáveis capazes de afetar o transporte de metais nos manguezais. Em pH neutro a alcalino, a maioria dos metais encontra-se nas formas particulada e coloidal, ficando pouco disponível ou retido no compartimento sedimentar (Bourg, 1983). Em pH ácido, predominam as formas iônicas do metal, favorecendo sua disponibilidade para a coluna de água (Oliveira, 2000). Portanto, a variação de pH pode interferir diretamente na disponibilidade de micronutrientes para as plantas.

Os valores de pH encontrados para água superficial, nas estações desse estudo, apontam para a indisponibilidade dos metais em razão da alcalinidade; porém, com relação ao pH ácido encontrado no sedimento, torna-se possível a disponibilização desses metais para as plantas que procedem a absorção de água e nutrientes através das raízes.

Os valores obtidos com algumas das análises físico-químicas realizadas nas amostras de sedimentos constam na Tabela 12.1.

O nitrogênio (N) é elemento essencial no desenvolvimento estrutural orgânico, podendo ser encontrado, em solos e sedimentos sob a forma orgânica ou inorgânica. Apesar da amônia ser tóxica, o íon amônio é freqüentemente uma boa fonte de N para as plantas não fixadoras de N, mas que podem absorvê-lo. O nitrato (NO_3^-), no entanto, é geralmente a fonte preferencial de nitrogênio para as plantas superiores e este íon é disponibilizado durante a degradação da M.O. pelas bactérias nitrificantes. Os níveis de nitrato no solo podem sofrer variações associadas a fatores ambientais, como intensidade de luz, temperatura e pluviosidade da região. Esses fatores, entre outros, podem influenciar a atividade microbiana facilitando ou dificultando a transformação de nitrato.

Na estação 11, na Baía do Iguape, o valor médio para N foi 0,06% enquanto que na Baía de Aratu encontraram-se valores que variaram de 0,06% a 0,32%. O elevado teor de N na estação 7 pode estar associado com a grande deposição de compostos orgânicos na área. No local existe um canal que recebe uma carga muito grande de efluentes industriais, onde o sedimento apresenta-se desprovido de espécies vegetais e/ou animais. Segundo Odum (1993), a elevação do teor desse nutriente pode estar relacionada a zonas com intensa atividade urbano-industrial. Na estação 7 foram encontrados, ainda, as maiores concentrações de Ca, Mg e K (Tabela 12.2).

A análise de variância demonstrou diferenças significativas para as médias de todos os nutrientes determinados nas 11 estações amostradas nos sedimentos, sendo necessária a aplicação do teste de comparações múltiplas (Tukey a 5%), como demonstra a Tabela 12.2.

Tabela 12.2 - Teores de nutrientes (%) e teores médios ($n = 3$) de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos sedimentos de zonas de manguezal da Baía de Aratu (estações 1 a 10) e na estação controle (estação 11). Tukey a 5%. Valores seguidos da mesma letra, na linha, não diferem estatisticamente.

Ele- mento	Estação										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ca*	3,4	1,53	3,27	0,95	2,36	2,97	4,55	2,96	3,92	3,19	1,69
Mg	6,21 ^{ab}	4,36 ^{ab}	10,05 ^{ab}	2,19 ^a	8,93 ^{ab}	11,12 ^b	9,68 ^{ab}	2,09 ^a	3,60 ^{ab}	8,77 ^{ab}	4,21 ^{ab}
K	0,67 ^b	0,59 ^{ab}	0,68 ^b	0,47 ^a	1,29 ^b	1,22 ^{ab}	1,50 ^b	0,57 ^{ab}	0,80 ^{ab}	1,24 ^{ab}	0,37 ^a
P	0,06 ^{ab}	0,07 ^b	0,04 ^{ab}	0,01 ^a	0,01 ^a	0,02 ^{ab}	0,01 ^a	0,07 ^b	0,05 ^{ab}	0,07 ^b	0,01 ^a
Fe	1108 ^{ab}	1044 ^{ab}	1317 ^{ab}	838 ^a	1323 ^{ab}	2503 ^b	737 ^a	1711 ^{ab}	647 ^a	827 ^a	655 ^a
Mn	83,67 ^a	65,67 ^a	77,00 ^a	84,00 ^a	234,67 ^a	230,67 ^a	5148,0 ^b	127,33 ^a	74,67 ^a	64,33 ^a	45,33 ^a
Zn	28,67 ^{ab}	23,67 ^a	36,00 ^{ab}	53,33 ^{ab}	37,00 ^{ab}	61,00 ^{ab}	84,00 ^b	31,00 ^{ab}	31,67 ^{ab}	18,67 ^a	8,67 ^a
Cu	14,67 ^a	11,33 ^a	10,67 ^a	12,00 ^a	12,67 ^a	18,67 ^{ab}	15,67 ^a	13,67 ^a	11,00 ^a	34,33 ^b	7,33 ^a
Pb	11,42 ^a	12,42 ^a	12,08 ^a	11,67 ^a	224,58 ^b	343,75 ^b	593,42 ^c	12,58 ^a	4,33 ^a	9,83 ^a	3,75 ^a
Cd	105,2 ^{ab}	136,3 ^{ab}	86,5 ^{ab}	62,3 ^a	329,2 ^{bc}	2315,0 ^c	954,8 ^d	434,5 ^c	62,2 ^a	41,3 ^a	54,5 ^a

* Todas as médias diferem entre si, estatisticamente.

Os teores de metais em sedimentos podem variar dependendo da textura do enriquecimento orgânico e da ação de fatores físico-químicos atuantes no ambiente. Assim, os sedimentos de manguezais apresentam características que podem favorecer a acumulação de metais, tais como granulometria fina, altos teores de matéria orgânica e características hidrodinâmicas do meio que ajudam na coprecipitação de oxi-hidróxidos de Fe e Mn.

O Fe apresentou teores médios bastante variáveis, apresentando menores teores na estação controle (11) e teores médios mais elevados na estação 6. Esta última estação apresentou os menores valores também para Zn, Cu, Pb e Mn. Já a estação 7 apresentou as maiores concentrações de Zn, Pb e Mn.

É importante salientar que, apesar de a média total do teor de Mn apresentar-se superior à do Fe, este último apresentou teores mais elevados do que os encontrados para o Mn para a maioria das estações, com exceção apenas da estação 7, onde o Mn apresentou teores médios cerca de sete vezes superiores aos teores de Fe.

Para o Cd, os menores teores foram encontrados na estação 8, e os maiores na estação 6.

De modo geral, verificou-se que os metais nos sedimentos da Baía de Aratu apresentaram teores mais elevados do que na Baía de Iguape. Dentro da Baía de Aratu, os maiores valores ocorrem na sua porção nordeste, junto ao CIA-Norte, que engloba as estações 5, 6, 7 e 8. Essas estações

apresentaram comportamentos significativamente diferentes das demais, sobretudo para Cd e Pb. Já a estação controle (11), situada na Baía do Iguape, revelou tendência a apresentar os valores mais baixos, mesmo que não estatisticamente significativos.

Os metais podem se fixar aos sedimentos anóxicos de manguezais, formando complexos organo-metálicos e sulfetos que podem representar mais de 60% da concentração de vários metais, dentre os principais, destaca-se o Mn (Lacerda, 1994).

Os altos teores de Mn encontrados na Baía de Aratu foram determinados, basicamente, na estação 7, onde foi constatada a presença de resíduos industriais que são, indiscriminadamente, descartados a céu aberto, por uma siderúrgica que utiliza ligas de Fe e Mn em sua produção. Esses efluentes, lançados diretamente no manguezal, sem tratamento prévio, devem contribuir de forma preponderante para os resultados encontrados. Associam-se a esse fato as emissões atmosféricas que são intermitentes no local.

O Fe e o Mn apresentam comportamento químico semelhante, e os óxidos e hidróxidos complexos podem agir tanto acumulando como liberando alguns metais para a coluna d'água a depender das condições do meio, se oxidante ou redutor (Badarudeen et al., 1996).

Ao contrário do Mn, o Fe não mostrou concentrações relevantes nos sedimentos da Baía de Aratu, podendo essa baixa concentração estar associada à forte capacidade deste elemento de formar compostos estáveis, o que não ocorre com o Mn. A alta competitividade dos elementos entre si e com outros compostos orgânicos e inorgânicos por sítios de adsorção ou por ligantes complexantes disponíveis, podem influenciar na disponibilidade dos metais no sedimento. Além disso, destaca-se que o Fe e o Mn competem pelo mesmo sítio de adsorção. Assim, quando se tem abundância de Mn, encontram-se baixos teores de Fe e vice-versa. Outros fatores podem ter contribuído para o aprisionamento do Fe, como por exemplo, o pH na faixa de 6,2.

A composição litológica da região em estudo é predominantemente representada por rochas sedimentares do tipo argilitos, folhelhos e conglomerados. Mestrinho (1998) relata que parte da concentração dos metais no sedimento deve-se à própria composição litológica das regiões de estudo, sendo o folhelho o principal compartimento de adsorção de metais. Esse autor chama atenção, ainda, sobre a dificuldade que existe em distinguir-se entre o intemperismo da área fonte e o enriquecimento do metal, devido às atividades humanas.

Observou-se que o Cd apresentou boa correlação (Tabela 12.3) com o Fe, considerado suporte geoquímico juntamente com o Mn, que apresentou correlações positivas com o Pb e com o Zn. Linhares et al. (1995) afirmam que elementos traços associados aos óxidos e hidróxidos de Fe e Mn têm sido encontrados por inúmeros autores. Dois mecanismos podem explicar a fixação de elementos traços pelos sesquióxidos: 1) coprecipitação e 2) adsorção. Queiroz (1992) destaca que os processos geoquímicos que envolvem reações de adsorção/absorção pelos argilo-minerais; de complexação por moléculas orgânicas; de coprecipitação juntamente com óxidos-hidróxidos de Fe e Mn, dentre outros, são importantes para a retenção e acumulação de metais em zonas de manguezal. No entanto, a acumulação e disponibilização dos metais vai depender da estabilidade dos compostos, das condições físico-químicas do sedimento e da água intersticial do manguezal, além dos compostos neo-formados sob estas condições (Lacerda, 1994).

Tabela 12.3 - Correlações significativas entre metais nos sedimentos de manguezal da Baía de Aratu e da estação controle ($p \leq 0,01$).

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
Fe	1					
Mn		1				
Zn		0,59	1			
Cu				1		
Pb		0,82	0,73		1	
Cd	0,62		0,48		0,67	1

Verificou-se uma correlação importante entre o Cd e Pb. Esta associação indica processos geoquímicos semelhantes na distribuição desses dois elementos químicos. Queiroz (1992) verificou diferentes fontes de emissão de metais na BTS, a partir de atividades antropogênicas. O autor constatou a associação do Cd com o Pb, atribuindo esse fato à emissão e deposição atmosférica desses elementos.

Os metais podem ser encontrados na forma dissolvida (íons, quelatos e compostos) ou particulada (precipitado ou adsorvido). A precipitação pode levar os metais a se depositar no sedimento e a adsorção pode promover a contaminação a diferentes distâncias da fonte poluidora (Bryan, 1984). Dependendo da estabilidade do composto, a forma complexada ou quelada é menos tóxica, entretanto, alguns metais podem precipitar-se na forma iônica enquanto na forma complexada ficam em solução, sendo assim mais tóxicos (Förstner, 1981).

Embora a região de Maragojipe ainda se encontre em estado incipiente de industrialização, as condições precárias de saneamento da cidade e as atividades agro-pastoris podem estar contribuindo como fonte de contaminação por metais pesados para a Baía do Iguape. O grau de poluição nesta região é inferior àquele que vem ocorrendo na Baía de Aratu que apresenta, comparativamente, comprometimento ambiental superior, sobretudo próximo à CIA - Norte.

Química do tecido foliar

A distribuição da concentração dos nutrientes nas folhas de *R. mangle* e *L. racemosa* obedeceram as seguintes ordens: Ca > N > Mg > K > P e N > Ca > K > Mg > P, respectivamente. Ocorre uma pequena inversão nas ordens dos nutrientes N e Ca, assim como, K e Mg, permanecendo o P como o elemento de menor concentração nas folhas de ambas as espécies. Resultados semelhantes foram obtidos por Souza et al. (1996).

O N é um dos elementos mais utilizados nos ciclos biogeoquímicos e a elevação do teor desse nutriente nas plantas, normalmente, está associada às proximidades de zonas de intensa atividade agrícola e/ou urbano-industrial (Odum, 1993).

A análise de variância demonstrou diferenças significativas para todas as médias dos nutrientes, tanto em *R. mangle* como em *L. racemosa*, para todas as estações, sendo necessária a aplicação do teste de comparações múltiplas (Tukey a 5%).

Os nutrientes analisados nos tecidos foliares revelaram teores médios relativamente próximos entre as espécies estudadas. Porém, estatisticamente, os teores médios de N e de Mg em folhas de *L. racemosa*, apresentaram diferenças significativas em, pelo menos, um par de médias nas estações amostradas (Tabela 12.4).

Para o P, os teores médios variaram de 0,09 a 0,13%, com teores mais elevados na Baía de Aratu em relação à estação controle. As baixas concentrações de P e K nas folhas devem-se, ao fato de que esses elementos químicos são dificilmente obtidos do solo, e normalmente são redistribuídos para órgãos em desenvolvimento ou para estruturas reprodutoras (Oliveira et al., 1996).

O Ca variou de 1,07 a 4,41% nas duas espécies estudadas. Contudo, os maiores teores foram registrados nos espécimes de *R. mangle*, na Baía de Aratu. As estações onde ocorreram maiores concentrações de Ca nas folhas de *R. mangle* e *L. racemosa* correspondem às estações com os maiores teores de Ca em sedimento. O maior acúmulo desse nutriente nas folhas de plantas de manguezal relaciona-se, especialmente, ao desenvolvimento da zona de abscisão, em concordância com os processos fisiológicos das plantas (Joshi et al., 1974), embora o limite aceitável para Ca em plantas halófitas seja de 0,5% de seu peso seco (Waisel, 1972); neste estudo, os teores chegaram a exceder cerca de oito vezes o limite estabelecido para estas plantas. Normalmente os teores de Ca não são muito altos em plantas de manguezal quando comparados com os de glicófitas (Joshi et al., 1994 apud Cepemar, 1994). Porém, em muitas espécies, o Ca pode acumular-se em folhas, formando cristais de oxalato de cálcio, em forma de drusas, réfidis etc (Camargo, 1970). Ferreira (2002) encontrou teores baixos para Ca quando analisou nutrientes em folhas de *Avicennia shaueriana* no manguezal da Baía de Aratu. Nesse caso, o Ca pode estar reduzido nas folhas em função do elevado teor do K que estabelece ação antagônica na assimilação deste elemento. O elevado teor de Ca nas folhas pode estar associado com a alta toxidez do ambiente para a planta, já que o Ca além de desempenhar outros papéis, pode atuar como neutralizante de substâncias tóxicas (Malavolta apud Ferri, 1985).

Tabela 12.4 - Teores médios de nutrientes (g.Kg^{-1} peso seco) e teores médios ($n = 3$) de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$), em plantas de zonas de manguezal da Baía de Aratu (estações 1 a 10) e da estação controle (estação 11). Tukey a 5%. Valores seguidos da mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente. Rm = *R. mangle* e Lr = *L. racemosa*.

Estação	Espécie	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
1	Rm	13,61 ^a	0,92 ^a	8,08 ^a	14,12 ^a	8,57 ^a	141,79 ^a	153,00 ^{ab}	23,33 ^{bc}	11,82 ^{ab}	0,50 ^a	0,09 ^a
	Lr	14,10 ^{ab}	1,28 ^a	7,18 ^a	17,97 ^a	5,21 ^{bc}	91,76 ^a	145,79 ^{ab}	24,64 ^{cd}	12,80 ^{ab}	0,50 ^a	0,09 ^a
2	Rm	16,84 ^a	0,97 ^a	9,15 ^a	40,89 ^a	10,90 ^a	182,32 ^a	222,27 ^b	24,00 ^{bc}	9,51 ^{ab}	0,0 ^a	0,09 ^a
	Lr	15,83 ^{ab}	1,31 ^a	7,17 ^a	13,38 ^a	4,34 ^{ab}	166,01 ^{ab}	76,88 ^{ab}	20,40 ^{bcd}	10,89 ^{ab}	0,58 ^a	0,05 ^a
3	Rm	15,45 ^a	1,11 ^a	7,40 ^a	13,01 ^a	9,78 ^a	229,62 ^a	201,06 ^b	27,78 ^{bc}	8,03 ^a	0,67 ^a	0,08 ^a
	Lr	16,38 ^b	1,28 ^a	8,18 ^a	16,48 ^a	4,70 ^{abc}	168,78 ^{ab}	111,55 ^{ab}	34,44 ^c	10,00 ^{ab}	0,50 ^a	0,06 ^a
4	Rm	12,07 ^a	0,97 ^a	7,58 ^a	44,15 ^a	8,37 ^a	168,69 ^a	226,67 ^b	39,65 ^c	10,21 ^{ab}	0,67 ^a	0,09 ^a
	Lr	12,84 ^{ab}	1,06 ^a	6,91 ^a	14,22 ^a	5,21 ^{bc}	375,58 ^b	132,10 ^{ab}	48,60 ^f	11,00 ^{ab}	0,42 ^a	0,09 ^a
5	Rm	15,57 ^a	0,91 ^a	7,88 ^a	26,10 ^a	7,50 ^a	122,55 ^a	193,14 ^b	14,52 ^{ab}	11,20 ^{ab}	0,42 ^a	0,08 ^a
	Lr	13,84 ^{ab}	1,19 ^a	6,96 ^a	14,71 ^a	3,94 ^{ab}	173,97 ^{ab}	184,68 ^b	13,05 ^b	10,41 ^{ab}	0,75 ^a	0,09 ^a
6	Rm	14,25 ^a	1,16 ^a	7,64 ^a	13,07 ^a	18,56 ^a	229,96 ^a	217,77 ^b	38,86 ^c	16,03 ^{ab}	0,50 ^a	0,09 ^a
	Lr	16,09 ^{ab}	1,32 ^a	6,28 ^a	12,67 ^a	3,77 ^a	144,95 ^{ab}	162,56 ^{ab}	50,98 ^f	16,08 ^c	0,67 ^a	0,06 ^a
7	Rm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Rm	14,60 ^a	0,95 ^a	8,40 ^a	12,97 ^a	10,54 ^a	166,57 ^a	183,34 ^b	15,71 ^{ab}	14,35 ^{ab}	0,42 ^a	0,09 ^a
	Lr	15,02 ^{ab}	1,20 ^a	6,91 ^a	14,46 ^a	4,16 ^{ab}	166,58 ^{ab}	111,84 ^{ab}	15,84 ^{bc}	12,07 ^{bc}	0,50 ^a	0,06 ^a
9	Rm	11,27 ^a	0,83 ^a	8,63 ^a	32,92 ^a	4,46 ^a	236,67 ^a	242,17 ^b	25,92 ^{bc}	8,47 ^{ab}	0,0 ^a	0,10 ^a
	Lr	14,44 ^{ab}	1,19 ^a	6,75 ^a	12,22 ^a	4,19 ^{ab}	157,10 ^{ab}	87,97 ^{ab}	28,31 ^{de}	10,89 ^{ab}	0,67 ^a	0,05 ^a
10	Rm	14,78 ^a	1,03 ^a	7,13 ^a	12,34 ^a	7,37 ^a	96,80 ^a	248,26 ^b	30,50 ^{bc}	11,19 ^{ab}	0,83 ^a	0,08 ^a
	Lr	14,2 ⁶	1,14 ^a	6,15 ^a	10,73 ^a	3,70 ^a	108,26 ^a	79,79 ^{ab}	29,51 ^{de}	12,52 ^{bc}	0,92 ^a	0,18 ^a
11	Rm	13,08 ^a	0,97 ^a	8,77 ^a	13,24 ^a	9,57 ^a	20,87 ^a	57,48 ^a	0,54 ^a	16,62 ^b	0,50 ^a	0,09 ^a
	Lr	12,18 ^a	1,04 ^a	7,04 ^a	17,39 ^a	5,79 ^c	18,30 ^a	18,42 ^a	0,28 ^a	7,06 ^a	0,83 ^a	0,10 ^a

Para o Mg, foram encontrados maiores teores nas estações da Baía de Aratu comparativamente à estação controle. Considerando que os teores de Mg para plantas de manguezal raramente excedem a 1% (Souza, 1996), as concentrações encontradas neste estudo alcançaram teores dentro dessa faixa na maioria das estações, com exceção da *R. mangle* na estação 6. Esta estação apresenta um manguezal de porte baixo, quase todo arbustivo, e encontra-se próximo à estação 7, onde não foram encontradas espécies vegetais para análises no período de coleta. Segundo Cepemar (1994), o excesso de Mg na planta pode provocar a redução da clorofila e com isso a inibição do processo fotossintético, reduzindo o desenvolvimento natural do vegetal.

Com exceção do Cu, que apresentou teores superiores nas plantas de *R. mangle* da estação controle, 11, os demais metais apresentaram concentrações mais elevadas nas estações da Baía de Aratu, destacando-se Zn e Mn para ambas as espécies. As altas concentrações de Cu podem estar relacionadas com a utilização de agrotóxicos a base deste elemento, em culturas de frutas na região do município de Maragojipe (Ferreira, 2002), com absorção preferencial por *R. mangle*.

O Pb e o Cd não apresentaram diferenças significativas entre os teores médios registrados nas estações para as folhas das espécies estudadas. Variações importantes ocorreram com o Zn, sendo que a estação controle (11) apresentou os menores valores para ambas as espécies. Na Baía de Aratu, os valores encontrados chegam a atingir 180 vezes o valor da estação 11, para *L. racemosa*. As estações com maiores concentrações ocorrem na área leste da baía, destacando-se os pontos 4 e 6.

Comparando os teores de metais analisados entre as espécies consideradas, observa-se que a *R. mangle* apresentou, em geral maiores concentrações do que a *L. racemosa* para Mn e Fe. Esse fato destaca-se já que os mecanismos fisiológicos das rhizophoraceas são mais rudimentares do que os da *L. racemosa*. A primeira não possui glândula de sal, estrutura que possibilita controlar a absorção e retenção de metais pelas espécies vegetais de manguezais (Lacerda, 1997). No entanto, a ausência dessa estrutura em *R. mangle* não impede seu controle na absorção e retenção de metais, já que esta espécie é capaz de filtrar a água salgada com o objetivo de manter a pressão osmótica. Já para o Zn, os maiores valores são encontrados em *L. racemosa*.

A análise de correlação entre os teores de metais em folhas e em sedimentos de manguezal, determinada neste estudo, não demonstrou boas associações estatísticas, apesar de se verificar altas concentrações de alguns metais em folhas e sedimentos.

Para melhor dimensionar a disponibilidade de metais do substrato para as plantas de manguezais, alguns autores (Oliveira, 2000; Lacerda, 1998; Lacerda et al., 1986, dentre outros), sugerem o estudo do Fator de Concentração (FC), que consiste na razão entre a concentração do metal na folha e no sedimento. O FC em espécies vegetais típicas de manguezais, normalmente, não ultrapassa uma unidade.

Observa-se que o FC (Tabela 12.5) para os metais Fe, Zn, Cu, Pb e Cd foram inferiores à unidade para as duas espécies analisadas: *R. mangle* e *L. racemosa*. No entanto, o Mn revelou um comportamento diferenciado dos outros metais. Nas folhas de *R. mangle* a concentração desse metal foi cerca de duas vezes maior do que no sedimento, confirmando as expectativas já registradas na bibliografia, onde o Mn é considerado instável no compartimento sedimentar de manguezal, possibilitando maior mobilidade e grande absorção e translocação pelas espécies vegetais (Oliveira, 2000; Lacerda, 1998; 1994), podendo apresentar concentrações na ordem de até quatro vezes nas folhas em relação ao sedimento (Lacerda, 1998).

Tabela 12.5 - Fator de Concentração (FC = concentração do metal na folha / concentração do metal no sedimento) nas espécies de manguezal estudadas na Baía de Aratu.

Espécie	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
<i>R. mangle</i>	0,16	2,12	0,76	0,78	0,39	<0,001
<i>L. racemosa</i>	0,17	1,22	0,83	0,96	0,05	<0,001

Lacerda (1998), após analisar teores de metais em vários compartimentos de *R. mangle*, registrou que apenas o Mn apresentou concentrações mais elevadas em folhas, enquanto os demais metais apresentaram-se mais concentrados em raízes. Taylor (1987) atribui esse fato à existência de um mecanismo desenvolvido pela espécie vegetal, que impede a translocação de metais para outros compartimentos quando esses vegetais são submetidos a substratos com altas concentrações de metais.

As condições redutoras dos solos de manguezal podem expor os vegetais a fitotoxinas, inibindo ou até impedindo seu desenvolvimento. Lacerda (1994) chama atenção para a elevação da solubilidade de metais como Fe e Mn pelo potencial redox deste ambiente, da mesma forma que a redução dissimilatória do sulfato que gera grandes quantidades de sulfetos. Esse autor concluiu que plantas crescendo sob tais condições estão permanentemente expostas a essas fitotoxinas.

Apesar das altas concentrações de Cd nos sedimentos, as espécies vegetais apresentaram baixas concentrações em suas folhas. As relativas baixas concentrações de metais em folhas podem estar relacionadas com a formação de microambientes oxidados, promovidos pela liberação de oxigênio pelas raízes, determinando a oxidação de metais como o Fe e Mn. Essas reações podem formar óxidos e hidróxidos, reduzindo a presença de sulfetos que são transformados em sulfatos, diminuindo a toxicidade. Vários autores acreditam que esse mecanismo culmina com a formação de “placas de ferro” próximo às raízes (Lacerda, 1998; Taylor, 1987; Armstrong, 1978; Ponamperuna, 1972), que alteram as condições físico-químicas locais. Nestas condições, as “placas de ferro” desempenham importante papel na manutenção de espécies vegetais, impedindo a absorção e transporte de metais para as plantas.

Além do mecanismo de formação das “placas de ferro”, outras condições podem dificultar a incorporação de metais em plantas de manguezal, tornando-os indisponíveis, tais como a complexação dos metais pela matéria orgânica e a formação de sulfetos estáveis.

V. Biogeoquímica no ecossistema manguezal

Após verificar as concentrações de metais, nos sedimentos da Baía de Aratu e da Baía do Iguape, tornou-se explícito o elevado grau de contaminação da primeira que se encontra em área industrializada e convive a várias décadas com diversas fontes poluidoras, seja por via atmosférica,

terrestre ou aquática. Vale ressaltar, porém, que sinais de total destruição, já se apontam na estação 7, onde as más condições ambientais revelaram-se acima da tolerância biológica.

Notou-se na Baía de Aratu que, além das constatadas elevações nos teores de metais nos sedimentos, as visíveis modificações ambientais representam fortes indícios de impacto na região.

Outro aspecto relevante é que o porte do manguezal é baixo, predominantemente arbustivo, o que caracteriza um ambiente sob impacto. Os teores de metais em plantas de manguezal ainda são pouco estudados, acreditando-se, muitas vezes, que estes vegetais podem representar importantes bioindicadores para o estudo de impacto ambiental por metais nesses ecossistemas. No entanto, alguns estudos referem-se às plantas de manguezal como elementos pouco importantes, para a detecção do grau de magnitude que acomete o ambiente, já que as espécies características desse sistema biótico não são consideradas eficientes acumuladoras de metais. Destaca-se, porém, que neste estudo foi evidenciada a importante concentração de Zn na Baía de Aratu e a diferença de absorção de Cu entre as espécies na estação 11.

Quanto aos teores de nutrientes, observou-se que sua disponibilidade é estável para as plantas, apresentando concentrações elevadas de Ca que podem estar relacionadas com o ambiente sob impacto por metais, favorecendo maior absorção de Ca pela planta com o intuito de desintoxicar-se. Este elemento reduz a capacidade de absorção de metais pelas células vegetais, diminuindo a permeabilidade da membrana celular.

O estudo revelou ainda que a espécie *Rhizophora mangle* é, em geral, mais eficiente na absorção e retenção de metais do que *Laguncularia racemosa*. As baixas correlações positivas entre as concentrações de metais, em plantas e sedimentos, podem estar relacionadas também com a formação de “placas de ferro” na região externa da parede celular, o que constitui um importante mecanismo de aprisionamento de metais desenvolvido pelos vegetais com o intuito de reduzir a absorção e retenção, através das raízes, de íons em quantidades tóxicas.

O Fator de Concentração (FC) apresentou-se acima de 1,0 apenas para o Mn que forma compostos instáveis, tornando-se disponível, facilmente absorvido e translocado pela planta. A biota ausente na estação 7 da Baía de Aratu pode ter relação com as altas concentrações de Mn encontradas no local em virtude dos contínuos lançamentos de efluentes por uma siderúrgica que está instalada na região; esta elevada concentração de Mn nas folhas pode ser decorrente do sedimento e/ou das emissões atmosféricas.

Em sua maioria os metais considerados neste estudo atuam como importantes elementos funcionais para as plantas, revelando-se como micronutrientes (Fe, Mn, Zn e Cu), responsáveis pela manutenção do equilíbrio nutricional, estrutural e fisiológico dos vegetais. Porém, o Pb e o Cd podem ser considerados tóxicos, pelo simples fato de não fazerem parte da composição fisiológica da planta. Na análise do tecido foliar das espécies estudadas, os teores revelados para Pb e Cd foram muito baixos, denotando, talvez, um eficiente mecanismo de controle fisiológico pelas espécies vegetais de manguezal com relação à absorção desses metais que não fazem parte da composição nutricional e/ou estrutural dos vegetais.

VI. Referências

- Armstrong, Y. 1978. Root aeration in the wetland condition. In: D. E. Hook & R. M. Crawford (eds.) *Plant Life in Anaerobic Environments*. Ann Arbor Sci. Publi., Michigan, pp: 269 – 298.
- Badarudeen, A.; Damodaran, T.; Padmai, A. L. 1996. Texture and geochemistry of the sediments of a tropical mangrove ecosystem, Southwest Coast of India. *Environmental Geology*, **27**(3):164-169.
- Bahia. 1980. Secretaria da Indústria e Comércio. Departamento de Indústria e Comércio. *Plano Diretor do CIA (Centro Industrial de Aratu)*. Salvador- BA, 67p.
- Bahia. 1994. *Informações Básicas dos Municípios Baianos. Região do Recôncavo Sul do Estado da Bahia. Região Econômica 3*. CONDER/CEI-BA, Salvador, 282p.
- Bourg, A. 1983. *Modélisation du Comportement des Metaux Traces à l'interface solide-liquide dans les Systemes Aquatiques*. BRGM, 171p.

- Bryan, G. W. 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. *Marine Ecology*, **5**: 1289-1431.
- Camargo, P. N. 1970. *Princípios de nutrição foliar*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo. 118p.
- Cepemar. 1994. *Monitoramento do manguezal do rio Mucuri – Relatório técnico final 082/94*. Bahia Sul Celulose, 228p.
- Chapman, H. D. & Pratt, P.F. 1973. *Métodos de análises para suelos, plantas y águas*. Ed. Trilhas, México. 150p.
- Chiu, C.Y., Chou, C.H. 1991. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui estuary in Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition*, **37**: 659–669.
- Clark, M.W., Mcconchie, D.M., Lewis, D.W., Saenger, P. 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology*, **149**:147–171.
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro – RJ, 211p.
- Ferreira, L. M. dos S. L. 2002. *Análise da Composição Química e Anatomia da Folha de Avicennia shaueriana STAPF & LEECHMAN do Manguezal da Bahia de Aratu e Baía de Iguape – Baía de Todos os Santos*. Dissertação de Mestrado – Instituto de Biologia – UFBA, 72p.
- Ferri, M. G. 1985. *Fisiologia Vegetal 1*. 2ª edição rev. atual. Editora E. P. U. São Paulo.
- Förstner, U. & Wittman, G. 1981. *Text Book Metal Pollution in the Aquatic Environment*. 2ª ed. Springer-Verlag, Berlin. 486p.
- Harbison, P. 1986. Mangrove muds - a sink and source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, **17**: 273–276.
- IITA - International Institute of Tropical Agriculture. 1979. *Selected Methods for Soil and Plant Analysis*. IITA: Manual Series nº 1, p. 67.
- Joshi, G. V.; Jamale, B. B.; Bhosale, I. 1974. Iron regulation in mangroves. In: International Symposium Biology and Management Mangrove., v.2, p. 595-607.
- Lacerda, L. D. 1994. *Biogeoquímica de Metais Pesados em Ecossistemas de Manguezal*. Tese (Concurso Público para Professor Titular). Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ. 68p.
- Lacerda, L. D. 1997. Trace metals in mangrove plants: Why such low concentrations? In: Kjerfve, B.; Lacerda, L. D.; Diop, E. H. S. (Ed). *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. International Society for Mangrove Ecosystems (ISME), College of Agriculture, University of the Ryukyus, Okinawa 903-01, Japan, 349 p.
- Lacerda, L. D. 1998. Trace metals Biogeochemistry and Diffuse Pollution in Mangrove Ecosystems. Okinawa: ISME. 65p. *Mangrove Ecosystems occasional papers*, 2.
- Lacerda, L. D., Martinelli, L.A., Rezende, C.A., Mozetto, A.A., Ovalle, A.R.C., Victoria, R.L., Silva, C.A.R., Nogueira, F.B. 1988. The fate of trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. *Science of the Total Environment*, **75**:169–180.
- Lacerda, L. D., Rezende, C.E., Aragon, G.T., Ovalle, A.R. 1991. Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*, **57/58**: 513–520.
- Lacerda, L. D; Resende, C.E.; José, D.M.V.; Francisco, M.C.F. 1986. Metallic composition of mangrove leaves from the southeastern brazilian coast. *Revista Brasileira Biologia*, **46**:95-399.
- Linhares, P. S.; Mestrinho, S. S. P.; Andrade, S. R.; Santos, J. G. G. 1995. Metais Pesados nos sedimentos do canal de São Roque, Rio Paraguaçu – Bahia – Brasil. In: Congresso Brasileiro de Geoquímica, 5/Congresso dos Países de Língua Portuguesa, 3, 1995, Niterói. *Anais*. Rio de Janeiro: SBGq. (CD- ROM).
- Mestrinho, S. S. P. 1998. *Estudo do comportamento geoquímico dos metais pesados nos sedimentos da região estuarina do rio Paraguaçu – BA*. Tese de Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia. Universidade de São Paulo, 158p.
- Odum, E. P. 1993. *Ecologia*. CBS College Publish. 422p.
- Oliveira, O. M. C. de. 2000. *Diagnóstico Geoambiental em Zonas de Manguezal da Bahia de Camamu – BA*. Niterói, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado em Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense, 249p.
- Oliveira, S. S. de; Freitas, H. M.; Accioly, M. da C. 1996. Composição Química das Folhas de *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F. e *Rhizophora mangle* L.

- e solo do Manguezal do Rio Mucuri – BA, sob Ação de Resíduos Industriais. *Sitientibus*, **15**:133-150.
- Ponamperuna, F. N. 1972. Chemistry of waterlogged soils. *Advances in Agronomy*, **24**: 29 – 96.
- Queiroz, A. F. de S. 1992. *Mangroves de la Baía de Todos os Santos – Salvador – Bahia – Brésil: ses caractéristiques et l'influence anthropique sur sa géochimie*. Tese de Doutorado, Louis Pasteur Universté, Strasburg, França, 148p.
- Ragsdale, H.L., Thorhaugh, A. 1980. Trace metal cycling in the U.S. coastal zone: a synthesis. *American Journal of Botany*, **67**:1102–1112.
- Sadiq, M., Zaidi, T.H. 1994. Sediment composition and metal concentrations in mangrove leaves from the Saudi coast of the Arabian Gulf. *Science of the Total Environment*, **155**: 1–8.
- Silva, C.A.R., Lacerda, L.D., Rezende, C.E. 1990. Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, **22**: 339–345.
- Souza, H. F.; Guedes.M. L. S.; Oliveira, S. S. De; Santos, E. S. 1996. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais do manguezal da Ilha de Pati – Bahia – Brasil. *Sitientibus*, **15**: 151-165.
- Silva, C.A.R., Lacerda, L.D., Ovalle, A.R.C., Rezende, C.E. 1998. The dynamics of heavy metals through litterfall and decomposition in a red mangrove forest. *Mangroves and Salt Marshes*, **2**: 149–157.
- Tam, N.F.Y. & Wong, Y.S., 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. *Environmental Pollution*, **94**: 283–291.
- Taylor, G. J. 1987. Exclusion of metals from the symplast: a possible mechanism of metal tolerance in higher plants. *Journal of Plant Nutrition*, **10**: 213–222.
- Tomlinson, P. B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge. 419p.
- Waisel, Y. 1972. *Biology of halophytes*. University of Wisconsin, Madison. 395p.

CAPÍTULO 13

**DIVERSIDADE DE CRUSTACEA DECAPODA E STOMATOPODA DE ÁREAS
IMPACTADAS POR ATIVIDADES PETROLÍFERAS
NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

*Tereza Cristina dos Santos Calado
Liliane Sibila Schmaedecke Tonial
André Gil Sales da Silva*

Os manguezais representam um importante ecossistema ao longo da costa brasileira. Esse papel é justificado por ser um ambiente que, apesar de apresentar uma restrita composição florística, abriga uma diversidade muito grande de invertebrados, destacando-se os moluscos e crustáceos pela sua abundância e importância econômica. Esse ambiente é explorado ao longo de todo o ano desempenhando todas as suas funções biológicas de comportamento (como alimentação e reprodução) (Leahy, 1994).

O ecossistema de manguezal se caracteriza por sofrer o efeito das marés que faz com que o solo fique permanentemente úmido; no entanto, parte do dia fica exposto e parte do dia submerso. Essa pressão abiótica permitiu que muitos seres desenvolvessem adaptações para manter-se nessas condições. A parte que permanentemente contém águas funciona como berçário para inúmeras espécies de vertebrados, onde se destacam muitas espécies de peixes marinhos, tanto ósseos quanto cartilaginosos, que reconhecem o local como seguro para reprodução (Leahy, 1994).

O Brasil pode ser considerado um país privilegiado, uma vez que, ao longo da costa do seu território, existem registradas centenas de manguezais com áreas reduzidas ou com imensas extensões como é o caso da Baía de Todos os Santos (BTS). No entanto, esses ambientes, pela ação antrópica, têm sido destruídos para que loteamentos e indústrias sejam instalados.

A Baía de Todos os Santos está inserida no Recôncavo Baiano, área polarizada pela cidade de Salvador. Apresenta atualmente um conjunto de núcleos assentados nas desembocaduras dos rios que vertem para ela e para o litoral circundante (MMA et al., 1996 apud Martins, 2001). Somando-se a esse processo de urbanização, a partir da década de 50 iniciou o processo de industrialização em larga escala. Criou-se, nesse regimento, a Petrobras, empresa de monopólio de exploração, refino, transporte e distribuição de petróleo e seus derivados do Brasil (Comissão Nacional Independente Sobre os Oceanos, 1998 apud Martins, 2001).

Para transportar os produtos, cujos principais destinos são a Refinaria Landulfo Alves e o Pólo Petroquímico de Camaçari, existe uma extensa rede de oleodutos e gasodutos, sujeita a acidentes. Vários destes acidentes já foram registrados na BTS nos últimos anos (CRA, 2000 apud Martins, 2001).

Os problemas ocasionados por indústrias de petróleo e seus processos associados têm despertado preocupações por parte da opinião pública, devido à grande frequência de acidentes ocorridos no mar, que ocasionam impactos ao ambiente marinho e à sua biodiversidade, muitos dos quais irreversíveis. O óleo e seus subprodutos podem prejudicar a biota através de diversos caminhos: contato físico direto, sufocamento, contaminação tóxica e destruição da cadeia alimentar.

Os interesses particulares devem ser considerados secundários diante dos interesses sociais, como previsto na Constituição de 1988, que inclui o bem comum como princípio vetor para a tomada de decisões, e, ainda, a importância biológica dos manguezais reconhecida por Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Philippi-Júnior et al., 2002).

A iniciativa do PROAMB, neste subprojeto de bioindicadores faunísticos, contribui inicialmente com o conhecimento dos principais organismos que hoje ainda se encontram nos ambientes dessa região da Bahia que há muitos anos é objeto de agressões dos mais diversos tipos, como um marco para futuras avaliações e implantações de programas que visem à manutenção de áreas reconhecidas como não impactadas e mesmo recuperação daquelas destruídas, não só no Estado da Bahia, mas ao longo da costa brasileira.

Importante papel consumidor na rede trófica é observado pelos caranguejos do Gênero *Uca* (Família Ocypodidae). Estes caranguejos, que se alimentam de algas e detritos produzidos no manguezal, ao promoverem a escavação de tocas no sedimento, aumentam a circulação da água em torno das raízes das árvores, disponibilizando oxigênio e nutrientes para o vegetal. Ao retrabalharem constantemente a lama onde vivem, rica em matéria orgânica de onde retiram seu alimento, melhoram as condições para o crescimento das algas. Finalmente suas excretas (compostos de detritos e sedimento) fornecem substrato para crescimento de bactérias fixadoras de nitrogênio e outros tipos que enriquecem esse sistema (Odum, 1988).

O principal objetivo para a construção de um protocolo foi a determinação de recursos com espécies-chave associadas a técnicas simples para coleta, manipulação e identificação desses organismos, além de técnicas para análises estatísticas, que recomendam geralmente larvas de Crustacea Copepoda, mas também foram detectadas espécies adultas que podem integrar o grupo de animais bioindicadores tais como: as espécies da Família Callianassidae, Diogenididae, Porcellanidae e Xanthidae devido aos seus hábitos, outros pela facilidade de serem avistados e coletados, mas alguns necessitam de apetrechos para captura, pois vivem em tocas. A grande maioria vive em contato direto com o substrato, pois, depende dele para sua sobrevivência.

O estudo teve por objetivos: (1) inventariar as espécies de Crustacea nas 11 estações localizadas na BTS; (2) propor os principais representantes de crustáceos bioindicadores que ocorrem em manguezais impactados e (3) sugerir espécies de crustáceos que sejam possíveis bioindicadores de áreas impactadas por atividades petrolíferas.

I. Caracterização das estações de coleta

A BTS, localizada entre as coordenadas 12°33'00'' – 12°10'00''S e 38°00'00'' – 39°00'00''W, está inserida no Recôncavo Baiano, com aproximadamente 1.100 km² de superfície e 200 km de perímetro bastante recortado; é a maior baía navegável do litoral brasileiro, com cerca de trinta e cinco ilhas e ilhotas (Germen/ Ufba-Nima, 1997).

Doze estações foram selecionadas para amostragem:

- a Estação I, Coqueiro Grande (Figura 13.1-Ia), localizada nas coordenadas 12°43'07,44'' S e 38°33'26,65''W, é uma região caracterizada por ecossistema de manguezal circundado por pedras; ocorre uma flora exuberante de pinheiros circundando o mangue (Figura 13.1-Ib). O manguezal é constituído principalmente de *Avicennia shaueriana* (Stap. & Lechman), *Laguncularia racemosa* C. F. Gaertn e raros espécimes de *Rhizophora mangle* L.;

- a Estação II, Caípe (Figura 13.1-IIa e IIb), localizada nas coordenadas 12°42'57,66''S e 38°34'50,52''W, é uma área de solo arenoso, apresenta degradação ambiental principalmente em decorrência de resíduos líquidos e sólidos oriundos de uma refinaria instalada nesta região. O manguezal está basicamente constituído por raros representantes de *L. racemosa* e *R. mangle*;

- a Estação III, Suape (Figura 13.1-III), está localizada nas coordenadas 12°44'11,98''S e 38°35'38,14''W e caracteriza-se por solo rochoso e "ilhas" de mangue. Dentre as estações, verificou-se que Suape foi uma área onde se detectaram maiores quantidades de lixo doméstico distribuído por trás do manguezal. Pôde-se também observar grande quantidade de plântulas de mangue;

- a Estação IV, Madre de Deus (Figura 13.1-IVa e IVb), situada no paralelo 12°44'18,29''S e meridiano 38°37'10,95''W, é uma região pouco rochosa, com solo bastante arenoso. Apresenta poucos espécimes de *Rhizophora mangle*; as demais espécies de mangue apresentam-se com maior distribuição;

• a Estação V, Ilha do Pati (Figura 13.1-V), nas coordenadas 12°42'29,15"S e 38°37'19,76"W, é um ambiente de solo lodoso circundado por alguns bancos de areia; possui intensa atividade marisqueira, presença reduzida de lixo doméstico e tubulação de esgoto. No manguezal há predominância de *Avicennia shaueriana*, pequenas ilhas de *Rhizophora mangle* e poucos exemplares de *Laguncularia racemosa*;

• a Estação VI, Ilha das Fontes (Figura 13.1-VI), está localizada nas coordenadas 12°41'55,34"S e 38°38'56,95"W, apresenta formação rochosa, além de solo lodoso; foram observados pontos de "mineração" de óleo e uma estreita faixa de manguezal constituída principalmente de *Avicennia shaueriana* e *Laguncularia racemosa* distribuídas homoganeamente, porém agrupadas em ilhas distintas, ocorrendo raros exemplares de *Rhizophora mangle*;

• a Estação VII, Ilha Cajaíba (Figura 13.1-VII), situada no paralelo 12°40'11,70"S e meridiano 38°41'03,08"W, exibe solo bastante rochoso e uma quantidade elevada de ostras incrustadas nas rochas. A distribuição de *Avicennia shaueriana* e *Laguncularia racemosa* é bastante desigual e isolada; a presença de *Rhizophora mangle* é rara;

• a Estação VIII, Jiribatuba (Figura 13.1-VIII), localizada na Ilha de Itaparica nas coordenadas 13°03'17,47"S e 38°47'50,14"W, é uma área com solo areno-lamosa e visivelmente conservada em relação às demais estações. A vegetação é homogênea no manguezal, exceto pela quantidade reduzida de *Rhizophora mangle*;

• a Estação IX, Cabuçu (Figura 13.1-IXa e IXb), situada nas coordenadas 12°45'44,69"S e 38°45'14,00"W, possui um recife arenítico em frente do manguezal com predominância de *Avicennia shaueriana* em relação à *Laguncularia racemosa*, ocorrendo raros exemplares de *Rhizophora mangle*;

• a Estação X, Poço Dom João (Figura 13.1-X), inserida nas coordenadas 12°38'40,92"S e 38°38'32,05"W, possui solo bastante lodoso, fundo de cascalho e restos de conchas, tornando o acesso extremamente difícil;

• a Estação XI, Maragogipe (Figura 13.1-XI), localizada entre as coordenadas 12°49'38,13"S e 38°55'16,01" W, corresponde a uma área de manguezal no canal estuarino, com substrato lamoso. A vegetação predominante é de *Rhizophora mangle*, seguida por *Avicennia shaueriana* e *Laguncularia racemosa*;

• a Estação XII, RLAM (Figura 13.1-XII), situa-se nas coordenadas 12°42'37,95"S e 38°34'22,99"W, em frente à Refinaria Landulfo Alves. Apresenta substrato areno-lamoso e pequena faixa de vegetação de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*.

II. Metodologia

Das 12 estações fixas selecionadas, localizadas na BTS, 3 (três) foram designadas controle: Estações VIII - Jiribatuba, IX - Cabuçu e XI - Maragogipe.

Os espécimes foram coletados em três campanhas realizadas no período de setembro/2002 a julho/2003. No ano de 2007 foi realizada uma campanha complementar realizada em 4 (quatro) estações (sendo uma estação nova, RLAM) consideradas poluídas por resíduos petrolíferos.

Para a captura dos espécimes foram utilizados diversos tipos de apetrechos de pesca, descritos a seguir:

• **bomba de sucção** – é constituída por um cano de PVC com cerca de 1 metro contendo, por dentro, um cabo com uma borracha circular na ponta para fazer a pressão (um êmbolo), e por fora um cabo lateral para apoio (Figura 13.2A). Esta bomba é colocada na abertura das tocas que geralmente ficam na areia ou lama; puxa-se o êmbolo e tudo que está à cerca de um metro ou mais é sugado pela pressão; então, coletam-se os animais;

• **jereré** – constituído por armação semicircular de madeira ou metal, na qual é colocada uma rede de malha 8mm em forma de saco, mais aberta do que o puçá, sustentada por um cabo de madeira ou metal (Figura 13.2B). Este artefato foi utilizado na captura de camarões e siris;



Ia – Coqueiro Grande. Foto: Tereza Calado (2002)



Ib – Plantação de pinheiros em área próxima ao manguezal de Coqueiro Grande. Foto: Saulo dos Aflitos (2002)



Ila – Caípe. Foto: Tereza Calado (2002)



Ilb – Caípe, destacando tubulação de uma refinaria de petróleo. Foto: Saulo dos Aflitos (2002)



III – Suape. Foto: Jonathas Barreto (2007)



IVa – Madre de Deus. Foto: Tereza Calado (2003)



IVb – Madre de Deus, com detalhe para tubulação na região do manguezal. Foto: Tereza Calado (2002)



V – Ilha do Pati. Foto: Tereza Calado (2003)

Figura 13.1 – Vistas parciais das estações de coleta (*continua*).



VI – Ilha das Fontes. Foto: Saulo dos Aflitos (2002)



VII – Ilha Cajafba. Foto: Tereza Calado (2002)



VIII – Jiribatuba. Foto: Tereza Calado (2002)



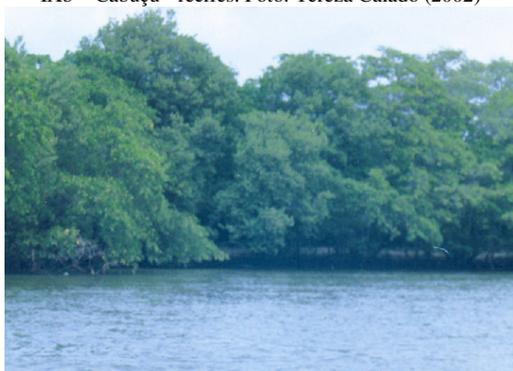
IXa – Cabuçu. Foto: Tereza Calado (2002)



IXb – Cabuçu - recifes. Foto: Tereza Calado (2002)



X – Poço Dom João. Foto: Saulo dos Aflitos (2002)



XI - Maragogipe



XII - RLAM

- **puçá** – assemelha-se a uma rede de caçar borboletas. Consiste em uma armação circular na qual é colocada uma rede de malha de 8mm, em forma de saco, que se afunila, sustentada por um cabo de nylon ou metal (Figura 13.2C). Este artefato foi utilizado na captura de camarões;
- **tetéia** – aparelho de pesca composto de um arco de metal onde se prende uma rede de malha, não muito fina, em forma de saco, e, no sentido oposto, três cordas de nylon que convergem para um único cabo do mesmo material com uma bóia presa à sua extremidade (Figura 13.2D). A isca utilizada consiste em cabeça e vísceras de galinha ou peixe. A tetéia foi utilizada para apreensão de siris;
- **demais utensílios:** foice, pinças, pá de jardinagem, espátula, cavador e faca.

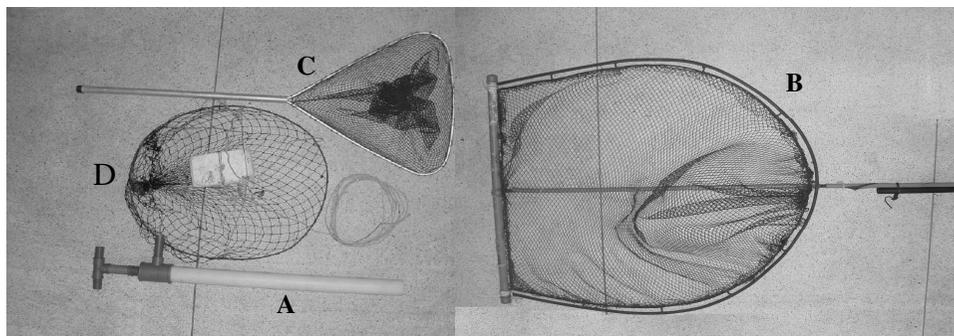


Figura 13.2 – Aparelhos de coleta: (A) bomba de sucção, (B) jereré., (C) puçá e (D) tetéia. Foto: Liliane Tonial.

Os animais foram identificados, etiquetados e adicionados em frascos de vidro contendo em álcool 70%. Após esse procedimento, foram depositados na coleção Carcinológica dos Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais LABMAR/UFAL.

A composição faunística dos Crustacea é apresentada em ordem alfabética. A posição taxonômica está de acordo com Bowman & Abele (1982).

O índice de diversidade específica (H') foi calculado segundo Shannon (1948), através da seguinte fórmula:

$$H' = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i \quad \therefore p_i = \frac{n_i}{N}, \quad \text{onde } n_i = \text{número de indivíduos de cada espécie}$$

$$N = \text{número total de indivíduos}$$

Os resultados foram expressos em $\text{bits} \cdot \text{ind}^{-1}$, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação (Valentin, 2000) cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias:

-alta diversidade	$= \geq 3,0 \text{ bits} \cdot \text{ind}^{-1}$
-média diversidade	$= < 3,0 \geq 2,0 \text{ bits} \cdot \text{ind}^{-1}$
-baixa diversidade	$= < 2 > 1,0 \text{ bits} \cdot \text{ind}^{-1}$
-muito baixa diversidade	$= < 1,0 \text{ bits} \cdot \text{ind}^{-1}$

A equitabilidade (J) foi calculada segundo Pielou (1977), através da fórmula:

$$J = H' / \log_2 S, \quad \text{onde: } H' = \text{índice de SHANNON}$$

$$S = n^\circ \text{ total de espécies de cada amostra.}$$

Apresenta valores entre 0 e 1, sendo considerados altos ou equitativos os valores superiores a 0,50, o qual representa uma distribuição uniforme dos táxons na amostra analisada. Para estes cálculos foi utilizado o programa estatístico Ecológica (Measures of Community and Measures of Community Similarity).

III. Resultados

A BTS, região de grande potencial de mangue, foi caracterizada por altas taxas de produção primária e secundária, nesta área foi realizada coleta de material de Crustacea para estudos sobre a composição e importância na rede trófica.

Classificação das espécies

Foram coletados para o Filo Crustacea 2 ordens, Decapoda e Stomatopoda, a primeira com 17 famílias, 47 gêneros e 72 espécies, e a segunda com 2 famílias, 3 gêneros e 3 espécies.

ORDEM STOMOTOPODA Latreille, 1817

FAMILIA SQUILLIDAE Fabricius, 1787

Cloridopsis dubia H. Milne. Edwards, 1837

Squilla neglecta Gigbes, 1850

FAMILIA LYSIOSQUILLIDAE Giesbrecht, 1910

Lysiosquilla scabricauda Lamarck 1818

ORDEM DECAPODA Latreille, 1803

SUBORDEM DENDROBRANCHIATA Bate, 1888

FAMILIA PENAEIDAE Rafinesque, 1815

Farfantepenaeus brasiliensis Latreille, 1817

Farfantepenaeus subtilis Pérez Farfante, 1967

Litopenaeus schmitti Burkenroad, 1936

FAMILIA SICYONIIDAE Ortmann 1898

Sicyonia typica Boeck, 1864

Sicyonia laevigata Stimpson, 1871

SUBORDEM PLEOCYEMATA Burkenroad, 1963

FAMILIA PALAEMONIDAE Rafinesque, 1815

Leander paulensis Ortman, 1897

Leander tenuicornis Say 1818

Macrobrachium acanthurus Wiegman, 1836

Palaemon (Palaender) northropi Rankin, 1898

Periclimenes americanus Kingsley, 1878

FAMÍLIA HIPPOLYTIDAE

Mergua rizophorae Rathbun, 1900

FAMILIA ALPHEIDAE Rafinesque, 1815

Alpheus armillatus H Milne Edwards, 1837

Alpheus bouvieri H Milne Edwards, 1878

Alpheus estuariensis Christoffersen, 1984

Alpheus normanii Kingsley, 1878

Leptalpheus axianassae Dworschak & Coelho, 1999

Leptalpheus forceps Williams, 1965

FAMILIA CALLIANASSIDAE Dana, 1852

Bifarius fragilis Biffar, 1970

Callichirus major Say, 1818

Glypturus acanthochirus Stimpson, 1866

Lepidophthalmus siriboia Felder & Rodrigues, 1993

Neocallichirus grandimana Gibbes, 1850

FAMÍLIA LAOMEDIIDAE Borradaile, 1903

Axianassa australis Rodrigues & Shimizu, 1992

FAMILIA UPOGEBIIDAE Borradaile, 1903

Upogebia omissa Gomes Corrêa, 1968

Upogebia noronhensis Fausto Filho, 1969

FAMILIA DIOGENIDAE Ortmann, 1892

Clibanarius antillensis Stimpson 1859

Clibanarius sclopetarius Herst, 1796

Clibanarius vittatus Bosc, 1802

Petrochirus diogenes Linnaeus, 1758

FAMILIA PAGURIDAE Latreille, 1803

Pagurus brevidactylus Stimpson, 1859

Pagurus criniticornis Dana, 1852

Pagurus leptonix Forest & Saint Laurent, 1967

FAMILIA PORCELLANIDAE Haworth, 1825

Petrolisthes armatus Gibbes 1850

FAMILIA DROMIIDAE De Haan, 1833

Hypoconcha arcuata Stimpson, 1858

FAMILIA PORTUNIDAE Rafinesque, 1815

Callinectes danae Smith, 1869*Callinectes exasperatus* Gerstaecker, 1856*Callinectes larvatus* Ordway, 1863*Callinectes ornatus* Ordway, 1863*Charybdis helleri* Milne Edwards, 1867*Cronius ruber* Lamarck, 1818*Portunus spinimanus* Latreille, 1819

FAMILIA GONEPLACIDAE MacLeay, 1838

Cyrtoplax spinidentata Benedict, 1892*Eucatropsis crassimanus* Dana, 1852

FAMILIA XANTHIDAE MacLeay, 1838

Eriphia gonagra Fabricius, 1781*Eurypanopeus abbreviatus* Stimpson, 1870*Eurytium limosum* Say, 1818*Hexapanopeus angustifrons* JE Benedict and MJ Rathbun, 1891*Hexapanopeus schmitti* Rathbun, 1930*Menippe nodifrons* Stimpson, 1859*Panopeus abbreviatus* Stimpson, 1860*Panopeus americanus* Sausurre, 1857*Panopeus lacustris* Desbonne, 1867*Panopeus occidentalis* Sausurre, 1857*Pilumnus caribaeus* Desbonne and Schramm, 1867*Pilumnus quoyi* H. Milne Edwards, 1834*Tetraxanthus rathbunae* Chace, 1939

FAMILIA GRAPSIDAE MacLeay, 1838

Aratus pisonii H. Milne Edwards, 1837*Armases angustipes* Dana, 1852*Cyrtograpsus affinis* Dana, 1852*Goniopsis cruentata* Latreille, 1803*Pachygrapsus gracilis* Saussure, 1858*Pachygrapsus transversus* Gibbes, 1850*Sesarma crassipes* Cano, 1889*Sesarma rectum* Randall, 1840*Sesarma rubripes* Rathbun, 1897

FAMILIA OCYPODIDAE Rafinesque, 1815

Uca cumulanta Crane, 1943*Uca leptodactyla* Rathbun, 1898*Uca maracoani* Latreille, 1802-1803*Uca rapax* Smith, 1870*Uca thayeri* Rathbun, 1900*Ucides cordatus* Linnaeus, 1763**Ordem Stomatopoda** Latreille, 1817**Família Squillidae** Fabricius, 1787*Cloridopsis dubia* H. Milne. Edwards, 1837 (Figura 13.3-1)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Américas: Carolina do Sul, Geórgia, Flórida, Cuba, México, Honduras, Guatemala, República Dominicana, Trinidad, Panamá, Colômbia, Venezuela, Brasil (Pará, Piauí, Maranhão, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, São Paulo, São Paulo, Paraná e Santa Catarina). Pacífico Oriental – El Salvador, Costa Rica, Equador (Gomes-Corrêa, 1986).

Aspectos Ecológicos: a espécie é encontrada em galerias, subsuperficial em fundos de lama, em águas rasas e até salobras.

Nome Popular: tamarutaca

Squilla neglecta Gigbes, 1850 (Figura 13.3-2)

Distribuição Geográfica: Carolina do Norte, Carolina do Sul, Geórgia, Flórida, Brasil (Ceará, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina, Rio Grande do Sul) (Gomes-Corrêa, 1986).

Aspectos Ecológicos: a espécie pode ser encontrada em fundos de lama e areia com detritos.

Nome Popular: tamarutaca.

Família Lysiosquillidae Giesbrecht, 1910

Lysiosquilla scabricauda Lamarck, 1818 (Figura 13.3-3)

Distribuição Geográfica: Bermudas, Massachussetts, Carolina do Sul, Bahamas, Louisiana, Texas, México, Cuba, Honduras, Costa Rica, Antigua, Panamá, Colômbia, Venezuela, Trinidad, Guiana Francesa, Brasil (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina) (Gomes-Corrêa, 1986).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada em fundos de lama.

Nome Popular: tamarutaca

Ordem Decapoda Latreille, 1803

Família Penaeidae Rafinesque, 1815

Farfantepenaeus brasiliensis Latreille, 1817 (Figura 13.3-4)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte (EUA) ao Rio Grande do Sul (Brasil) (D’Incao, 1995).

Aspectos Ecológicos: encontrada em fundos de areia, areia com conchas, lama, lama com conchas, lama biodetrítica e fundos de algas calcárias ou fanerógamas (D’Incao, 1995).

Nome Popular: camarão rosa.

Litopenaeus schmitti Burkenroad, 1936 (Figura 13.3-5)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Baía de Matanzas (Cuba) ao Rio Grande do Sul (Brasil) (D’Incao, 1995).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada em fundos arenosos, areno-lamosos, areia com fanerógamas, lama com conchas, lama compactada (D’Incao, 1995).

Nome Popular: camarão marinho, branco, vila-franca e barba-roxa.

Família Sicyoniidae Ortmann 1898

Sicyonia laevigata Stimpson, 1871

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte (EUA) ao Rio Grande do Sul (Brasil). Pacífico Oriental – México ao Golfo do Panamá (D’Incao, 1995).

Aspectos Ecológicos: espécie associada a fundos orgânicos (conchas e algas calcárias), areia, substratos duros ou com vegetação, raramente em lama (D’Incao, 1995).

Sicyonia typica Boeck, 1864 (Figura 13.3-6)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte (USA) ao Rio Grande do Sul (Brasil) (D’Incao, 1995).

Aspectos Ecológicos: freqüente em fundos de lama e areia, geralmente associados com fragmentos de conchas. No Brasil tem sido citada em fundos de areia, algas calcárias, conchas e pradarias de *Halodule* (D’Incao, 1995).

Família Palaemonidae Rafinesque, 1815

Leander paulensis Ortmann, 1897 (Figura 13.3-7)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental: Flórida, Antilhas, Brasil (Maranhão até São Paulo) (Ramos-Porto, 1985/86; Ramos-Porto, 1986).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada habitando fundos de areia/lama, lama, areia com prados de *Halodule* e de algas; em águas até 16m de profundidade (Ramos-Porto 1986).

Nome Popular: picirica

Leander tenuicornis Say, 1818

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas, leste dos Estados Unidos, Golfo do México, América Central, norte da América do Sul, Antilhas, Brasil (Maranhão – Bahia; Fernando de Noronha). Atlântico Oriental; Mediterrâneo; Indo-Pacífico (Balss, Holthuis *in* Ramos-Porto, 1986).

Aspectos Ecológicos: esta espécie é encontrada desde águas rasas até 72m de profundidade em fundos cascalhosos, arenosos com prados de algas moles e/ou fanerógamas marinhas (Ramos-Porto, 1986).

Palaemon (Paleander) northropi Rankin, 1898 (Figura 13.3-8)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Antilhas, Bermudas, América Central, Norte da América do Sul, Brasil (Ceará até Santa Catarina), Uruguai (Buckup & Bond, 1982; Fausto Filho, 1976; Holthuis, 1952).

Aspectos Ecológicos: de acordo com Coelho (1963/64), esta espécie habita pequenas fendas no substrato consolidado, nas poças dos recifes e praias durante a maré baixa. Por outro lado podem ocorrer em áreas dos estuários mais próximas do mar. Ramos-Porto (1986) cita a espécie como habitante preferencialmente de fundos arenosos.

Nome Popular: picirica

Periclimenes americanus Kingsley, 1878

Distribuição Geográfica: Carolina do Norte ao golfo do México, ao longo costa caribenha e no Brasil do Pará a São Paulo (Williams, 1984).

Aspectos Ecológicos: esta espécie pode ser encontrada em águas costeiras em fundos arenosos ou rochosos, normalmente entre algas e corais (Williams, 1984).

Nome Popular: picirica

Família Hippolytidae*Merguia rizophorae* Rathbun, 1900 (Figura 13.3-9)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental: Panamá, Suriname, Brasil (Paraíba) (Chace, 1972), Pernambuco (Coelho, 1965/1966), Alagoas (Sousa et al., 1998).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada habitando a região entre-marés, em águas rasas no interior de troncos apodrecidos no manguezal. Coelho (1965/66) registrou esta espécie como habitante da base do mangue, em regime polialino. Chace (1972) assinalou que esta espécie pode ocupar habitats que permanecem descobertos na maré baixa, porém, com bastante umidade para sua sobrevivência. Sousa et al. (1998) registraram que a espécie vive no interior de troncos apodrecidos de árvores do mangue.

Nome Popular: camarão do tronco

Família Alpheidae Rafinesque, 1815*Alpheus armillatus* H Milne Edwards, 1837

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até “Dry Tortugas”; sudoeste da Flórida; Louisiana; Península de Yucatan; Panamá; Antilhas (Ilhas Virgens até Tobago); Aruba; Venezuela e Brasil (Ceará até Santa Catarina) (Christoffersen, 1984).

Aspectos Ecológicos: espécimes coletados na praia com auxílio de bomba de sucção.

Nome Popular: camarão estalo

Alpheus bouvieri A. M. Edwards, 1878

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; leste da Flórida; Cuba; Antigua até Tobago; Aruba e Brasil (Fernando de Noronha e do Ceará até norte do Rio Grande do Sul); Atlântico Oriental – Ilhas Cabo Verde, São Tomé, Senegal até Congo; Pacífico Oriental – Panamá, Colômbia e Ilhas Galápagos (Christoffersen, 1980).

Aspectos Ecológicos: espécimes coletados na praia com auxílio de bomba de sucção.

Nome Popular: camarão estalo

Alpheus estuariensis Christoffersen, 1984 (Figura 13.3-10)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – costa leste da Flórida; Mississipi ao Texas; Golfo do México; Cuba; República Dominicana; Trinidad; Curaçao; Brasil (Ceará até Paraná) (Christoffersen, 1980).

Aspectos Ecológicos: espécimes coletados na praia com auxílio de bomba de sucção.

Nome Popular: camarão estalo

Alpheus normani Kingsley, 1878

Distribuição Geográfica: Bermudas, Baía de Chesapeake ao Golfo do México e do Caribe ao Brasil, Golfo da Califórnia e Panamá (Williams, 1984).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada em fundos rochosos ou com fragmentos de conchas, em tocas na areia em águas rasas (Williams, 1984).

Nome Popular: camarão estalo

Leptalpheus axianassae Dworschak & Coelho, 1999

Distribuição Geográfica: Brasil (São Sebastião – São Paulo) e Bahia (Baía de Todos os Santos).

Aspectos Ecológicos: vivem em uma grande variedade de habitats, em baixo de rochas, entre corais, ou associados com outros invertebrados como esponjas, anêmonas, crinóides ou ouriço-do-mar (Dworschak & Coelho, 1999).

Nome Popular: camarão estalo

Leptalpheus forceps Williams, 1965

Distribuição Geográfica: Carolina do Norte e Mississipi (Chace, 1972); Brasil (Sergipe) (Christoffersen, 1980) e Bahia (Baía de Todos os Santos).

Aspectos Ecológicos: esta espécie é comensal em tocas de *Upogebia affinis* e *Callianassa* (Williams, 1984).

Nome Popular: camarão estalo

Família Callianassidae Dana, 1852

Biffarius fragilis Biffar, 1970

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas, Venezuela e Brasil (Pernambuco) (Melo, 1999).

Nesta publicação estende-se a distribuição à Baía de Todos os Santos (Bahia).

Aspectos Ecológicos: encontrada em buracos na areia ou lama, nas proximidades de buracos de *Callichirus* e *Upogebia*. Sendo uma espécie bastante pequena, é afetada pela tensão superficial da água, só escapando após luta prolongada (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Callichirus major Say, 1818

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Venezuela e Brasil (Rio Grande do Norte, Pernambuco e da Bahia até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: habitam praias arenosas, confinadas ao nível da maré baixa, em ambientes expostos onde vivem em buracos, geralmente acompanhada de espécies do gênero *Pinnixa* (Brachyura) (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Glypturus acanthochirus Stimpson, 1866 (Figura 13.3-11)

Aspectos Ecológicos: vivem em tocas, constroem até três entradas em forma de funil, através das quais o sedimento da superfície e as lâminas das folhas são alcançados para dentro da toca; controem ainda pelo menos de três a quatro montículos em forma de vulcão que estão associados ao sistema da toca, além de desenvolver câmaras laterais extensas; a média de extensão

da toca é em torno de 1,5 a 2 m de profundidade, com diâmetro de abertura da toca em torno de 23 a 26 mm, embora exista variação na espessura interna das câmaras (Suchanek et al., 1986).

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental (Flórida, Porto Rico, Jamaica, Barbados, Antigua, Venezuela (Biffar, 1971).

Nome Popular: corrupto.

Lepidophthalmus siriboia Felder & Rodrigues, 1993 (Figura 13.3-12)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas e Brasil (do Pará até Bahia) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada em galerias submersas na região entre-marés, em águas muito rasas (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Neocallichirus grandimana Gibbes, 1850

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Bermudas, Antilhas, norte da América do Sul e Brasil (do Pará até a Bahia). Pacífico Oriental – Colômbia (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada sempre na região entre-marés (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Família Laomediidae Borradaile, 1903

Axianassa australis Rodrigues & Shimizu, 1992

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Brasil (Pernambuco, Alagoas, Bahia e São Paulo) (Melo, 1999; Wanderley, 2004).

Aspectos Ecológicos: encontrada em sedimentos lamosos, em áreas próximas à vegetação de manguezais (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Família Upogebiidae Borradaile, 1903

Upogebia noronhensis Fausto Filho, 1969

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Brasil (Fernando de Noronha e do Maranhão até a Bahia) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: encontrada nos limites do infra e médio litoral, sob seixos, em fendas naturais ou em buracos construídos por eles próprios (Melo, 1999).

Nome Popular: corrupto

Upogebia omissa Gomes Corrêa, 1968 (Figura 13.3-13)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, América Central, Antilhas, Colômbia, Venezuela e Brasil (Maranhão até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: do entre-marés até 9 metros de profundidade, em corais e também em estuários sob rochas.

Nome Popular: corrupto

Família Diogenidae Ortmann, 1892

Clibanarius antillensis Stimpson, 1859 (Figura 13.3-14)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; Flórida; Golfo do México; Panamá; Antilhas; norte da América do Sul e Brasil (Rocas, Ceará até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: espécimes encontrados em abundância sobre os recifes, formando grandes aglomerações, geralmente utilizando conchas de *Cerithium atratum* e *Tegula viridula*.

Nomes populares: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, bernardo-eremita, paguro, caranguejo-da-concha

Clibanarius sclopetarius Herbst, 1796 (Figura 13.3-15)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Antilhas; norte da América do Sul;

Guianas e Brasil (Ceará até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: indivíduos coletados dispersos sobre os recifes, utilizando conchas de *Natica canrena*, *Strombus pugilis*, *Pleuroploca aurantiaca* e *Pugilina morio*.

Nomes populares: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, bernardo-eremita, paguro, caranguejo da concha

Clibanarius vittatus Bosc, 1802 (Figura 13.3-16)

Distribuição Geográfica: Atlântico ocidental – leste dos Estados Unidos; Golfo do México; Antilhas; Venezuela; Suriname e Brasil (Pará até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: indivíduos coletados dispersos sobre os recifes, utilizando conchas de *Natica canrena*, *Strombus pugilis*, *Pleuroploca aurantiaca* e *Pugilina morio*.

Nomes populares: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, bernardo-eremita, paguro, caranguejo da concha.

Família Paguridae

Pagurus brevidactylus Stimpson, 1859

Distribuição Geográfica: Atlântico ocidental – Bermudas, Flórida, Golfo do México, Antilhas, América Central, norte da América do Sul e Brasil (Fernando de Noronha e de Pernambuco até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: espécie intertidal, do limite inferior das marés, em ambiente pouco batido pelas ondas, chegando a profundidades maiores de até 50m. também em fundos arenosos, entre algas e sobre rochas (Melo, 1999).

Nome Popular: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, Bernardo-eremita, paguro, caranguejo da concha.

Pagurus criniticornis Dana, 1852

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Golfo do México; Antilhas; norte da América do Sul; Brasil (Pernambuco ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: espécimes encontrados utilizando conchas de *Cerithium atratum*, *Nassarus albus* e *Vexillum pulchellum*.

Nomes populares: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, bernardo-eremita, paguro, caranguejo da concha.

Pagurus leptonix Forest & Saint Laurent, 1967

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Brasil (do Ceará até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: encontrados utilizando conchas de *Cerithium atratum*. Em águas rasa até 20m, em fundos de areia e lama (Melo, 1999).

Nome Popular: eremita, ermitão, caranguejo-eremita, caranguejo-ermitão, bernardo-eremita, paguro, caranguejo da concha.

Família Porcellanidae Haworth, 1825

Petrolisthes armatus Gibbes 1850 (Figura 13.3-17)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia e Brasil (Fernando de Noronha e do Maranhão até Santa Catarina). Atlântico Oriental – do Senegal até Angola, Ilha Ascensão. Pacífico Oriental – Golfo da Califórnia, Costa Rica, Equador (Ilha Galápagos) e Peru (Melo, 1999).

Aspectos Ecológicos: Da região entre-marés até 60m, sob pedras, corais, bancos de mexilhões e em esponjas e ostras. Encontrada também nas raízes em manguezais (Melo, 1999).

Infraordem Bracyura De Haan, 1833

Família Dromiidae De Haan, 1833

Hypoconcha arcuata Stimpson, 1858

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do

México, Antilhas, Guianas e Brasil (do Amapá até São Paulo) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: de águas rasas até 80m em fundos de areia ou conchas. Sempre encontrada em associação com moluscos bivalves, que carrega com a ajuda das garras e último par de patas (Melo, 1996).

Família Portunidae Rafinesque, 1815

Callinectes danae Smith, 1869 (Figura 13.3-18)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; Flórida; Golfo do México; Antilhas; Colômbia; Venezuela e Brasil (Paraíba ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: espécimes coletados no manguezal.

Nomes populares: siri, siri tinga, siri azul, chiadeira.

Callinectes exasperatus Gerstaecker, 1856 (Figura 13.3-19)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermuda, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Venezuela e Brasil (do maranhão até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: do entre-marés até 8m. Em águas salgadas e estuarinas, perto de bocas de rios e de manguezais (Melo, 1996).

Nomes populares: siri de mangue

Callinectes larvatus Ordway, 1863 (Figura 13.3-20)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Bermuda, Antilhas, Colômbia, Venezuela e Brasil (do Ceará até São Paulo) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: fundos de areia e lama, periferia de manguezais, também em águas salobras, raramente em mar aberto. Do entre-marés até 25m (Melo, 1996).

Nome Popular: siri coceira

Callinectes ornatus Ordway, 1863

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela, Guianas e Brasil (do Amapá ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: encontrados até 75m em fundos de areia ou lama em águas menos salinas (Melo, 1996).

Nome Popular: siri

Cronius ruber Lamarck, 1818

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte ao Sul da Flórida, Golfo do México, América Central, Antilhas, norte da América do Sul, Guianas e Brasil (do Amapá ao Rio Grande do Sul). Atlântico Oriental – do Senegal até Angola. Pacífico Oriental – da Califórnia até o Peru e Galápagos (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada em praias arenosas, em áreas rochosas, pedregosas e cascalhosas, desde pequenas profundidades até 110m (Melo, 1996).

Nome Popular: siri

Charybdis helleri Milne Edwards, 1867

Distribuição Geográfica: Indo-Pacífico – Japão, Filipinas, Nova Caledônia, Austrália, Hawaii, todo o Oceano Índico incluindo o Mar Vermelho. Mediterrâneo oriental, Israel e Egito. Atlântico Oriental – Leste da Flórida, Cuba, Colômbia, Venezuela e Brasil (Alagoas) (Calado, 1996).

Nesta publicação estende-se a distribuição para a Bahia (Baía de Todos os Santos).

Aspectos Ecológicos: encontrados nos oceanos, em fundos moles até 51m., também encontrados em fundos rochosos e vivendo em corais (Galil, 1992)

Nome Popular: siri

Portunus spinimanus Latreille, 1819

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – de New Jersey até o Sul da Flórida, Bermuda, Golfo do México, Antilhas, Venezuela, Guianas e Brasil (de Pernambuco ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: esta espécie pode ser encontrada em águas salobras de canais e baías, em fundos de areia, cascalho, conchas quebradas e lama. Da superfície até 90m (Melo, 1996).

Nome Popular: siri

Família Goneplacidae Macleay, 1838

Cyrtoplax spinidentata Benedict, 1892

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Antilhas e Brasil (de Pernambuco ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: encontrados em fundos de lama, eventualmente em areia, de águas rasas até 150m (Melo, 1996).

Eucatropsis crassimanus Dana, 1852

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas e Brasil (da Bahia ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: Espécie encontrada em fundos de areia, coral e cascalho conchífero. De águas rasas até 80m (Melo, 1996).

Família Xanthidae Macleay, 1838

Eriphia gonagra Fabricius, 1781 (Figura 13.3-21)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte; Flórida; Golfo do México; Antilhas; América Central; norte da América do Sul e Brasil (Pará até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: encontrados em corais ou rochas, sob pedras e em cavidades do entre-marés, também em algas ou esponjas, da entre-marés até 5m (Melo, 1996).

Eurypanopeus abbreviatus Stimpson, 1860 (Figura 13.3-22)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Sul; Flórida; Golfo do México; Antilhas; norte da América do Sul e Brasil (Ceará ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: sob perdas, em recifes de coral ou rochas. Também em bancos de ostras e sob esponjas e briozoários. Do entre-marés até 5m (Melo, 1996).

Eurytium limosum Say, 1818 (Figura 13.3-23)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; Flórida; Golfo do México; América Central; Antilhas; norte da América do Sul e Brasil (Pará até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: praias lodosas e, principalmente, em manguezais. Vivem em galerias parcialmente cheias d'água e sob pedras na marca da maré alta. Do entre-marés até pequenas profundidades (Melo, 1996).

Hexapanopeus angustifrons J. E. Benedict and M. J. Rathbun, 1891

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Massachussets até Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, Antilhas e Brasil (de Pernambuco até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: mais comum em fundos lamosos, ocasionalmente em areia, conchas e cascalho. Do nível da maré baixa até 140m (Melo, 1996).

Hexapanopeus schmitti Rathbun, 1930 (Figura 13.3-24)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Brasil (Ceará até Santa Catarina) e Uruguai (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: do entre-marés até 25m. em fundos de areia, lama e conchas (Melo, 1996).



Figura 13.3 – Algumas espécies coletadas e identificadas nas estações de amostragem na Baía de Todos os Santos (*continua*).



22 - *Eurypanopeus abbreviatus*



23 - *Eurytium limosum*



24 - *Hexapanopeus schmitti*



25 - *Menippe nodifrons*



26 - *Panopeus americanus*



27 - *Panopeus lacustris*



28 - *Panopeus occidentalis*



29 - *Pilumnus quoyi*



30 - *Armases angustipes*



31 - *Goniopsis cruentata*



32 - *Pachygrapsus gracilis*



33 - *P. Transversus*



34 - *Sesarma rectum*



35 - *Sesarma rubripes*



36 - *Uca cumulanta*



37 - *Uca leptodactyla*



38 - *Uca maracoani*



39 - *Uca rapax*



40 - *Uca thayeri*



41 - *Ucides cordatus*

Figura 13.3 –continuação.

Menippe nodifrons Stimpson, 1859 (Figura 13.3-25)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Golfo do México; América Central; Antilhas; norte da América do Sul; Guianas e Brasil (Maranhão até Santa Catarina); Atlântico Oriental – Cabo Verde até Angola (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em poças de maré, sob pedras e pilares de atracadouro. Em águas rasas perto da praia (Melo, 1996).

Panopeus americanus Saussure, 1857 (Figura 13.3-26)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Golfo do México; Antilhas; Colômbia; Venezuela e Brasil (Maranhão até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: encontrados sob pedras, em praias lodosas e manguezais. Em fundos de areia, conchas e lama. Do entre-marés até 25m (Melo, 1996).

Panopeus lacustris Desbonne, 1867 (Figura 13.3-27)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Bermudas; Antilhas; Colômbia e Brasil (Maranhão ao Rio de Janeiro). Pacífico Oriental – Hawaii (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: vive sob pedras em estuários, baías e canais, podendo ser encontrada, ainda, em locais poluídos, sob galhos podres e associada a ostras (Melo, 1996).

Panopeus occidentalis Saussure, 1857 (Figura 13.3-28)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida; Golfo do México, América Central; Antilhas; norte da América do Sul; Guianas e Brasil (Ceará até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: encontrados em fundos de areia, rochas ou cascalho. Entre algas, esponjas ou raízes de árvores de mangue. Muito comum em pilares de embarcadouros. Do entre-marés até 20m (Melo, 1996).

Pilumnus caribaeus Desbonne and Schramm, 1867

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas, norte da América do Sul e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em fundos de areia, lama, conchas e corais. Do entre-marés até 55m (Melo, 1996).

Pilumnus quoyi H. Milne Edwards, 1834 (Figura 13.3-29)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Guianas e Brasil (do Amapá até São Paulo) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: fundos de areia e detriticos. Do entre-marés até 100m (Melo, 1996).

Tetraxanthus rathbunae Chace, 1939

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte, Flórida, Golfo do México, Antilhas e Brasil (da Paraíba ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em fundos de lama, conchas, coral, rochas ou areia (Melo, 1996).

Família Grapsidae Macleay, 1838*Aratus pisonii* H. Milne Edwards, 1837

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Golfo do México; Antilhas; norte da América do Sul; guianas e Brasil (Piauí até São Paulo). Pacífico Oriental – Nicarágua até o Chile (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em estuários, sobre rochas ou em pilares de embarcadouros. Comuns em manguezais onde chegam a subir nas árvores (Melo, 1996).

Armases angustipes Dana, 1852 (Figura 13.3-30)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – México; Antilhas e Brasil (Ceará – Santa Catarina) (Melo, 1996)

Aspectos Ecológicos: espécie encontrada ao lado de *Sesarma rectum*, nos mesmos tipos de hábitat estuarino, sendo mais freqüente na região marginal. Ocorre também no litoral rochoso e em bromeliáceas (Melo, 1996).

Cyrtograpsus affinis Dana, 1852

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Brasil (do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul) e Argentina. Pacífico Oriental – Peru e Chile (Melo, 1996).

Neste estudo amplia-se a distribuição até a Bahia (Baía de Todos os Santos).

Aspectos Ecológicos: vivem em poças deixadas pela maré baixas e sob pedras, nunca ficando longe da água. Também em águas pouco profundas do infra-litoral (Melo, 1996).

Goniopsis cruentata Latreille, 1803 (Figura 13.3-31)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; Flórida; Golfo do México; Antilhas; Guianas e Brasil (Fernando de Noronha; Pará até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em manguezais, sobre as raízes ou trocos das árvores, em praias lodosas, em braços de mar ou estuários. Do supra-litoral até o entre-marés (Melo, 1996). Algumas vezes são encontrados no interior de troncos ocos.

Nome Popular: aratú

Pachygrapsus gracilis Saussure, 1858 (Figura 13.3-32)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Carolina do Norte; Flórida; Golfo do México; Antilhas; norte da América do Sul; Guianas e Brasil (Trindade e do Ceará até Rio Grande do Sul). Atlântico Oriental – Ilhas Cabo Verde até Angola. Mar Mediterrâneo. Pacífico Oriental – Califórnia até o Peru (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em áreas rochosas, no entre-marés. Sob pedras e pilares de embarcadouros. Ocasionalmente ocorre entre as raízes de árvores do mangue e em praias arenosas. Também em estuários e recifes (Melo, 1996).

Nome Popular: xié

Pachygrapsus transversus Gibbes, 1850 (Figura 13.3-33)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Bermudas; Carolina do Norte até a Flórida; Golfo do México; Antilhas; norte da América do Sul; Brasil (Trindade; Ceará até Rio Grande do Sul) e Uruguai. Atlântico Oriental – Ilhas Cabo Verde até Angola. Mar Mediterrâneo. Pacífico Oriental – Califórnia até o Peru (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: no entre-marés, sob pedras. Em pilares de embarcadouros e em praias arenosas. Também, entre raízes do mangue (Melo, 1996).

Nome Popular: xié

Sesarma crassipes Cano, 1889

Distribuição Geográfica: Atlântico ocidental – Costa Rica e Brasil (Pernambuco e Bahia).

Aspectos Ecológicos: encontrados errantes no solo do manguezal, em ambiente marinho e polialino (Melo, 1996).

Sesarma rectum Randall, 1840 (Figura 13.3-34)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Venezuela; Guianas e Brasil (Amapá até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: espécimes coletados entre vegetação rasteira dos barrancos arenosos e em solo plano do manguezal.

Sesarma rubripes Rathbun, 1897 (Figura 13.3-35)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – América Central, norte da América do Sul, Guianas, Brasil (do Ceará até o Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em pântanos salgados, no sedimento entre as raízes. Em fissuras e cavidades de trapiches e rochas, onde compete com *Chasmagnathus granulata* (Melo, 1996).

Família Ocypodidae Rafinesque, 1815

Uca cumulanta Crane, 1943 (Figura 13.3-36)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – América Central; norte da América do Sul; Guianas e Brasil (Pará até Rio de Janeiro) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em praias lodosas ou areno-lodosas, próximas de árvores do mangue, mas não sob sua sombra. As populações ficam concentradas, normalmente, abaixo do nível médio das marés (Melo, 1996).

Nomes populares: xié, chama-maré, caranguejo-violinista

Uca leptodactyla Rathbun, 1898 (Figura 13.3-37)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Golfo do México; Antilhas; Venezuela e Brasil (Maranhão até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: ocorre no supra-litoral e entre-marés. Em águas altamente salinas. Prefere substrato arenoso, com pouca ou nenhuma mistura de lama. Algumas populações ocupam ambientes lamosos, perto de árvores do mangue, mas, quase sempre, nas margens de grandes baías ou ilhas expostas ao mar aberto (Melo, 1996).

Nomes populares: xié, chama-maré, caranguejo-violinista

Uca maracoani Latreille, 1802-1803 (Figura 13.3-38)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Antilhas, Venezuela, Guianas e Brasil (do Maranhão até o Paraná) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: ao longo das margens de baías calmas. Ocorre sempre ao nível da maré vazante máxima, em substratos lodosos, perto de árvores de mangue (Melo, 1996).

Nomes populares: xié, chama-maré, caranguejo-violinista

Uca rapax Smith, 1870 (Figura 13.3-39)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas, Venezuela e Brasil (do Pará à Santa Catarina) (Melo, 1996).

Nomes populares : xié, chama-maré, caranguejo-violinista

Aspectos Ecológicos: vivem em galerias cavadas no lodo, ou na areia lamosa, na vizinhança dos manguezais. Nos mesmos substratos ao longo de rios e riachos e, também, em lagoas. É, geralmente, a espécie mais abundante do gênero (Melo, 1996).

Uca thayeri Rathbun, 1900 (Figura 13.3-40)

Distribuição Geográfica: Atlântico Ocidental – Flórida; Golfo do México; Antilhas; Guatemala; Panamá; Venezuela e Brasil (Maranhão até Santa Catarina) (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em regiões lamacentas da periferia de manguezais, muitas vezes na área de sombra (Melo, 1996).

Nomes populares: xié, chama-maré, caranguejo-violinista

Ucides cordatus Linnaeus, 1763 (Figura 13.3-41)

Distribuição Geográfica: Atlântico-ocidental: Flórida; Golfo do México; América Central; Antilhas; norte da América do Sul e Guianas; no Brasil é encontrado do Pará até Santa Catarina (Melo, 1996).

Aspectos Ecológicos: em ambientes pantanosos, entre as raízes de árvores do mangue. Em áreas de água salobra constrói galerias largas, sempre retas e relativamente rasas. As vezes ocupam galerias de outras espécies como as dos gêneros: *Cardisoma*, *Uca* e *Goniopsis* (Melo, 1996).

Nomes populares: caranguejo-uçá, caranguejo verdadeiro, caranguejo vermelho

As espécies *Clibanarius sclopetarius*, *Callinectes larvatus* e *Uca leptodactyla* apareceram em todas as estações de coleta, enquanto que *Squilla neglecta*, *Leander paulensis*, *Macrobrachium acanthurus*, *Alpheus bouvieri* entre outros, ocorreram somente em uma das estações de coleta (Tabela 13.1)

As estações de coleta que apresentaram um maior número de espécies foram Suape (38) (espécies), seguida por Madre de Deus (37). A Estação 2 – RLAN apresentou o menor número de espécies (16) (Figura 13.4), esse resultado deve-se ao fato de ter havido apenas uma coleta no local, uma vez que essa estação foi designada apenas para a aplicação dos protocolos do projeto.

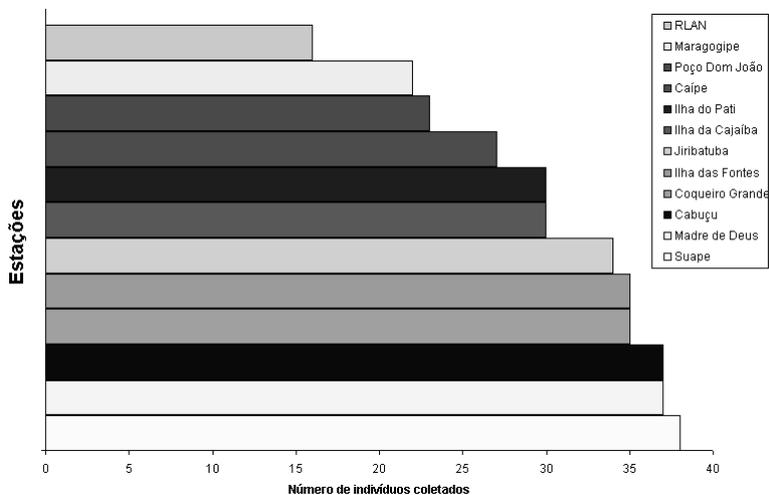


Figura 13.4 – Número de espécies por estações de coleta na região da Baía de Todos os Santos, Bahia, no período de 2002 a 2007.

Analisando a Figura 13.5, constata-se que o cálculo do índice de diversidade (Shannon Base 2) demonstra que a maioria das estações possui alta diversidade, embora as estações Maragogipe e RLAN possuam alta diversidade, porém, menor do que as demais. Os resultados da equitabilidade apontam que as populações estão equivalentemente distribuídas em todas as estações.

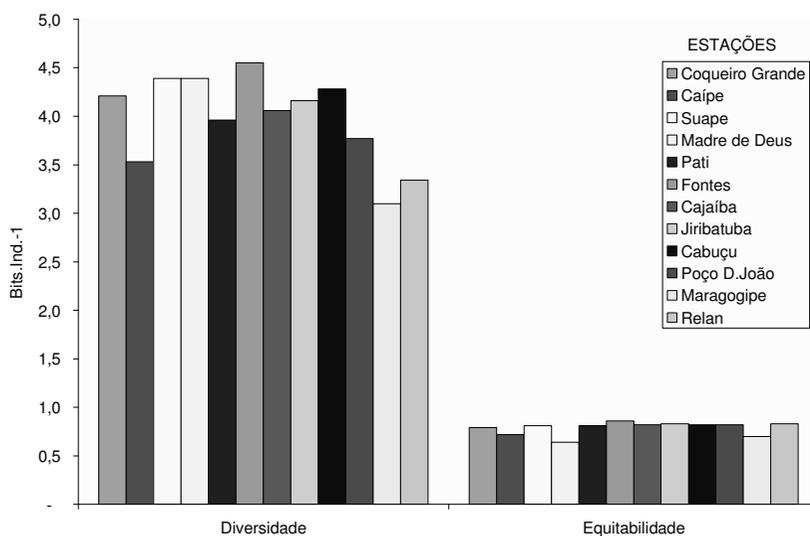


Figura 13.5 – Índices de diversidade (bits.ind^{-1}) e equitabilidade dos crustáceos nas estações de coleta da Baía de Todos os Santos, Bahia.

Tabela 13.1- Lista das espécies de Crustacea por estação de coleta na região da Baía de Todos os Santos, Bahia.

Taxa	1 CoqueiroGrande	2 Caípe	3 Suape	4 Madre de Deus	5 Ilha do Pati	6 Ilha das Fontes	7 Ilha da Cajaíba	8 Jiribatuba	9 Cabuçu	10 Poço Dom João	11 Maragogipe	12 RLAN
<i>Cloridopsis dúbia</i>			X									X
<i>Squilla neglecta</i>									X			
<i>Lysiosquilla scabricauda</i>					X				X			
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>			X		X							X
<i>Farfantepenaeus subtilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Litopenaeus schmitti</i>		X								X	X	
<i>Sicyonia typica</i>	X			X	X		X	X				
<i>Sicyonia laevigata</i>								X				
<i>Leander paulensis</i>							X					
<i>Leander tenuicornis</i>				X					X			
<i>Macrobrachium acanthurus</i>											X	
<i>Palaemon (Palaender) northropi</i>		X	X					X				
<i>Periclimenes americanus</i>	X			X	X							
<i>Merguia rizophorae</i>	X											
<i>Alpheus armillatus</i>	X	X	X	X				X			X	X
<i>Alpheus bouvieri</i>								X				
<i>Alpheus estuariensis</i>				X		X		X			X	
<i>Alpheus heterochaelis</i>	X											X
<i>Alpheus normanii</i>	X											
<i>Alpheus sp.</i>				X								
<i>Leptalpheus axianassae</i>								X				
<i>Leptalpheus forceps</i>				X								
<i>Bifarius fragilis</i>			X									
<i>Callichirus major</i>		X	X						X			
<i>Glypturus acanthochirus</i>			X									
<i>Lepidophthalmus siriboia</i>			X					X				
<i>Neocallichirus grandimana</i>									X			
<i>Axianassa australis</i>			X				X	X				X
<i>Upogebia omissa</i>	X		X	X	X	X	X	X	X			X
<i>Upogebia noronhesis</i>						X		X				
<i>Clibanarius antillensis</i>	X	X	X	X			X	X	X			
<i>Clibanarius scolopetarius</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Clibanarius vittatus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Petrochirus diogenes</i>								X				
<i>Pagurus brevidactylus</i>				X	X	X	X		X			
<i>Pagurus criniticornis</i>		X	X		X	X		X	X			X
<i>Pagurus leptonicus</i>	X					X	X	X	X			
<i>Petrolisthes armatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Hypoconcha arcuata</i>				X								
<i>Callinectes danae</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Callinectes exasperatus</i>	X		X					X				
<i>Callinectes larvatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Callinectes ornatus</i>		X					X			X		
<i>Charybdis helleri</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Cronius ruber</i>	X		X		X	X	X		X			

continua

Tabela 13.1 – continuação

Taxa	1 Coqueiro Grande	2 Caipe	3 Suape	4 Madre de Deus	5 Ilha do Pati	6 Ilha das Fontes	7 Ilha da Cajalba	8 Jiribatuba	9 Cabuçu	10 Poço Dom João	11 Maragogipe	12 RLAM
<i>Portunus spinimanus</i>			X	X								X
<i>Cyrtoplax spinidentata</i>				X							X	
<i>Eucratopsis crassimanus</i>					X						X	
<i>Eriphia gonagra</i>									X			
<i>Eurypanopeus abbreviatus</i>	X						X		X	X		
<i>Eurytium limosum</i>	X	X	X	X	X	X			X	X	X	
<i>Hexapanopeus angustifrons</i>				X		X						
<i>Hexapanopeus schmitti</i>		X	X	X	X	X	X		X	X		
<i>Menippe nodifrons</i>			X			X	X		X			
<i>Panopeus abbreviatus</i>						X						
<i>Panopeus americanus</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X
<i>Panopeus lacustris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Panopeus occidentalis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Pilumnus caribaeus</i>						X						
<i>Pilumnus quoyi</i>						X						
<i>Tetraxanthus rathbunae</i>	X						X		X			
<i>Aratus pisonii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Armases angustipes</i>				X								
<i>Cyrtograpsus affinis</i>									X			
<i>Goniopsis cruentata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pachygrapsus gracilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pachygrapsus transversus</i>	X	X	X	X		X		X	X			X
<i>Sesarma crassipes</i>											X	
<i>Sesarma rectum</i>				X								
<i>Sesarma rubripes</i>											X	
<i>Uca cumulanta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Uca leptodactyla</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Uca maracoani</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Uca rapax</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
<i>Uca thayeri</i>	X	X	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Ucides cordatus</i>	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	
TOTAL	35	27	38	37	30	35	30	34	37	23	22	16

IV. Considerações Finais

A espécie *Charybdis helleri* é originário do Oceano Indo-pacífico, mas teve seu primeiro registro para o oeste do Atlântico em 1988 e vem se disseminando ao longo da costa brasileira, provavelmente através da água de lastro de navios cargueiros. A distribuição dessa espécie na BTS é bastante ampla devido ao grande tráfego marítimo.

A Estação RLAM é constituída de áreas desertas de mangue, com grande diversidade e quantidade de animais. Nesta estação os indivíduos são maiores em relação aos espécimes de outras estações, certamente por haver poucos predadores, devido a população pensar que os animais desta área estejam contaminados por causa da refinaria de Petróleo.

Os crustáceos podem e devem ser utilizados como bioindicadores, cabendo a trabalhos interativos a responsabilidade de identificar essa aptidão para indicá-los como sujeitos para esse fim. Outros

países já iniciaram trabalhos com esse grupo em manguezais. No entanto, no Brasil, são localizados poucos trabalhos e que não levam a uma aplicabilidade.

Os estudos de fisiologia, ecotoxicologia, genética molecular de espécies, importância econômica e bioecologia é muito importante para que sejam identificadas e comprovadas as associações específicas entre alguns crustáceos e as plantas dos manguezais, fornecendo subsídios para programas de conservação e preservação, e como um promissor bioindicador, prendendo-se ao fato de este fenômeno apresentar características positivas para a utilização deste modelo: presença destas espécies em todos os pontos de coleta e fácil captura.

Baseando-se na análise dos índices de diversidade e equitabilidade de crustáceos na BTS, constataram-se altos valores em todas as estações, concluindo que não há sinal de desequilíbrio ambiental para a fauna de Crustacea no ecossistema estudado, apesar dos impactos na área.

V. Referências

- Biffar, T. A. 1971. The genus *Calianassa* (Crustacea:Decapoda:Thalassinidea) in South Florida, with keys to the western Atlantic species. *Bull. Mar. Sci.*, **21**(3):637-715.
- Bowman, T. E. & Abele, L. G. 1982. Classification of the Recent Crustacea, 1-27. In: Abele, L.G. (ed.). *The Biology of Crustacea. Systematics, The Fossil Records and Biogeography*. New York, Academic Press, v. 1, 319p.
- Calado, T. C. S. 1996. Registro de *Chrybdis hellery* (Milne Edwards, 1867) em águas do litoral brasileiro (Decapoda: Portunidae). *Bol. Estud. Ciênc. Mar.*, (9): 175-180.
- Chace, F. A. JR. 1972. The shrimps of the Smithsonian – Bredin Caribbean Expedition – with a summary oh the west Indian shallow-water species (Crustacea – Decapoda – Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, Washington, D. C., (98):1-179.
- Christoffersen, M. L. 1980. *Taxonomia e distribuição dos Alpheoidea (Crustacea, Decapoda, Natantia) do Brasil, Uruguai e norte da Argentina, incluindo considerações sobre a divisão do sul do continente em províncias biogeográficas marinhas*. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 387 p.
- Christoffersen, M. L. 1984. The western Atlantic snopping shrimps related to *Alpheus heterochaelis* Say (Crustacea, Caridea) with the description of a new species. *Papéis Avulsos de Zoologia*, **35** (19): 189-208.
- Coelho, P. A. 1963/64. Algumas observações sobre a biologia e a ecologia dos camarões *Palaemon northropi* e *P. pandaliformis* no Estado de Pernambuco. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 5/6:69-72.
- Coelho, P. A. 1965/66. Os crustáceos decápodos de alguns manguezais pernambucanos. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 7/8:71-90.
- D’Incao, F. 1995. *Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea, Decapoda) do Brasil e Atlântico Ocidental*. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 365 p.
- Dworschak, P. C. & V. R. Coelho, 1999. On two alpheids from Araça (São Paulo, Brazil) with a description of a new species of *Leptalpheus* (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, **101B**: 475-488.
- Fausto-Filho, J. 1976. Quinta contribuição ao inventário dos crustáceos decápodos marinhos do nordeste brasileiro. *Arqui. Ciênc. do Mar*, **16**(2): 79-84.
- Galil, B. S. 1992. Eritean Decapods in the Levant. Biogeografy motion. *Bulletin de l’Institut océanographique*, n. Special 9: 115-123.
- Germen/Ufba-Nima. 1997. Baía de Todos os Santos: diagnóstico sócio-ambiental e subsídios para a gestão. Gérmen/ Ufba-Nima, Salvador. 244p.
- Gomes-Corrêa, M. M. 1986. *Stomatopoda do Brasil (Crustacea, Hoplocarida)*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 226p.
- Holthuis, L. B. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea Decapoda Natantia) of the Americas,2: the subfamily Palaemonidae. *Occas Pap.*, Allan Hancock Found., **12**: 1-396.

- Leahy, W. M. 1994. Manguezal. In: Sales, V. (org.) *Guia do meio Ambiente: Litoral de Alagoas*. 2. ed. Rev. Maceió: Secretaria de Planejamento: IMA, Maceió. p. 48-65.
- Martins, L. K. P. 2001. *Evidências da toxicidade em sedimentos associados à indústria petrolífera: Usos de biomarcadores*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 151 p.
- Odum, E. P. 1988. *Ecologia*. Editora Guanabara, Rio de Janeiro. 434p.
- Melo, G. A. S. de. 1996. *Manual de Identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do Litoral Brasileiro*. Plêiade/FAPESP, São Paulo. 604 p.
- Melo, G. A. S. de. 1999. *Manual de Identificação dos Crustacea Decapoda do Litoral Brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea e Astacidea*. Plêiade/FAPESP, São Paulo. 551 p.
- Pielou, E. C. *Mathematical ecology*. J. Wiley, New York. 385p.
- Philippi Júnior, A.; Alves, A. C.; Romero, M. de A.; Bruna, G. C. 2002. *Meio Ambiente, Direito e Cidadania*. Signus, São Paulo, v. 1. 358 p.
- Ramos-Porto, M. 1985/86. Revisão das espécies do Genero *Leander* E. Desmarest que ocorrem no litoral brasileiro. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, **19**:7-26.
- Ramos-Porto, M. 1986. Crustáceos decápodos marinhos do Brasil: Família Palaemonidae. Dissertação de Mestrado. Depto de Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Pernambuco. 347p.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bulletin of System Technology Journal*, **27**:379-423.
- Sousa, E. C. de; Calado, T. C. dos S.; Guimarães, K. M. C. 1998. Aspectos ecológicos dos Crustacea Decapoda habitantes de troncos no Complexo Estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, **26** (1):117-122.
- Suchanek, T. H.; Colin, P. I.; Mcmurty, G. M. & Suchanek, C. S. 1986. Bioturbation and redistribution of sediment radionuclides in Enewat Atoll lagoon by Callianassid shrimp: biological aspects. *Bull. Mar. Sci.*, **38**:144-154.
- Valentin, J. L. 2000. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência, Rio de Janeiro. 117 p.
- Wanderley, E. L. 2004. *Ecologia e diversidade da Família Alpheidae Rafinesque, 1815 na região Estuarino-lagunar do Roteiro – Barra de São Miguel – Alagoas*. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) Universidade Federal de Alagoas. 44 p.
- Williams, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 550p.

CAPÍTULO 14

COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Maria Célia de Andrade Lira
Eliane Maria de Souza Nogueira*

Há no Brasil uma crescente preocupação em implantar políticas que compatibilizem o desenvolvimento com o modelo socioeconômico vigente, através da efetiva manutenção da qualidade ambiental e da produtividade dos recursos naturais. Sob este aspecto, espera-se reverter o quadro de degradação ambiental existente, uma vez que a natureza não pode ser mais vista como uma simples fonte de matéria-prima ou um local de despejo de sucata industrial. Nesse sentido, problemas como a poluição hídrica, poluição atmosférica, chuva ácida, destruição da camada de ozônio, dentre outros, configuram como exemplos de eventos que resultaram em desequilíbrio ambiental (Tommasi, 1994).

Especialmente em áreas litorâneas, as grandes alterações são superiores às observadas em outros ambientes geomórficos, em virtude de fatores demográficos e da própria fragilidade destas áreas. Os impactos gerados nessas áreas, oriundos de fatores diversos e baseados essencialmente em interesses econômicos imediatos e não em desenvolvimento sustentável, afetam sensivelmente os mecanismos naturais (New, 1995). Os maiores problemas em relação a esses impactos têm reflexo direto na biodiversidade. Sabe-se que grande parte da diversidade está se perdendo irreversivelmente através da extinção causada pela destruição de habitats naturais (Wilson, 1997).

Este trabalho faz parte do projeto multidisciplinar “Protocolos de Avaliação e Recuperação de Ambientes Impactados por Atividades Petrolíferas” (PROAMB), o qual compõe a Rede Cooperativa em Recuperação de áreas contaminadas por Atividades Petrolíferas (RECUPETRO), na Bahia, cujas pesquisas desenvolvidas abrangem várias áreas de interesse ambiental, incluindo, dentre elas, o estudo do zooplâncton. Esta comunidade é constituída por grupos taxonômicos de características morfológicas e fisiológicas distintas, os quais desempenham um papel fundamental nos ambientes aquáticos, por constituírem a base de a teia alimentar nesses ecossistemas. Além disso, o fato desses organismos terem um ciclo de vida curto e responderem de forma rápida às alterações ambientais, faz com que sejam considerados bons indicadores das condições do meio aquático.

I. Área de estudo e metodologia

Inserida no Recôncavo Baiano, a Baía de Todos os Santos (BTS) está localizada entre as coordenadas 12°33'00"-12°10'00"S e 38°00'00"-39°10'00"W, abrangendo uma área de aproximadamente 1.100Km² de superfície e 200 km de perímetro bastante recortado. É a maior baía navegável do litoral brasileiro, com cerca de trinta e cinco ilhas e ilhotas (Germen/Ufba-Nima, 1997). Sua profundidade varia de 2 a 10 metros, podendo atingir, entre as ilhas, na foz do rio Paraguaçu e no canal Itaparica - Salvador, uma média de 30 metros, chegando aos 50 metros. Possui um clima quente e úmido, com precipitação média anual de 1.900mm, com picos nos meses de abril e agosto. A temperatura média anual varia 23°C e 24°C, de acordo com Machado (1996).

As amostragens do zooplâncton foram realizadas em setembro de 2003 e junho de 2006, em estações estabelecidas na BTS em função do projeto multidisciplinar PROAMB, nas seguintes

áreas: parte norte da Baía (11 estações em 2003) e proximidades de Pedra Branca (6 estações em 2006).

O material foi obtido através de arrastos horizontais com auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 65 µm. Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em frascos e fixadas em solução de formaldeído a 4% neutralizado, conforme Newell & Newell (1963). Sob microscópio binocular foram analisadas alíquotas de 2mL com réplica, considerando-se o menor nível taxonômico possível, utilizando-se bibliografia especializada, dentre outras, Björnberg (1963, 1981); Tregouboff e Rose (1978); Mizuno (1980); Boltovskoy (1981, 1999). A sinopse taxonômica geral baseou-se, principalmente, na classificação apresentada por Storer & Usinger (1971), enquanto para grupos com número significativo de espécies utilizou-se literatura específica: Tintinnina (Jørgensen, 1924; Kofoid, 1905; 1939; Souto, 1981) e Copepoda (Björnberg, 1963; 1981).

O tratamento dos dados incluiu as seguintes análises: (a) frequência de ocorrência das espécies, adotando-se os critérios de classificação muito freqüente (>50%), freqüente (<50%>30%), pouco freqüente (>30%<10%) e esporádico (<10%); (b) abundância relativa, adotando-se as categorias dominante (>50%), abundante (>30% <50%), pouco abundante (>10% <30%) e rara (<10%); (c) densidade de indivíduos.m⁻³, calculada a partir do volume filtrado pela rede; (d) diversidade específica, ($H^{-1} = -\sum p_i \log_2 p_i$) segundo Shannon (1948) e (e) equitabilidade ($J = H^{-1} / \log S$) segundo Pielou (1977).

II. Resultados

Composição zooplânctônica

A composição comunidade zooplâncton na Baía de Todos os Santos, em 2003 foi representada por 45 táxons (Tabela 14.1), com destaque para os Copepoda que contribuíram com 18 espécies seguidos dos Protoctista, com 16. Em 2006 foram identificados 58 táxons destacando-se os Rotifera com 21 espécies. Os Copepoda e Protoctista também foram importantes, contribuindo com 15 e 12 táxons, respectivamente. Representantes dos foraminíferos foram identificados apenas em 2003, assim como tecamebas, rotíferos e cladóceros, em 2006. As espécies holoplânctônicas foram dominantes nos pontos amostrados, em detrimento as meroplânctônicas.

Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrências dos táxons coletados no primeiro período foi caracterizada por espécies muito freqüentes, ocorrendo em mais de 50% das amostras, sobressaindo-se *Oithona oswaldocruzi*, *Oithona hebes*, *Parvocalanus quasimodo*, *Tintinnopsis tocantinensis*, (Figura 14.1A), e na categoria freqüente, os táxons *Oikopleura dioica*, *Corycaeus speciosus*, *Tintinnopsis directa*, *Metacylis mereschkowsty*, *Codonellopsis morchella*, *Rhabdonella amor*, *Subeucalanus pileatus*, *Tintinnopsis lobiancoi*, *Oikopleura longicauda*. Os demais táxons foram pouco freqüentes e raros. Para o meroplâncton, os náuplios de copépodos e larvas de poliquetas foram muito freqüentes.

Em 2006 apenas *Favella ehrenbergii* foi um táxon muito freqüente. *Tintinnidium incertum*, *Metacylis mereschkowsty*, *Acartia lillieborgi*, *Oithona nana*, *Oithona oswaldocruzi*, *Thermocyclops decipiens*, *Corurella colurus*, *Brachionus angularis* e *Brachionus plicatilis* foram freqüentes (Figura 14.1B). Os demais táxons foram pouco freqüentes e raros. Do meroplâncton, o maior destaque foi para os náuplios de Copépodos que foram muito freqüentes nos períodos estudados.

Abundância relativa

Na BTS a comunidade esteve caracterizada por espécies raras, com um percentual de mais de 80% táxons com pequena abundância relativa. Abundâncias maiores foram apresentadas por *M. mereschkowsty* e *B. calyciflorus* que foram táxons abundantes em estações distintas em junho 2006 (Figura 14.2), enquanto que larvas de cirripédias, náuplios de copépodos, *L. nordquisti*, *F. ehrenbergii* e *O. oswaldocruzi* foram pouco abundantes.

Tabela 14.1 - Composição zooplancônica da Baía de Todos os Santos, Bahia.

PROTOCTISTA	2003	2006	COPEPODA	2003	2006
<i>Globigerina enflata</i> (d' Orbigny)	*	—	<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1848	*	*
<i>Globigerinoides ruber</i> (d' Orbigny)	*	—	<i>Acartia lilljeborgi</i> Giesbrecht, 1892	*	—
<i>Globorotalia</i> spp	*	—	<i>Calocalanus pavo</i> (Dana, 1849)	*	—
<i>Diffugia</i> sp	—	*	<i>Corycaeus speciosus</i> Dana, 1849	*	—
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1838	—	*	<i>Centropages velificatus</i> (Oliveira, 1947)	*	—
<i>Arcella dentata</i> Ehrenberg, 1838	—	*	<i>Euchaeta marina</i> (Prestrandrea, 1833)	*	—
<i>Amphorellopsis acuta</i> Kofoid & Campbel, 1929	*	—	<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1852)	*	*
<i>Codonellopsis morchella</i> Cleve, 1900	*	—	<i>Farranulla gracilis</i> (Dana, 1853)	*	—
<i>Epiplocyloides reticulata</i> (Ostendeld & Schmid, 1901)	*	—	<i>Macrosetella gracilis</i> (Dana, 1848)	—	*
<i>Favella ehrenbergii</i> (Claparède 1858)	*	*	<i>Nannocalanus minor</i> (Claus, 1863)	*	—
<i>Leptotintinnus nordqvisti</i> (Brandt, 1906)	*	—	<i>Notodiaptomus</i> sp	—	*
<i>Metacylis mereschkowsty</i> Kofoid & Campell, 1929	*	*	<i>Oncaea curta</i> G. O.Sars, 1916	*	—
<i>Rabdonella amor</i> (Cleve, 1900) Brandt, 1906	*	—	<i>Oithona nana</i> Giesbrecht, 1892	*	*
<i>Tintinnidium incertum</i> Brandt	—	*	<i>Oithona hebes</i> Giesbrecht, 1891	*	*
<i>Tintinnopsis daday</i> Kofoid, 1905	—	*	<i>Oithona oswaldocruzi</i> Oliveira, 1945	*	*
<i>T. tocantinensis</i> Kofoid & Campbell, 1929	*	*	<i>Phaenna</i> sp	*	—
<i>Tintinnopsis compressa</i> Daday, 1887	*	—	<i>Parvocalanus quasimodo</i> Bowman, 1971	*	—
<i>Tintinnopsis lobiancoi</i> Daday, 1887	*	*	<i>Parvocalanus crassirostris</i> F. Dahl, 1894	*	*
<i>Tintinnopsis directa</i> Hada, 1932	*	*	<i>Rhincalanus cornutus</i>	*	—
<i>Tintinnopsis</i> sp.	*	*	<i>Subeucalanus pileatus</i> Giesbrecht, 1888	*	*
CNIDARIA	—	*	<i>Temora stylifera</i> Dana, 1849	*	—
<i>Obelia</i> sp.			<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929	*	—
ROTIFERA			CLADOCERA		
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse 1850	—	*	<i>Bosmina longirostris</i>	—	*
<i>Brachionus angularis</i> Gosse 1851	—	*	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herst, 1975	—	*
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Brehm, 1909)	—	*	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	—	*
<i>Brachionus patulus</i> (O. F. Müller, 1786)	—	*	<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	—	*
<i>Brachionus plicatilis</i> (O. F. Müller, 1786)	—	*	<i>Moina micrura</i> Kurtz, 1874	—	*
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Daday, 1897)	—	*	Chaetognatha		
<i>Brachionus urceolaris</i> (O. F. Müller, 1773)	—	*	<i>Sagitta tenuis</i> Conat, 1896	*	*
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1838)	—	*	Appendicularia		
<i>Colurella colurus</i> (O. F. Müller, 1773)	—	*	<i>Oikopleura longicauda</i> (Vogt, 1854)	*	*
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg 1832	—	*	<i>Oikopleura dioica</i> Fol, 1872	*	*
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	—	*	OUTROS		
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	—	*	Cípris de cirripédios	*	—
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	—	*	Larvas de peixes	*	*
<i>Lecane luna</i> (O. F. Müller, 1776)	—	*	Larvas de poliquetas	*	*
<i>Lecane stichaea</i> Haring 1913	—	*	Larvas de decápodes	*	*
<i>Lepadella patella</i> (O. F. Müller, 1786)	—	*	Larvas de Ophiuplateus	*	—
<i>Lophocharis salpina</i> Ehrenberg, 1830	—	*	Náuplios de Copépodos	*	*
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	—	*	Nematoda	*	*
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	—	*	Véligers de bivalves	*	*
<i>Proales</i> sp	—	*	Véligers de gastrópodes	*	*
<i>Trichortia tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	—	*	Ostracoda		*

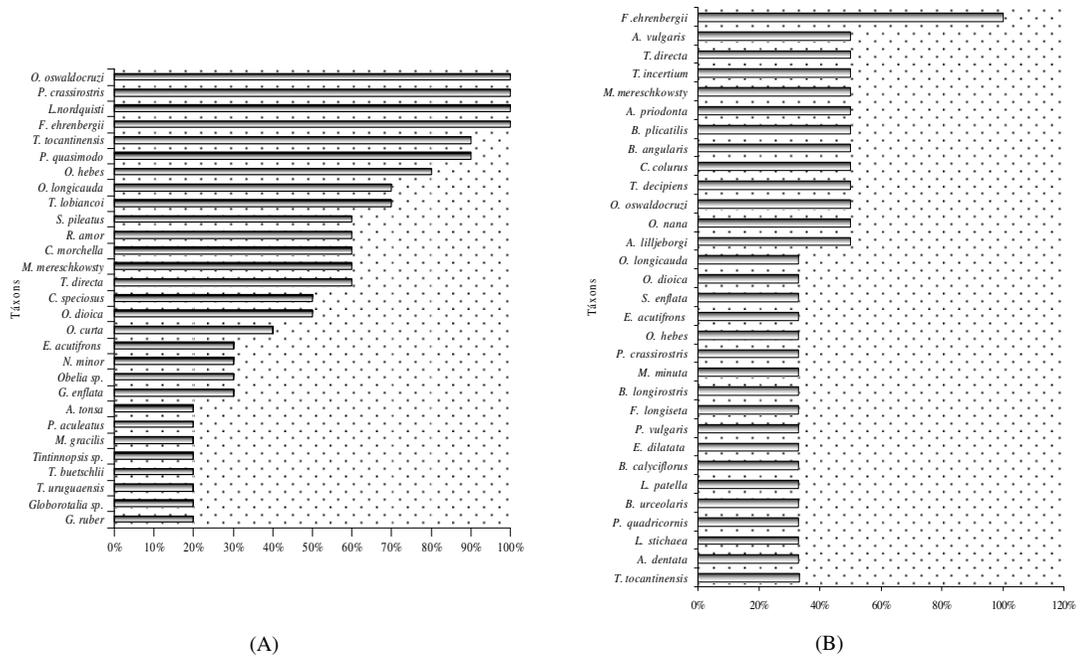


Figura 14.1 - Frequência de ocorrência do zooplâncton, (A) setembro de 2003 e (B) junho de 2006, Baía de Todos os Santos, Bahia. Consideraram-se os táxons que ocorreram em mais de 20% das amostras.

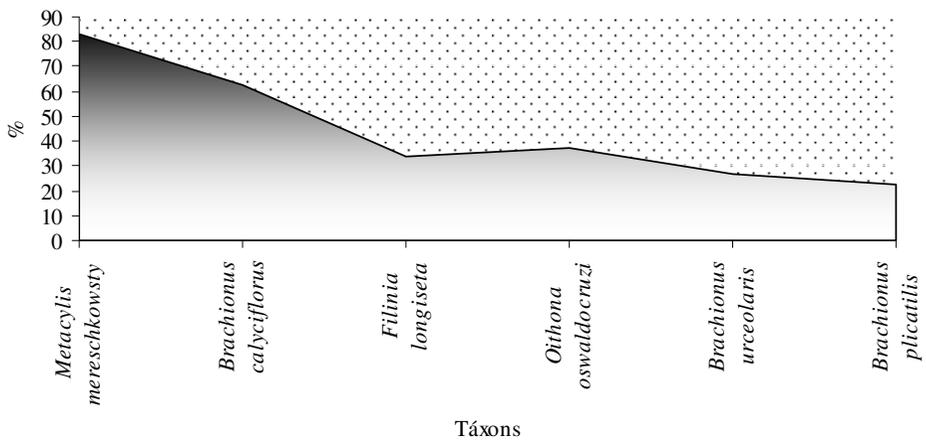


Figura 14.2 - Táxons abundantes na Baía de todos os Santos, Bahia (junho de 2006).

Densidade dos organismos zooplancônicos

A densidade absoluta apresentou-se muito baixa, onde os tintinídeos e náuplios de copépodos formaram grupos de maior expressividade, em 2003 (Figura 14.3A). Por outro lado, maiores densidades foram obtidas em 2006 (16.318,8 ind.m⁻³) verificando-se uma relevada participação dos rotíferos e dos já citados náuplios de copépodos e tintinídeos, cujos táxons *Metacylis mereschkowsky* e *Favella ehrenbergii* com 2.656,8 ind.m⁻³ e 2.214 ind.m⁻³, respectivamente, apresentaram os maiores valores (Figura 14.3B). Dos rotíferos, *Brachionus calyciflorus*, com 1.317,6 ind.m⁻³, foi a espécie de maior expressão.

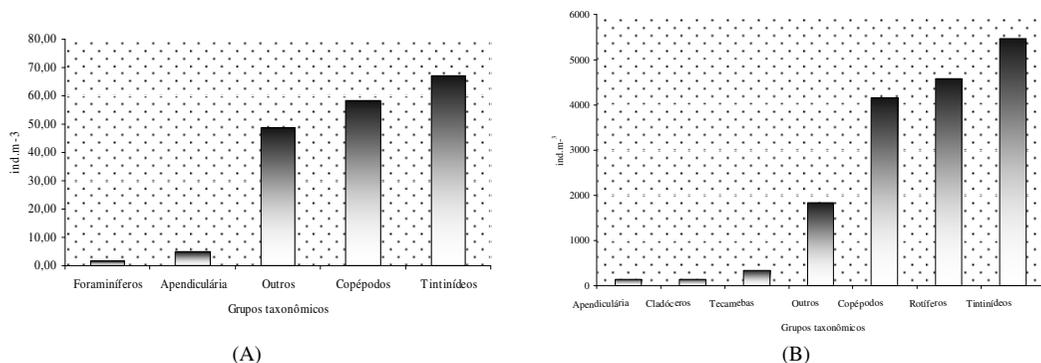


Figura 14.3 - Densidade dos grupos taxonômicos coletados na Baía de Todos os Santos: (A) setembro de 2003 e (B) junho de 2006.

Índice de diversidade e Equitabilidade

A diversidade dos táxons nos períodos estudados foi alta e atingiu valores que oscilaram entre 3,9 bit.ind^{-1} e 3,2 bit.ind^{-1} em 2003 e 1,9 a 4,1 bit.ind^{-1} em 2006. A equitabilidade foi de 0,8 e 0,9 em 2003, e variou de 0,5 a 0,9 em 2006 (Figura 14.4).

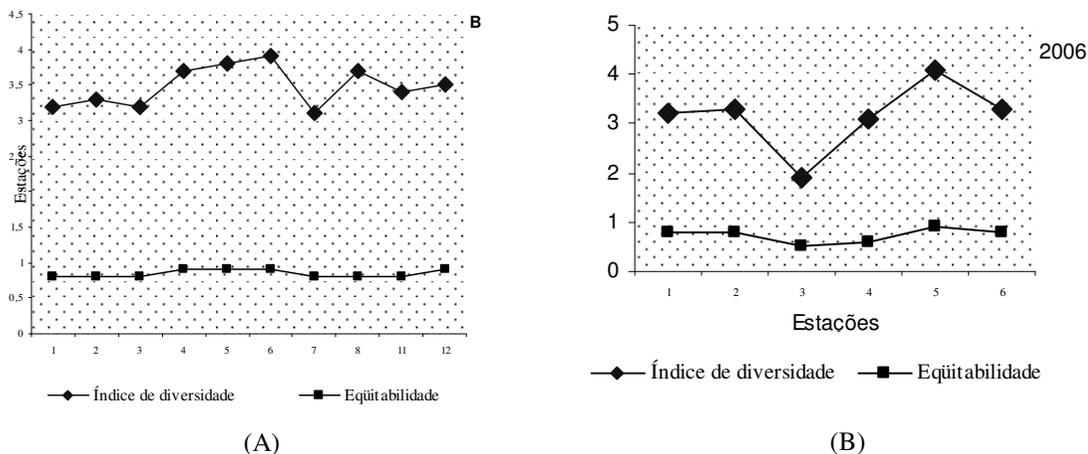


Figura 14.4 - Índice de diversidade (bits.ind^{-1}) e Equitabilidade na Baía de Todos os Santos: (A) 2003 e (B) 2006.

III. Considerações Finais e Perspectivas

Os dados obtidos com o zooplâncton da BTS nos períodos amostrados revelam uma composição específica distinta, com predominância de tecamebas, rotíferos e cladóceros em 2006, os quais estiveram ausentes em setembro de 2003. Estes táxons, considerados de ambientes oligohalinos e de água doce, foram coletados na região estuarina de maior abrangência do rio São Paulo, conseqüentemente com uma menor salinidade. Na mesma área, em locais mais distantes do rio, foram verificadas a ocorrência de espécies caracteristicamente marinha, como *Acartia lilljeborgi*, *Oithona oswaldocruzi* e *Parvocalanus crassirostris*. Este último, segundo Matsumura-Tundisi (1972), é uma espécie de ampla tolerância às variações de salinidade e temperatura, ocorrendo em diversas partes do mundo, porém limitadas às águas costeiras e regiões tropicais e subtropicais.

Embora apresentando uma composição faunística distinta nos períodos examinados, o zooplâncton da área estudada foi semelhante a de outros ecossistemas costeiros do nordeste do

Brasil exemplificados através de trabalhos realizados em Pernambuco por Neumann-Leitão (1994) em áreas do Porto de Suape; Porto-Neto et al. (1998) no Canal de Santa Cruz, e em Alagoas por Lira et al. (1998) estudando a região costeira do Parque Municipal de Paripueira, com predominância de organismos holoplânctônicos, cuja ocorrência em águas costeiras é amplamente citada pela literatura pertinente. Bjornberg (1981) e Boltovskoy (1981), por exemplo, relatam que as águas tropicais do Atlântico Sul são extremamente ricas em espécies, predominantemente holoplânctônica, atingindo um percentual de 80% da comunidade zooplânctônica. Cavalcanti & Larrazábal (2004) também atestam estes resultados, conforme estudo com macroplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil, nos quais organismos holoplânctônicos foram caracterizados por sua representatividade, não somente em termos de riqueza de espécies, como também em densidade, abundância relativa e frequência de ocorrência.

No tocante à frequência de ocorrência, *Metacylis mereschkowst* e *Favella ehrenbergi* foram táxons muito frequentes nos períodos estudados. Especialmente sobre *F. ehrenbergi*, Sassi e Melo (1989) registraram a primeira ocorrência da espécie para o Brasil em áreas costeiras da Paraíba, onde ocorreu de forma relevante. Para estes autores, o grande sucesso da espécie se dá em função da disponibilidade de alimento no ambiente, visto que esta é uma espécie considerada oportunista. De fato, muitas espécies de Tintinnina apresentam essa característica e agem como estrategistas-r, reproduzindo-se muito rapidamente quando condições favoráveis existem. Por outro lado, tem-se considerado que a abundância de uma espécie num determinado ecossistema pode refletir tanto a variedade como a abundância dos recursos disponíveis para cada população, bem como as influências de competidores, predadores e doenças (Ricklefs, 2003), um reflexo, portanto, de ecossistemas onde tensões ambientais mais frequentes podem ocorrer. Provavelmente a baixa densidade e abundância de espécies nas áreas estudadas seja reflexo das ações antrópicas.

Sabe-se que nestas últimas décadas, o Brasil tem desenvolvido seu potencial no setor industrial, traduzido na ampliação e criação de novos pólos químicos, centros industriais, corredores e portos de exportação ao longo do litoral brasileiro e a ampliação da capacidade dos portos terminais para o escoamento de produtos agrícolas e minerais integrando-se aos complexos minero-siderúrgicos, e outras indústrias. No sistema estudado, as atividades petrolíferas são marcantes, além de contar com uma fábrica de asfalto que vem gradativamente degradando o sistema, fazendo com que a BTS esteja enquadrada dentro dos ecossistemas litorâneos em estado crítico de degradação, juntamente com outras regiões estuarinas, como, por exemplo, o estuário de Santos-Cubatão (SP), Baía da Guanabara (RJ), região estuarina de Vitória (ES), Laguna e Tubarão/Região carboquímica de Santa Catarina (SC), dentre outros.

Embora sendo um ecossistema com fortes impactos antrópicos, o índice de diversidade nas áreas estudadas foi alta, assim como a equitabilidade. No entanto, vários fatores a este respeito devem ser considerados e vistos com ressalvas, uma vez que a fauna planctônica estuarina exhibe estratégias próprias de manutenção no ambiente estuarino e, conforme Christy & Stancyk (1982), apresentam comportamentos migratórios distintos em decorrência da entrada e saída de água nos estuários.

De uma forma geral, as áreas da BTS estudadas apresentam espécies de relevado interesse econômico e sociocultural; no entanto, há necessidade de novos estudos que incluam coletas que envolvam amostragens verticais e horizontais em diferentes marés, abrangendo os períodos seco e chuvoso, e análise de parâmetros ambientais.

A fauna zooplânctônica é pouca estudada em termos de projetos de longa duração. Desta forma, visto a sua importância nos ambientes aquáticos, se faz necessário que os estudos nas áreas inventariadas estendam-se por mais tempo e sejam realizados nos períodos seco e chuvoso, possibilitando uma maior compreensão da distribuição espacial e temporal dos organismos.

IV. Referências

- Bjornberg, T. K. S. 1963. On the marine free-living copepods of Brazil. *Bol. Ins. Oceanogr.* **13**: 3-143.

- Bjornenberg, T. K. S. 1981. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (ed.) *Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental y Métodos de trabajo com el Zooplancton Marino*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, p. 586-679.
- Boltovskoy, D. (Ed.) 1981. *Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental y Métodos de trabajo com el Zooplancton Marino*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, p.935.
- Boltovskoy, D. (Ed.) 1999. *South Atlantica Zooplancton*. Backhys, Leiden, 2v. 1706 p.
- Cavalcanti, E. A. H. & Larrazabal, M. E. L. 2004. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica - REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). *Rev. Bras. Zool.*, **21**(3):467-475.
- Christy, J. & Stancyk, S.E. 1982. Timing of larval production and flux of invertebrate larvae in a wellmixed estuary. In: *Estuarine Comparisons*. New York: Kennedy. 489-501p.
- Jørgensen, E. 1924. Mediterranean Tintinnidae. Rep. Da. Oceanogr. Exped. 1908-1910 to the Mediterranean and adjacent seas, *Biol.* **2** (3): 1-10.
- Kofoid, C.A. 1905. Some new Tintinnidae from the plankton of the San Diego region. *Univ. Calif. Publ. Zool.*, **1**: 287-306.
- Lange, C.B., Hasle, G.R., Syversten, E.E. 1992. Seasonal cycle of diatoms in the Skagerrak, North Atlantic, with emphasis on the period 1980-1990. *Sarsia*, **77**:173-187.
- Kofoid, C. A. & Campbell, A. S. 1929. A conspectus of the marine and fresh water Ciliata belonging to the suborder Tintinninea, with descriptions of new species principally from the Agassiz Expedition to the eastern tropical Pacific, 1904-1905. *Univ. Calif. Public. Zool.*, **34**:1-403.
- Kofoid, C. A. & Campbell, A. S. 1939. Reports on the scientific results of the expedition to the Eastern Tropical Pacific, in charge to Alexander Agassiz, by U.S. Fish Commission Steamer "Albatross", from October, 1904, to March, 1905, Lieut. - Commander L. M. Garret, U.S.N. commanding XXXVII. The Ciliata: The Tintinninea. *Bull. Mus. Comp. Zool. Harvard Coll.*, **84**: 1-473, 36 ests.
- Lira, M. C. de A.; Reis, A. S.; Oliveira, M. de O. 1998. Variação diurna da comunidade zooplânctônica do Parque Municipal Marinho de Paripueira, Alagoa Brasil. *Bol. Estud. Ciênc. Mar*, **10**:29-43.
- Machado, J. C. V. 1996. *Estudo do grau de contaminação por hidrocarbonetos nos sedimentos da Baía de Todos os Santos*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 137 p.
- Matsumura-Tundisi, T. 1972. *Aspectos ecológicos do zooplâncton da região lagunar de Cananéia com especial referência aos Copepoda (Crustacea)*. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 191p.
- Mizuno, T. 1980. *Illustration of the freshwater plankton of Japan*. Hoikusha, Osaka. 352 p.
- Neumann-Leitão, S. 1994. *Impactos antrópicos na comunidade zooplânctônica estuarina, Porto de Suape - PE - Brasil*. 1994. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 173p.
- New, T. R. 1995. *An introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford Science Publication, Oxford. 194p.
- Newell, L. G. H.; Newell, R. 1963. *Marine plankton: a practical guide*. Hutchinson Educat, London. 221p.
- Omori, M. & Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*. Wiley-Interscience Publication, New York, 331p.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical ecology*. Wiley, New York. 385p.
- Porto-Neto, F. F. 1998. *Variação nictemeral e sazonal no Canal de Santa Cruz, Itamaracá - PE*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco.
- Ricklefs, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 478p.
- Sassi, R.; Melo, G. N. 1989. Hyalina Tintinnina (Protozoa-Ciliophora-Oligotrichida) from northeast Brazilian coastal reefs. *Bolm. Inst.Oceanogr.*, **37**(1):59-74.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Thechnical Journal, San Diego, California*, **27**:379-423.
- Souto, S. 1981. Tintinnina. In: Boltovskoy, D. (ed.). *Atlas del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo com zooplancton marino*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 936p.

- Storer, T. I. & Usinger, R. L. 1971. *Zoologia Geral*. Companhia Editora Nacional, São Paulo. Trad. Froehlich, C. G. & Schlenz. 757p.
- Tommasi, L.R. 1994. *Estudo de Impacto ambiental*. CETESB, São Paulo. Terragraph Artes e Informática. 354p.
- Tregouboff, G. & Rose, M. 1987. *Manuel de Planctonologie Méditerranéenne*. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. Tome I e II, 587p.
- Wilson, E. O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, p. 3-24.

CAPÍTULO 15

DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA NA ZONA LITORÂNEA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

*Enaide Marinho de Melo-Magalhães
William Fernandes de Araújo-Barbosa*

Os ambientes costeiros têm sido, desde a antiguidade, as áreas mais intensivamente utilizadas no globo. Atualmente mais da metade da população mundial vive em zonas costeiras ou em suas proximidades imediatas. Uma grande variedade de indústrias tem se desenvolvido em larga escala ao longo da costa onde são lançados os mais diversos tipos de dejetos industriais e urbanos, com a suposição de que estes ecossistemas têm a capacidade ilimitada de absorver e diluir resíduos (Tagliani 2003). Entretanto, as alterações na qualidade da água em decorrência da introdução de dejetos nesses ambientes vêm causando sérios prejuízos não somente às comunidades aquáticas, como também ao próprio homem que se sente ameaçado com a limitação dos recursos oriundos desses ecossistemas, fonte de sua sobrevivência.

Dentre os organismos aquáticos, o fitoplâncton ocupa a base da cadeia alimentar e é considerado o principal bioindicador das mudanças ambientais, sendo o primeiro a responder aos impactos, pois apresenta elevadas taxas de reprodução, respondendo rapidamente às alterações físico-químicas do meio e ocasionando profundas modificações estruturais em todos os níveis tróficos do ecossistema (Brandini et al., 1997). Desta forma, o estudo da comunidade fitoplanctônica e da sua diversidade é de fundamental importância para compreensão da dinâmica bioecológica dos ecossistemas aquáticos.

O presente estudo teve como objetivo inventariar as espécies fitoplactônicas presentes em uma área considerada impactada pela presença de indústrias na Baía de Todos os Santos (BTS).

I. Situação e investigação

As amostras foram obtidas em estações estabelecidas pelo PROAMB, nos meses de setembro/2002, fevereiro/2003, julho/2003 e março/2007, em áreas localizadas na BTS (Quadro 15.1; Figura 15.1).

Quadro 15.1 – Localização das estações de coleta de fitoplâncton na Baía de Todos os Santos.

Estações	Latitude (S)	Longitude (W)	Localidade	Períodos
1	12° 43' 44,0''	38° 33' 21,0''	Coqueiro Grande	2002/2003//2007
2	12° 43' 19,3''	38° 34' 40,2''	Caípe	2002/2003/2007
3	12° 44' 42,5 ''	38° 35' 31,4''	Boca do rio Suape	2002/2003/2007
4	12° 43' 57,8 ''	38° 37' 21,2''	Madre de Deus	2002/2003
5	12° 42' 31,8''	38° 37' 20,5''	Ilha do Pati	2002/2003
6	12° 40' 16,5 ''	38° 39' 15,6''	Ilha das Fontes	2002/2003
7	12° 40' 14,0 ''	38° 41' 04,1''	Ilha de Cajaíba	2002/2003
8	13° 03' 18,2 ''	38° 47' 49,7''	Jiribatuba	2002/2003
9	12° 49' 41,1 ''	38° 55' 10,9''	Maragojipe	2002/2003
10	12° 45' 56,1 ''	38° 45' 10,7''	Cabuçu	2002/2003
11	12° 38' 07,9 ''	38° 38' 59,8''	Poço D. João	2002/2003
12	12° 43,2' 74''	38° 34' 0,85''	RELAM	2007

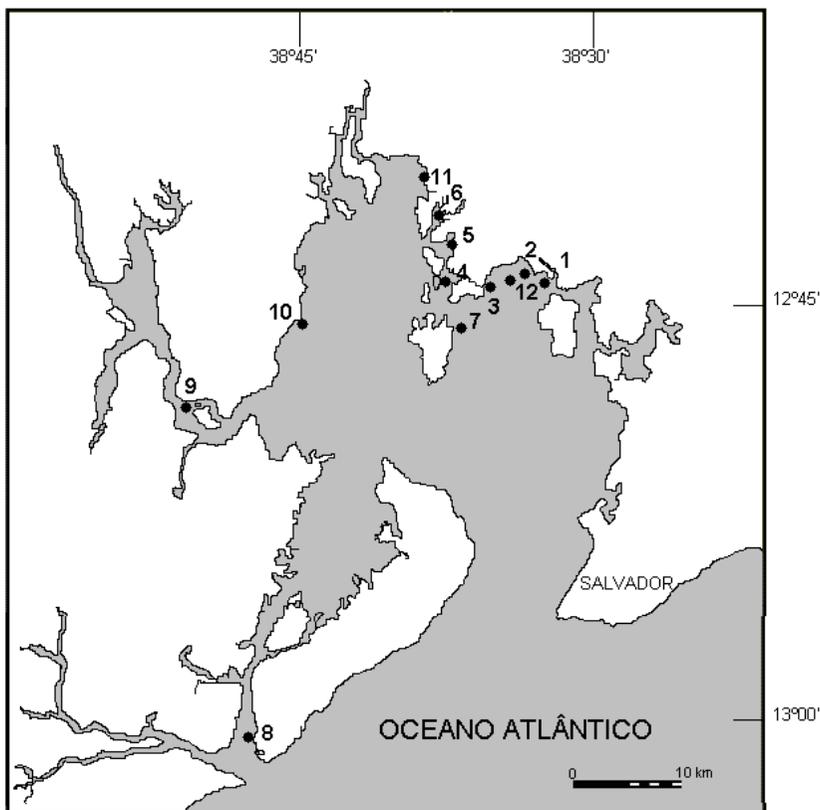


Figura 15.1 – Localização das estações de coletas de fitoplâncton na Baía de Todos os Santos.

Os arrastos foram realizados próximos à superfície da água, utilizando-se rede de plâncton com abertura de malha de 45 μm . As amostras foram fixadas com formol neutro a 4%. Através destas amostras foram determinadas a composição específica do fitoplâncton, sua abundância relativa, frequência de ocorrência, diversidade e equitabilidade.

Para a identificação dos táxons, alíquotas (0,5 ml) foram examinadas em microscópio binocular com aumento de 100 e 400x. A identificação foi baseada nos seguintes trabalhos: Peragallo & Peragallo (1897-1908), Hustedt (1930, 1959, 1961-1966), Cupp (1943), Cleve-Euler (1951, 1952, 1953a, 1953b, 1955), Desikachary (1959), Sournia (1986), Round (1971), Anagnostidis & Komárek (1988, 1990), Silva-Cunha & Eskinazi-Leça (1990), Round et al. (1990), Moreno et al. (1996) e Tomas (1997).

Para confirmação dos sinônimos das diatomáceas foram utilizadas as publicações de Lange et al. (1992), Moreira-Filho et al. (1995) e Tomas (1997).

A classificação ecológica das espécies esteve baseada na obra de Moreira Filho et al. (1995).

A abundância relativa foi calculada segundo Lobo & Leighton (1986) e a frequência de ocorrência das espécies de acordo com Mateucci & Colma (1982).

O índice de diversidade específica (H') foi calculado segundo Shannon (1948). Os resultados foram expressos em bits.cél^{-1} , considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação (Valentin 2000), cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias:

- alta diversidade $= \geq 3,0 \text{ Bits.cél}^{-1}$
- média diversidade $= < 3,0 \geq 2,0 \text{ Bits.cél}^{-1}$
- baixa diversidade $= < 2 > 1,0 \text{ Bits.cél}^{-1}$
- muito baixa diversidade $= < 1,0 \text{ Bits.cél}^{-1}$

A equitabilidade (J) foi calculada segundo Pielou (1977), apresentando valores entre 0 e 1, sendo considerados altos ou equitativos os valores superiores a 0,50.

II. Resultados

Composição Florística

A comunidade fitoplanctônica esteve representada por 97 táxons distribuídos entre as divisões Cyanophyta (2), Euglenophyta (1), Dinophyta (7), Chromophyta (1), Bacillariophyta (84), Chlorophyta (2). A divisão Bacillariophyta destacou-se das demais, representando 86,7% do fitoplâncton identificado durante o estudo (Figura 15.2).

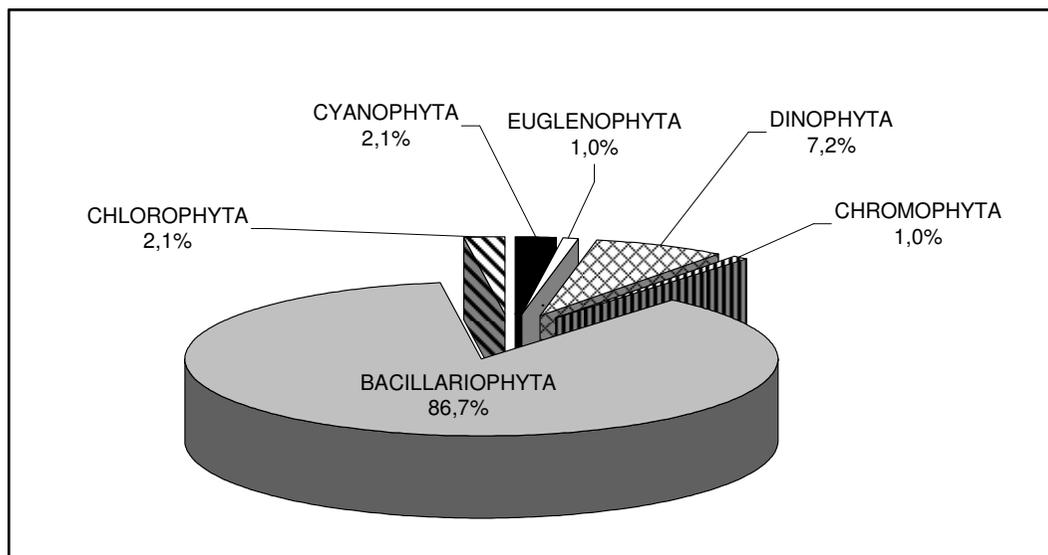


Figura 15.2 – Divisões do microfitoplâncton (%) presentes nas 12 amostras coletadas nos meses de setembro/2002, fevereiro e julho/2003, e março/2007.

Os táxons pertencentes à divisão Cyanophyta estiveram posicionados dentro da classe Cyanophyceae. A divisão Dinophyta, esteve representada pela classe Dinophyceae, as Euglenophyta, pela classe Euglenophyceae e a divisão Chromophyta pela classe Dictyocophyceae (Tabela 15.1).

Os representantes da divisão Bacillariophyta estiveram distribuídos entre as classes Coscinodiscophyceae, Fragilariophyceae e Bacillariophyceae. A classe Coscinodiscophyceae apresentou 5 sub-classes, 11 ordens, 16 famílias, 26 gêneros e 43 espécies. O maior número de táxons (12) foi registrado pela família Chaetoceraeae. A classe Fragilariophyceae esteve representada por 1 sub-classe, 5 ordens, 4 famílias, 9 gêneros e 10 espécies. A família Striatellaceae destacou-se por apresentar 4 táxons, dentre os quais o gênero *Grammathophora* esteve representado por 3 espécies. A classe Bacillariophyceae apresentou o maior número de táxons e contou com a presença de 1 sub-classe, 6 ordens, 10 famílias, 15 gêneros e 14 espécies. Na família Bacillariaceae observou-se a presença de 8 táxons destacando-se o gênero *Nitzschia* representado por 3 espécies (Tabela 15.1).

A divisão Chlorophyta foi representada pela classe Chlorophyceae, cujos táxons estiveram distribuídos dentro de 2 ordens, 2 famílias e 2 gêneros (Tabela 15.1).

Riqueza Específica nas Estações de Coletas

Observou-se maior número de táxons na estação 8, na amostra obtida no mês de julho/2003 que apresentou um total de 27 táxons (Figura 15.3), sendo 26 Bacillariophyta e 1 Dinophyta (Figura 15.4).

Tabela 15.1 – Sinopse e dados ecológicos dos táxons presentes durante o período de estudo, nas estações localizadas na Baía de Todos os Santos.

P = Planctônica; TP = Ticolanctônica; X = Ocorrência do táxon; --- = Ausência do táxon

1 = setembro/2002; 2 = fevereiro/2003; 3 = julho/2003; 4 = março/2007.

Simbologia: *Dulciaquícola, **Marinha Nerítica, *** Marinha Nerí./Oceânica, **** Estuarina

CYANOPHYTA	1	2	3	4
Cyanophyceae				
Oscillatoriales				
Oscillatoriaceae				
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	X	X	X
Phormidiaceae				
<i>Tychonema</i> sp.	X	X	---	---
DINOPHYTA	1	2	3	4
Dinophyceae				
Peridinales				
Ceratiaceae				
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg)**	---	---	---	P
<i>Ceratium</i> sp.	X	X	---	X
Peridiniaceae				
<i>Protoperidinium granii</i> (Dangeard) Balech***	---	---	---	P
<i>Protoperidinium</i> sp.	X	X	X	---
Prorocentrales				
Prorocentraceae				
<i>Prorocentrum</i> sp.1	---	---	---	X
<i>Prorocentrum</i> sp.2	---	---	---	X
Dinophysiaceae				
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent**	---	---	P	---
EUGLENOPHYTA	1	2	3	4
Euglenophyceae				
Euglenales				
Euglenaceae				
<i>Euglena</i> sp.	---	---	---	X
CHROMOPHYTA	1	2	3	4
Dictyochophyceae				
Dictyochales				
Dictyochaaceae				
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg***	P	---	---	---
BACILLARIOPHYTA	1	2	3	4
Coscinodiscophyceae				
Thalassiosirophyceidae				
Thalassiosirales				
Thalassiosiraceae				
<i>Thalassiosira leptopus</i> (Grunow) Hasle e G. Fryxell***	P	P	P	P
<i>Thalassiosira subtilis</i> (Ostenfeld) Gran**	P	---	---	P
Skeletonemataceae				
<i>Skeletonema cf. costatum</i> (Greville) Cleve***	P	P	P	P
Stephanodiscaceae				
<i>Cyclotella stylonum</i> Brightwell**	TP	---	---	---
Coscinodiscophycidae				
Melosirales				
Melosiraceae				
<i>Melosira</i> sp.	X	---	---	---
Hyalodiscaceae				
Paraliales				
Paraliaceae				
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve**	TP	TP	TP	---
Coscinodisciales				
Coscinodiscaceae				
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg***	P	P	P	P
<i>Coscinodiscus jonesianus</i> (Greville) Ostenfeld**	P	P	P	P
<i>Coscinodiscus oculus iridis</i> Ehrenberg**	P	P	P	---
<i>Coscinodiscus marginatus</i> Ehrenberg**	TP	---	---	---
<i>Coscinodiscus</i> sp.	X	---	---	X
Hemidiscaceae				

continua

Tabela 15.1 - continuação

<i>Hemidiscus</i> sp.	---	X	X	---
Heliopeltaceae				
<i>Actinopychus senarius</i> Ehrenberg**	TP	---	---	---
<i>Asteromphalus heptactis</i> (Brèbisson) Ralfs**	TP	---	---	---
Biddulphyidae				
Triceratiales				
Triceratiaceae				
<i>Triceratium dubium</i> Brightwell**	TP	---	TP	---
<i>Triceratium favus</i> Ehrenberg**	TP	TP	TP	TP
<i>Triceratium favus</i> f. <i>quadrata</i> Grunow**	---	---	---	TP
<i>Triceratium pentacrinus</i> (Ehrenberg) Wallich**	TP	TP	---	---
<i>Odontella mobiliensis</i> (Bailey) Grunow**	---	---	---	P
<i>Odontella sinensis</i> (Greville) Grunow**	P	P	P	P
<i>Odontella regia</i> (Shultze) Simonsen**	P	---	P	---
<i>Cerataulus turgidus</i> Ehrenberg**	---	---	TP	---
Biddulphiales				
Biddulphiaceae				
<i>Biddulphia biddulphiana</i> Smith**	---	TP	TP	TP
<i>Biddulphia</i> sp.	X	---	---	---
<i>Isthmia enervis</i> Ehrenberg**	TP	---	TP	TP
<i>Terpsinoe musica</i> Ehrenberg**	---	---	---	TP
Hemiaulales				
Hemiaulaceae				
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey***	---	---	---	P
<i>Hemiaulus membranaceus</i> Cleve**	P	---	---	P
<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville**	---	P	---	---
Bellerocheaceae				
<i>Bellerochea malleus</i> (Brightwell) Van Heurk**	P	---	P	---
Rhizosoleniophycidae				
Rhizosoleniales				
Rhizosoleniaceae				
<i>Dactyliosolen</i> sp.	---	---	---	X
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) Hasle**	P	---	P	---
<i>Guinardia flaccida</i> (Castracane) Peragallo**	P	P	P	P
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström**	---	---	P	---
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström***	P	P	P	P
<i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell***	P	P	---	---
<i>Rhizosolenia robusta</i> Norman**	P	P	P	P
<i>Chaetocerotophycidae</i>				
<i>Chaetocerotales</i>				
<i>Chaetocerotaceae</i>				
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve***	P	P	P	---
<i>Bacteriastrum hyalinum</i> Lauder**	TP	TP	---	---
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder***	P	P	P	---
<i>Chaetoceros brevis</i> Schütltl***	---	P	---	---
<i>Chaetoceros coarctatus</i> Lauder***	P	P	P	---
<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve**	---	---	P	---
<i>Chaetoceros didymus</i> Ehrenberg***	---	P	P	P
<i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow**	P	P	P	---
<i>Chaetoceros mitra</i> (Bailey) Cleve***	---	P	---	---
<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightwell***	P	P	P	P
<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i> Mangin**	---	P	---	---
<i>Chaetoceros</i> sp.	X	X	X	X
<i>Leptocylindrales</i>				
<i>Leptocylindraceae</i>				
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve**	P	P	---	---
<i>Fragilariophyceae</i>				
<i>Fragilariophycidae</i>				
Fragilariales				
Fragilariaceae				
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round**	P	P	P	---
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg*	TP	TP	TP	---
<i>Podocystis adriatica</i> Kützing**	---	TP	TP	---

continua

Tabela 15.1 - continuação

Rhabdonematales				
Rhabdonemataceae				
<i>Rhabdonema adriaticum</i> Kützing**	TP	TP	TP	---
Thalassionematales				
Thalassionemataceae				
<i>Lioloma</i> sp.	X	X	X	X
<i>Thalassionema nitzschioides</i> Grunow***	P	P	P	P
Striatellales				
Striatellaceae				
<i>Grammatophora hamulifera</i> Kützing**	TP	---	---	---
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing**	TP	---	TP	---
<i>Grammatophora oceanica</i> Ehrenberg**	TP	---	---	---
<i>Striatella unipunctata</i> (Lyngbye) Agardh**	P	---	---	---
<i>Climacospheniales</i>				
<i>Climacospheniaceae</i>				
<i>Climacosphenia monilifera</i> (Lyngbye) Kützing**	TP	TP	TP	---
<i>Bacillariophyceae</i>				
Bacillariophycidae				
Lyrellales				
Lyrellaceae				
<i>Lyrella lyra</i> (Ehrenberg) Karayeva**	---	TP	TP	TP
Achnanthes				
Achnantheaceae				
<i>Achnanthes brevipes</i> Agardh**	TP	---	---	---
<i>Achnanthes longipes</i> Agardh**	---	---	---	TP
Naviculales				
Pinnulariaceae				
<i>Pinnularia</i> sp.	X	---	---	---
Naviculaceae				
<i>Navicula</i> sp.1	X	---	X	X
<i>Navicula</i> sp.2	X	---	---	---
<i>Plagiotropis</i> sp.	---	---	---	X
Pleurosigmataceae				
<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenberg) Cleve****	TP	TP	---	---
<i>Pleurosigma</i> sp.	X	X	---	X
Thalassiophysales				
Catenulaceae				
<i>Amphora</i> sp.	X	---	---	X
Bacillariales				
Bacillariaceae				
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) Hendey**	TP	TP	TP	TP
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reiman e Lewis**	---	P	P	---
<i>Nitzschia longissima</i> (Brèbisson) Grunow**	TP	TP	TP	TP
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>reversa</i> (Brèbisson) Grunow**	TP	TP	TP	TP
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) William Smith**	TP	TP	TP	---
<i>Nitzschia</i> sp.	X	X	---	X
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden**	TP	TP	---	TP
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> (Grunow ex Cleve) Hasle**	P	P	P	P
Surirellales				
<i>Entomoneidaceae</i>				
<i>Entomoneis alata</i> Ehrenberg**	TP	---	---	TP
<i>Surirellaceae</i>				
<i>Surirella fastuosa</i> Ehrenberg**	TP	TP	TP	TP
<i>Surirella febigerii</i> Lewis**	TP	TP	TP	TP
<i>Surirella</i> sp.	---	---	---	X
<i>Campylodiscus clypeus</i> Ehrenberg**	TP	---	---	TP
<i>Chlorophyceae</i>				
<i>Chlorococcales</i>				
<i>Scenedesmaceae</i>				
<i>Actinastrum</i> sp.	---	X	---	---
<i>Siphonocladales</i>				
<i>Cladophoraceae</i>				
<i>Cladophora</i> sp.	---	---	X	---

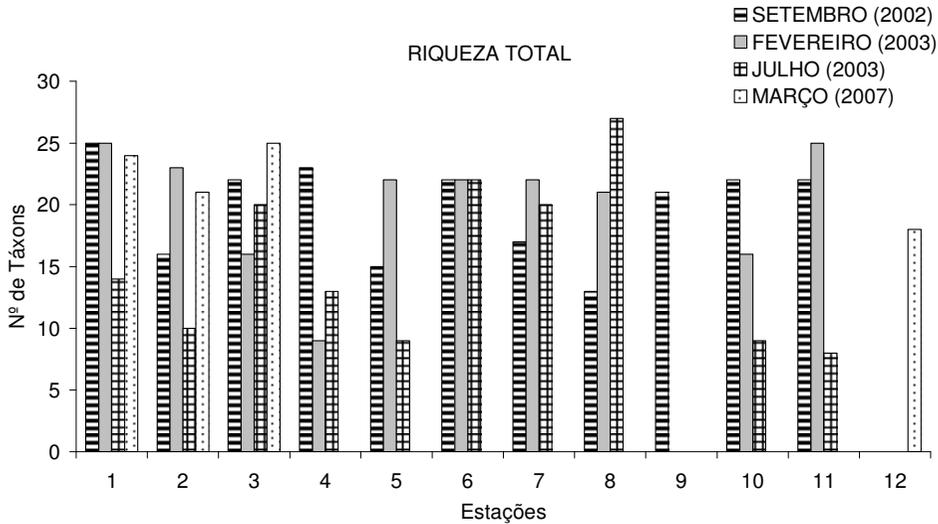


Figura 15.3 – Distribuição da riqueza dos táxons fitoplânctônicos nas 12 estações de coletas em setembro/2002, fevereiro e julho/2003 e março/2007.

A divisão Bacillariophyta esteve presente em todas as estações de coletas, nos quatro períodos avaliados, contando sempre com o maior número de táxons. A divisão Cyanophyta esteve presente nas amostras obtidas no mês de setembro/2002 (todas as estações), fevereiro/2003 (estações 1, 2 e 10), julho/2003 (estação 1) e março/2007 (estação 12). A divisão Euglenophyta ocorreu apenas no mês de março/2007 (estação 3); as Dinophyta foram encontradas em setembro/2002 (estações 1 e 11), fevereiro/2003 (estações 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10 e 11), julho/2003 (estação 8); as Chromophyta ocorreram apenas em setembro/2002 (estações 1, 2, 3, 4 e 6) e as Chlorophyta foram encontradas em fevereiro/2003 (estações 6 e 10) (Figura 15.4).

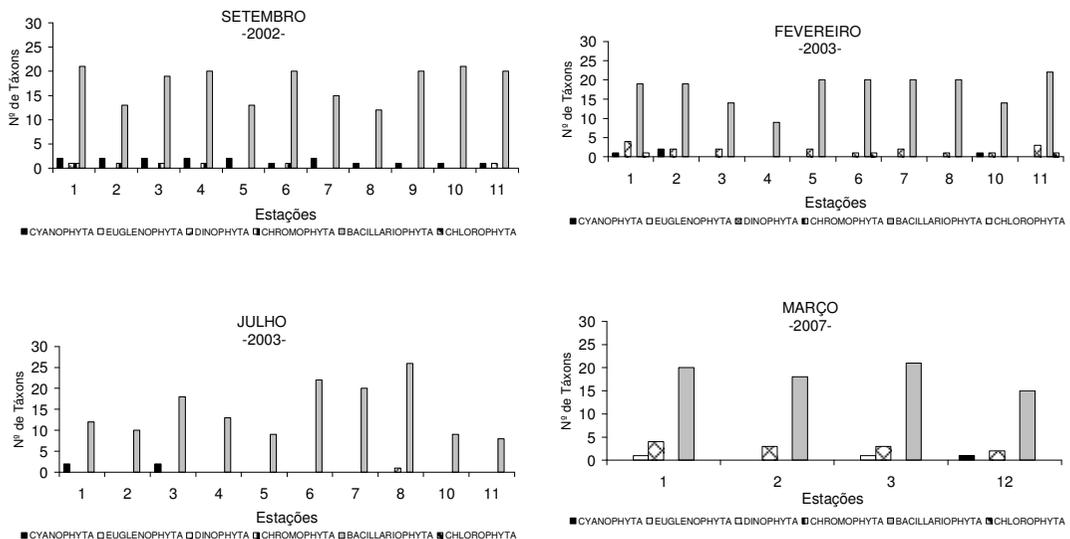


Figura 15.4 – Distribuição dos grupos taxonômicos (Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Chromophyta, Bacillariophyta e Chlorophyta) presentes nas 12 estações de coletas em setembro/2002, fevereiro e julho/2003 e março/2007.

Participação Qualitativa dos Táxons

Foram identificados 2 táxons “Dominantes” (abundância superior a 70%) como as diatomáceas *Coscinodiscus oculus iridis* em julho/2003, na estação 4 (73,7%) e *Coscinodiscus jonesianus* em março/2007, na estação 2 (71,6%).

Os táxons considerados “Abundantes” (Tabelas 15.2, 15.3 e 15.4) foram: a cianofíceia *Tychonema* sp. representando 51,5% na estação 1 e 55,0% na estação 3 em setembro/2002; a Dinophyta *Prorocentrum* sp.1 na estação 3 (57,6%) em março/2007; as diatomáceas *Coscinodiscus oculus iridis* na estação 8 (61,7%) no mês de setembro/2002, na estação 3 (52,0%) e na estação 5 (61,7%) no mês de julho/03; *Chaetoceros* sp. na estação 10 (50,0%) em julho/2003; *Nitzschia longissima* (57,8%) na estação 7 e *Odontella sinensis* (45,4%) na estação 9, ambas em setembro/2002; *Coscinodiscus centralis* em julho 2003 na estação 5 (61,7%) e na estação 11 (56,3%); *Coscinodiscus jonesianus* em março 2007 na estação 12 (63,1%).

Tabela 15.2 – Abundância relativa (%) dos táxons fitoplanctônicos presentes nas amostras coletadas nas 11 estações em setembro/2002.

Táxons/estações	Período										
	Setembro/2002										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
CYANOPHYTA											
<i>Oscillatoria</i> sp.	20,8	1,9	5,5	13,4	2,3	-	3,4	2,1	1,7	-	-
<i>Tychonema</i> sp.	51,5	32,4	55,0	37,8	23,3	1,6	8,6	-	-	6,5	0,6
DINOPHYTA											
<i>Protoperdinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6
CHROMOPHYTA											
<i>Dictyocha fibula</i>	-	0,9	0,9	0,4	-	0,8	-	-	-	-	-
BACILLARIOPHYTA											
<i>Achnanthes brevipes</i>	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	1,3
<i>Actinopteryx senarius</i>	0,6	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-
<i>Amphora</i> sp.	-	-	0,9	0,4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0,6	-	-	-	-	-	-	8,5	-	-	-
<i>Asteromphalus heptactis</i>	-	-	-	-	2,3	-	-	-	-	-	-
<i>Bacillaria paxillifera</i>	1,2	-	0,9	-	-	0,8	-	-	0,4	-	1,9
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	1,4	-
<i>Bacteriastrium hyalinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-
<i>Bellerochea malleus</i>	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Biddulphia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-
<i>Campylodiscus clypeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	2,1	-	-	-
<i>Chaetoceros</i> sp.	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros affinis</i>	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	5,0	1,3
<i>Chaetoceros coarctatus</i>	-	-	0,9	-	-	-	-	-	5,4	3,6	-
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	0,3	-	-	-	-	-	0,9	-	0,4	-	3,2
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-
<i>Climacosphenia moniligera</i>	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-
<i>Coscinodiscus centralis</i>	-	-	-	-	-	1,6	-	-	10,4	3,6	14,7
<i>Coscinodiscus jonesianus</i>	-	-	-	-	-	-	4,3	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus marginatus</i>	-	-	-	-	-	-	6,0	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus oculus iridis</i>	-	-	-	0,8	9,3	9,3	0,9	61,7	11,7	6,5	32,7
<i>Coscinodiscus</i> sp.	-	-	-	0,8	7,0	19,4	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella stylonum</i>	-	-	-	-	-	7,8	-	-	-	-	-

continua

Além dos táxons “Dominantes” e “Abundantes”, merecem também destaque os táxons considerados “Pouco Abundantes” como a Cyanophyta *Oscillatoria* sp., o dinoflagelado *Ceratium* sp., *Prorocentrum* sp.; as diatomáceas *Bacillaria paxillifera*, *Bacteriastrium delicatulum*, *Chaetoceros* sp., *Chaetoceros affinis*, *Chaetoceros corarctatus*, *Chaetoceros curvisetus*, *Chaetoceros lorenzianus*, *Chaetoceros peruvianus*, *Coscinodiscus centralis*, *Coscinodiscus oculus iridis*, *Guinardia flaccida*, *Guinardia striata*, *Lioloma pacificum*, *Gyrosigma balticum*, *Hemiaulus membranaceus*, *Odontella sinensis*, *Paralia sulcata*, *Nitzschia longissima* var. *reversa*, *Nitzschia sigma*, *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *Pseudo-nitzschia pungens* (Tabelas 15.2, 15.3 e 15.4).

Os demais táxons identificados no presente estudo foram considerados raros (Tabelas 15.2, 15.3 e 15.4).

Frequência de Ocorrência

Com relação à Frequência de ocorrência dos táxons identificados no presente estudo, não foi constatada a ocorrência de táxons na categoria Muito Frequentes ou seja com frequência de ocorrência superior a 70%. Foram considerados Frequentes (70% — 40%), *Pseudo-nitzschia pungens* (57,1%) *Chaetoceros* sp., *Chaetoceros coarctatus*, *Paralia sulcata* (54,3%); *Chaetoceros peruvianus* (51,4%); *Coscinodiscus centralis*, *Coscinodiscus oculus iridis*, *Gyrosigma balticum*, *Nitzschia longissima* (48,6%); *Bacillaria paxillifera*, *Nitzschia sigma* (45,7%), *Pseudosolenia calcar-avis*, *Triceratium favus* (42,9%); *Oscillatoria* sp., *Chaetoceros lorenzianus*, *Coscinodiscus jonesianus*, *Lioloma pacificum*, *Odontella sinensis* (40,0%) (Figura 15.5).

Os demais táxons identificados durante o período de estudo foram considerados Pouco Frequentes e Esporádicos, ocorrendo com percentuais inferiores a 10% (Figuras 15.5 e 15.6).

Tabela 15.3 – Abundância relativa (%) dos táxons fitoplanctônicos presentes nas amostras coletadas nas 10 estações em fevereiro de 2003.

Táxons/estações	Fevereiro/2003									
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11
CYANOPHYTA										
<i>Oscillatoria</i> sp.	3,5	12,5	-	-	-	-	-	-	-	1,9
<i>Tychonema</i> sp.	-	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-
DINOPHYTA										
<i>Ceratium furca</i>	1,0	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratium</i> sp.	0,5	0,6	1,0	-	1,2	0,4	4,0	0,7	13,0	2,5
<i>Protoperdinium</i> sp.	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8
<i>Dinophysis caudata</i>	0,5	-	0,5	-	0,3	-	0,8	-	-	1,7
BACILLARIOPHYTA										
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0,5	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-
<i>Bacillaria paxillifera</i>	2,0	3,0	0,5	-	-	10,9	0,8	-	-	0,8
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	-	-	0,5	-	0,9	5,2	3,2	-	3,7	-
<i>Bacteriastrium hyalinum</i>	-	-	-	-	0,3	-	0,8	-	-	-
<i>Bellerochea malleus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7
<i>Biddulphia biddulphiana</i>	-	-	0,5	-	-	-	0,8	6,8	-	-
<i>Chaetoceros mitra</i>	5,0	3,0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros</i> sp.	-	-	-	10,1	26,8	18,3	23,4	15,1	-	23,1
<i>Chaetoceros affinis</i>	6,0	-	39,4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros brevis</i>	9,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros coarctatus</i>	5,5	2,4	14,5	15,1	24,0	14,8	9,7	6,8	1,9	4,1
<i>Chaetoceros didymus</i>	8,0	9,8	-	-	-	-	-	-	-	-

continua

Tabela 15.4 – Abundância relativa (%) dos táxons fitoplactônicos presentes nas amostras coletadas nas 10 estações em julho de 2003 e n.as 4 estações coletadas em março de 2007.

Táxons/estações	Julho/2003										Maio/2007			
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	1	2	3	12
CYANOPHYTA														
<i>Chroococcales</i>	2,2	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria</i> sp.	15,2	-	7,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
EUGLENOPHYTA														
<i>Euglena</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-
DINOPHYTA														
<i>Ceratium furca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-
<i>Ceratium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1
<i>Protoperdinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-
<i>Protoperdinium granii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	0,1	0,8	-
<i>Prorocentrum</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,8	57,6	32,2
<i>Prorocentrum</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,4	-	-
BACILLARIOPHYTA														
<i>Achnanthes longipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Amphora</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	2,7	-	1,5	-	-	-	-
<i>Bacillaria paxillifera</i>	-	-	-	-	-	0,7	5,8	-	-	-	13,6	0,4	-	0,1
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	2,2	13,6	-	-	-	-	1,4	0,7	0,9	-	-	-	-	-
<i>Biddulphia biddulphiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Campylodiscus clypeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
<i>Cerataulina pelagica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Cerataulus turgidus</i>	2,2	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros</i> sp.	4,3	-	1,0	0,5	2,5	22,9	9,5	6,0	50,0	2,0	1,8	1,6	0,8	-
<i>Chaetoceros affinis</i>	2,2	6,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros coarctatus</i>	2,2	-	-	3,2	-	10,4	11,2	2,0	0,9	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	2,2	13,6	-	-	-	6,3	-	2,7	3,8	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros didymus</i>	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-	P	-	-	-
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	32,6	13,6	2,0	8,6	-	29,2	16,3	1,3	30,2	11,2	-	-	-	-
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	10,9	2,0	2,0	-	1,2	4,2	2,4	6,0	1,9	-	-	-	1,9	-
<i>Climacosphenia monilifera</i>	-	-	2,0	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus centralis</i>	-	3,4	6,1	0,5	-	2,1	-	1,3	-	56,3	-	-	0,1	-
<i>Coscinodiscus jonesianus</i>	-	-	-	2,2	-	-	-	-	-	-	1,1	71,6	1,9	63,1
<i>Coscinodiscus oculus iridis</i>	-	-	52,0	73,7	61,7	9,0	21,0	32,2	9,4	-	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus</i> sp.	-	-	7,1	-	-	-	-	3,4	-	2,5	-	-	0,4	0,5
<i>Cylindrotheca closterium</i>	-	-	-	0,5	-	0,7	9,2	2,7	-	-	-	-	-	-
<i>Dactyliosolen</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
<i>Entomoneis alata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1
<i>Grammatophora marina</i>	-	-	2,0	-	-	0,7	-	1,3	-	-	-	-	-	-
<i>Guinardia flaccida</i>	-	-	-	5,9	11,1	-	6,1	6,7	-	-	-	-	-	0,1
<i>Guinardia striata</i>	-	0,7	2,0	0,5	2,5	0,7	1,0	-	-	22,3	-	-	-	-
<i>Hemiaulus membranaceus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	1,8
<i>Hemidiscus</i> sp.	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isthmia enervis</i>	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-

continua

Tabela 15.4 – continuação

Táxons/estações	Julho/2003											Maio/2007			
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	1	2	3	12	
<i>Lioloma pacificum</i>	4,3	29,3	3,1	-	-	-	-	2,0	-	-	4,2	-	-	-	
<i>Melosira</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	
<i>Navicula</i> sp.1	4,3	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	p	0,1	0,1	0,5	
<i>Lyrella lyra</i>	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	p	0,1	0,1	0,1	
<i>Nitzschia longissima</i>	-	0,7	-	-	1,2	-	-	0,7	-	-	36,4	0,4	3,1	0,5	
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>reversa</i>	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	1,9	0,1	-	-	
<i>Nitzschia sigma</i>	-	-	2,0	1,1	-	-	6,4	1,3	-	-	-	-	-	-	
<i>Nitzschia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	
<i>Odontella mobiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	0,1	
<i>Odontella sinensis</i>	-	-	-	-	-	1,4	4,4	9,4	-	1,0	-	0,1	-	-	
<i>Paralia sulcata</i>	6,5	-	-	-	-	0,7	0,3	2,0	0,9	-	-	-	-	-	
<i>Odontella regia</i>	-	-	-	-	-	0,7	0,3	2,7	-	-	-	-	-	-	
<i>Plagiotropis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	
<i>Pleurosigma</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,4	4,8	0,1	-	
<i>Podocystis adriatica</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Proboscia alata</i>	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	-	-	
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	6,5	16,3	4,1	-	-	0,7	0,3	-	-	-	24,6	14,7	29,7	-	
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	-	-	1,0	-	1,2	-	-	1,3	-	-	-	-	0,4	0,1	
<i>Rhabdonema adriaticum</i>	-	-	1,0	-	-	1,4	0,7	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rhizosolenia robusta</i>	-	-	-	0,5	-	0,7	-	-	-	-	-	-	0,2	-	
<i>Skeletonema</i> cf. <i>costatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	1,2	-	0,4	-	
<i>Surirella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	0,1	-	
<i>Surirella fastuosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	0,1	
<i>Surirella febigerii</i>	-	-	-	-	1,2	-	-	0,7	-	-	-	-	-	0,1	
<i>Synedra ulna</i>	-	-	-	-	-	0,7	-	0,7	-	-	-	-	-	-	
<i>Terpsinoe musica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,9	1,4	0,4	-	
<i>Thalassiosira subtilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,3	-	-	-	
<i>Thalassiosira leptopus</i>	-	-	-	-	4,9	-	-	1,3	-	3,0	0,1	0,4	-	-	
<i>Triceratium dubium</i>	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Triceratium favus</i>	-	-	-	-	-	0,7	2,0	2,7	0,9	-	-	0,1	-	0,1	
<i>Triceratium favus</i> f. <i>quadrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	
CHLOROPHYTA															
<i>Actinastrum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cladophora</i> sp.	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	

Diversidade Específica (Bits.cél⁻¹) e Equitabilidade

Os valores da diversidade específica e da equitabilidade foram considerados altos na maioria das amostras analisadas (Figuras 15.7 e 15.8), evidenciando uma distribuição equitativa das espécies fitoplancônicas na maioria das estações e períodos estudados.

Os valores mais elevados de diversidade e equitabilidade foram registrados em fevereiro/2003, na estação 1 (3,95 Bits.cél⁻¹ com equitabilidade de 0,84), julho/2003 na estação 8 (3,90 Bits.cél⁻¹ com

equitabilidade de 0,80) e em setembro/2002, na estação 10 (3,66 Bits.cél⁻¹ com equitabilidade de 0,82) (Figuras 15.7 e 15.8).

O valores mais baixos da diversidade e da equitabilidade foram registrados em julho/2003 na estação 11 (1,20 Bits.cél⁻¹ e 0,40 respectivamente) e em março/2007 na estação 12 (1,29 Bits.cél⁻¹ e equitabilidade de 0,31) (Figuras 15.7 e 15.8).

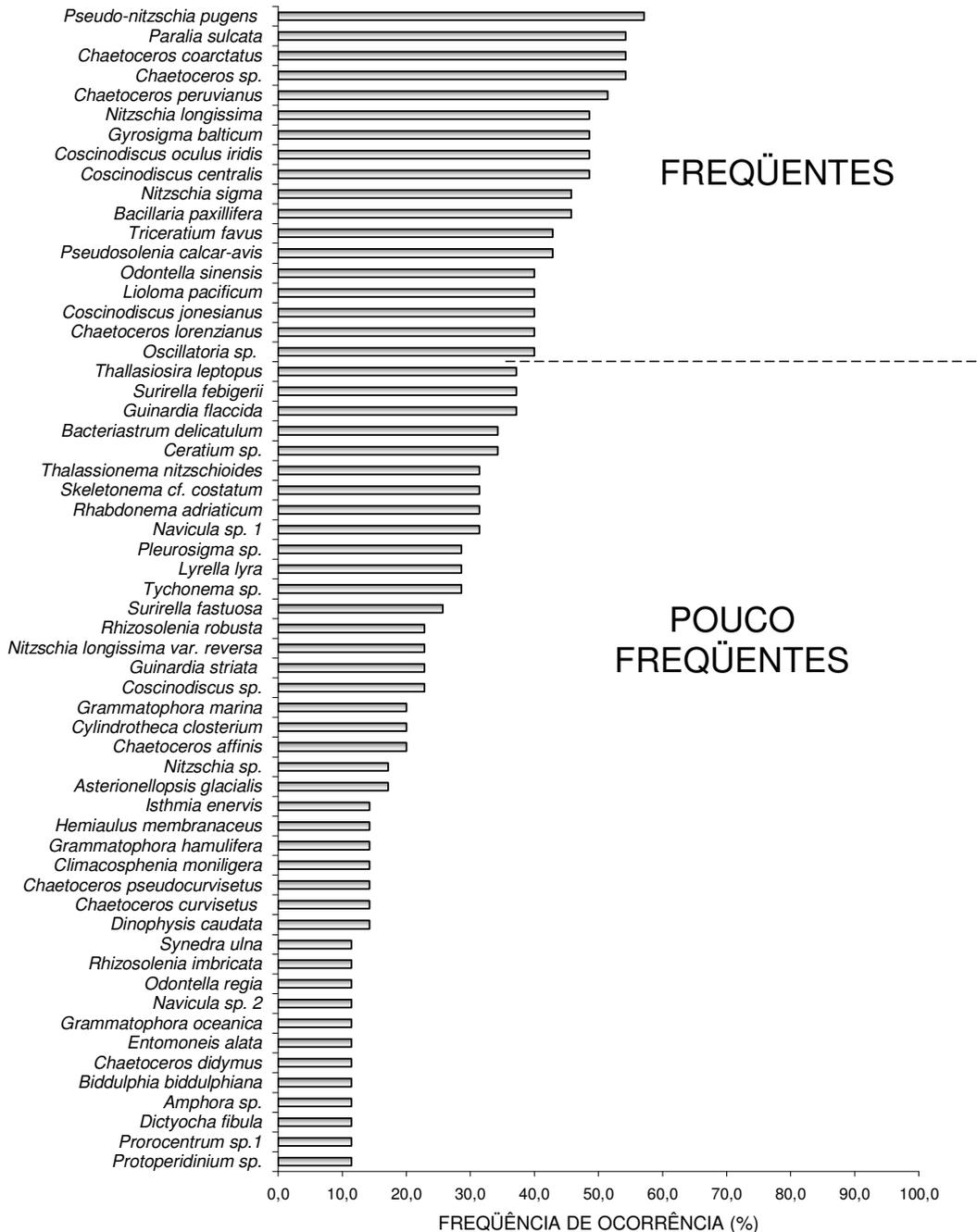


Figura 15.5 – Frequência de ocorrência dos táxons fitoplancônicos (Frequentes e Pouco Frequentes) presentes nas amostras coletadas em setembro/2002, fevereiro/2003, julho/2003 e março/2007.

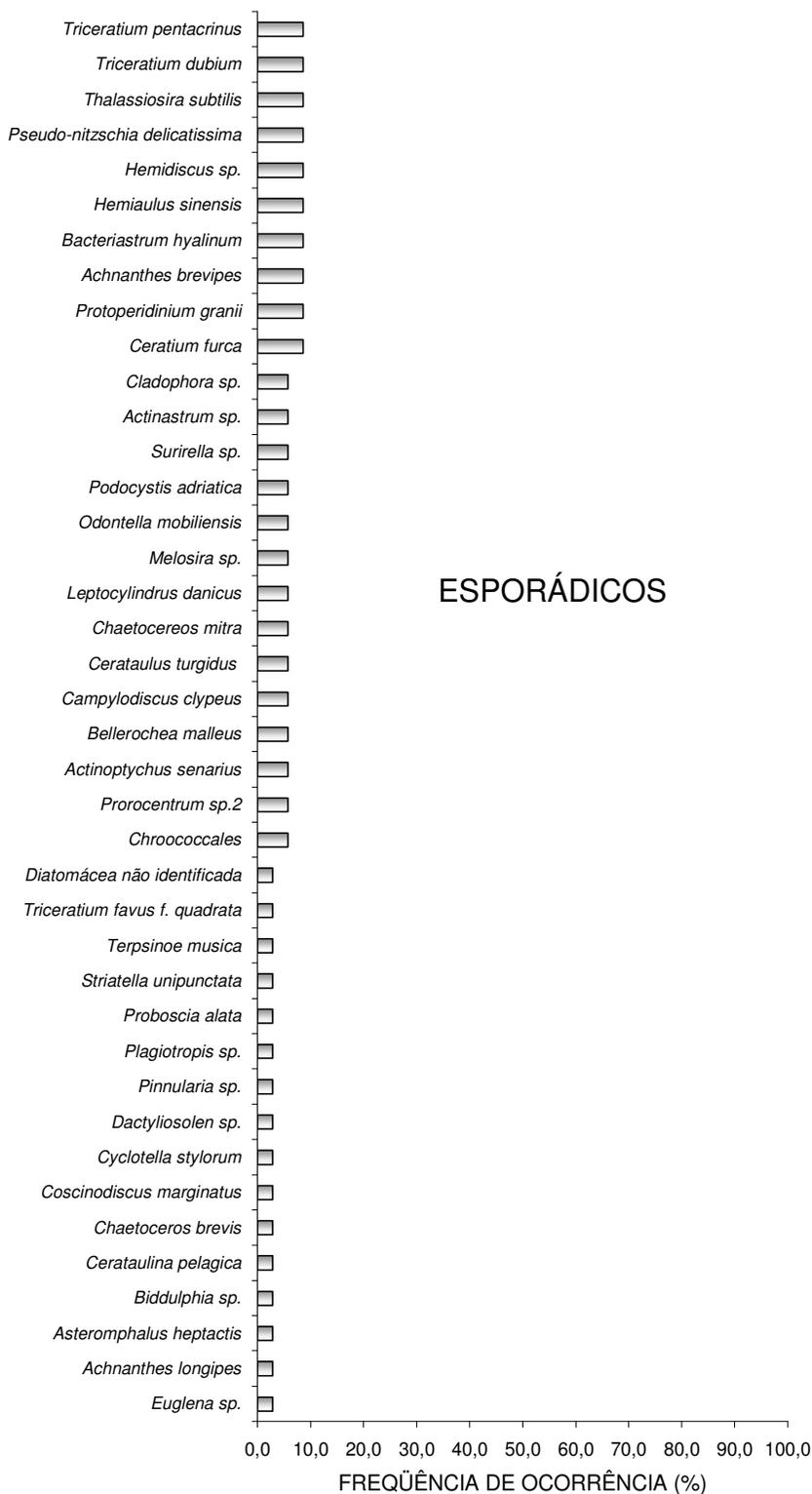


Figura 15.6 – Freqüência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos (Esporádicos) presentes nas amostras coletadas em setembro/2002, fevereiro/2003, julho/2003 e março/2007.

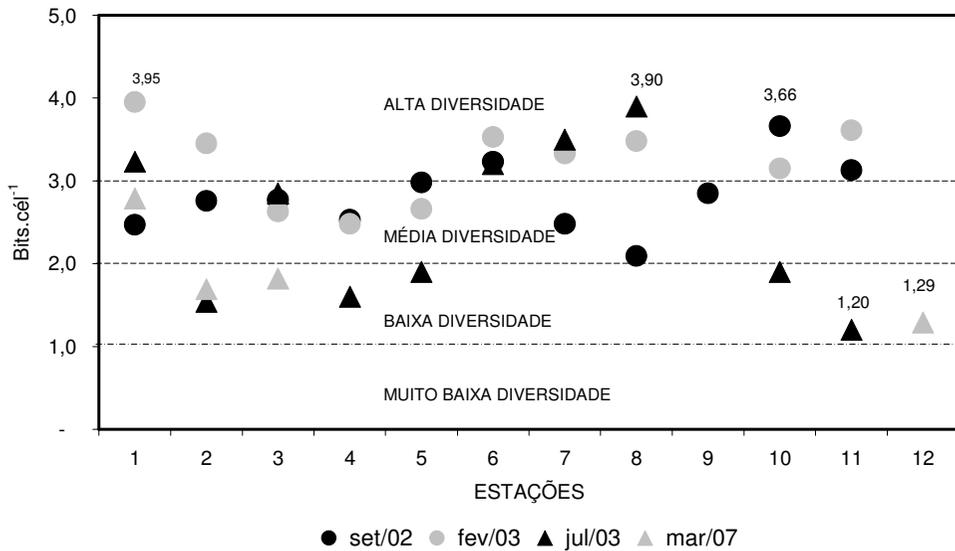


Figura 15.7 – Diversidade do fitoplâncton (total) nas estações de coletas, em setembro/2003, fevereiro e julho/2003 e março/2007.

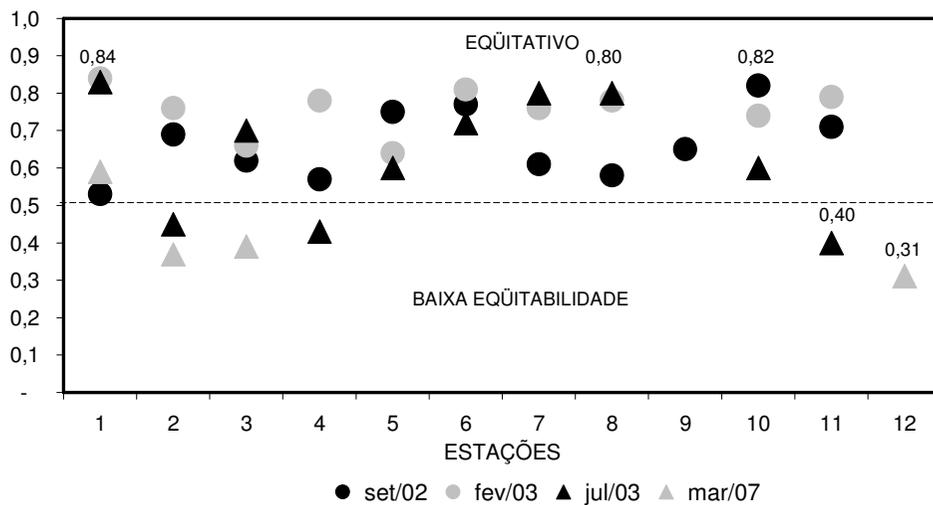


Figura 15.8 – Equitabilidade do fitoplâncton (total) nas estações de coletas, em setembro/2003, fevereiro e julho/2003 e março/2007.

III. Ecologia dos táxons identificados em nível específico

Dos táxons identificados em nível específico, 1 (1,3%) foi de origem dulciaquícola, 1 (1,3%) de origem estuarina, 17 (22,7%) marinha oceânica e 56 (74,7%) marinha nerítica (Tabela 15.1).

Dentre organismos marinhos neríticos, 23 eram planctônicos (P) e 33 ticoplanctônicos (TP); as 17 espécies marinhas oceânicas foram todas consideradas planctônicas (P), e as estuarinas (1) e dulciaquícolas (1) foram ticoplanctônicas (TP) (Figura 15.9).

IV. A diversidade fitoplanctônica

Os organismos fitoplanctônicos são a base da teia trófica em sistemas aquáticos e constituem um conjunto diversificado de quase todos os grupos taxonômicos importantes. Muitas destas formas têm necessidades fisiológicas diferentes e respondem de modo distinto às variações dos parâmetros físicos e químicos como a luz, temperatura e nutrientes. Apesar da grande diversidade taxonômica e fisiológica, muitas espécies de algas podem coexistir num mesmo corpo de água (Wetzel 1993) e na caracterização trófica dos ambientes aquáticos, a composição, abundância, biomassa e diversidade dos organismos fitoplanctônicos são utilizados como indicadores da qualidade da água (De León & Chalar 2003).

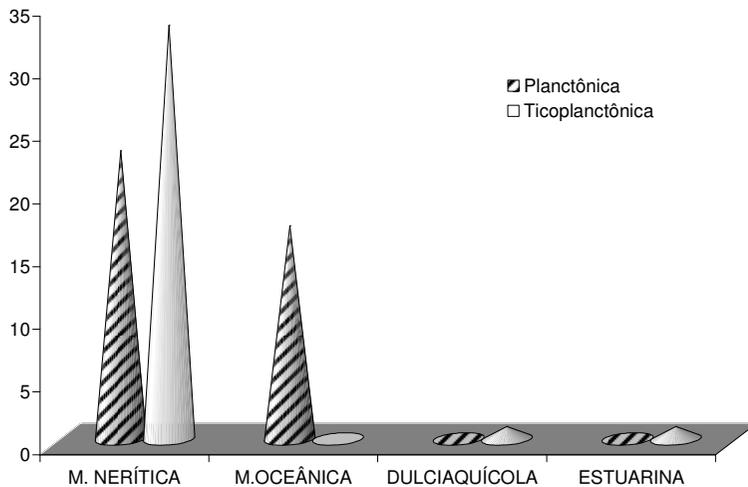


Figura 15.9 – Distribuição do número de espécies fitoplanctônicas Dulciaquícolas, Marinhas e Estuarinas identificadas nas estações de coletas, em setembro/2003, fevereiro e julho/2003 e março/2007.

No presente estudo, as diatomáceas compuseram a maior parte do fitoplâncton e o predomínio dessas microalgas em águas marinhas neríticas e estuarinas já foi citado em vários trabalhos. No Golfo da Califórnia, Gárate Lizarraga et al. (1990) também consideraram as diatomáceas como o grupo mais importante, por apresentarem o maior número de espécies e de células. No Brasil, o predomínio das diatomáceas tem sido destacado em vários trabalhos, como Brandini & Fernandes (1996) na plataforma continental do Paraná; Eskinazi-Leça & Koning (1985/1986) na Baía de Suape em Pernambuco; Melo-Magalhães (2005) no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, em Alagoas; Sassi (1991) no Estuário Paraíba do Norte, na Paraíba.

A dominância destas microalgas é decorrente principalmente de sua alta taxa de crescimento em relação aos demais grupos fitoplanctônicos, como também devido à sua natureza eurialina e à sua preferência por ambientes eutróficos, peculiares aos ecossistemas costeiros neríticos e estuarinos (Silva-Cunha 2001, Egge & Aksnes 1992, Patrick 1967).

As espécies dominantes, definidas como aquelas que superam numericamente os 70%, foram características de ambientes marinhos neríticos como *Coscinodiscus oculus iridis* e *Coscinodiscus jonesianus*. Essas espécies influenciaram negativamente na diversidade, pois altos índices de diversidade foram encontrados na ausência de florescimentos.

O grau de complexidade da estrutura de uma comunidade é indicado pela diversidade de suas espécies, considerando o número de táxons e a equitabilidade, isto é, a distribuição dos indivíduos nos táxons. Quando a comunidade é dominada por uma ou poucas espécies, a diversidade decresce (Omori & Ikeda 1984). De maneira geral, no presente estudo, a diversidade específica foi considerada alta e os dados, quando comparados com os valores da equitabilidade, indicaram uma uniformidade na distribuição das espécies na maioria das amostras.

O conhecimento da riqueza específica, abundância, diversidade e equitabilidade fitoplanctônica em ambientes aquáticos é um instrumento precioso para caracterização trófica de ecossistemas em geral. Estimativas da diversidade podem ser utilizadas como indicadores das condições de sistemas ecológicos e funcionam como medida da estabilidade de uma comunidade e sua resistência a diversos tipos de distúrbios (Magurran 1988, Barnese & Schelske 1994).

A maioria das espécies marinhas encontradas no presente estudo eram ticoplanctônicas. Essas espécies, pelo fato de serem aderidas ao substrato, sobrevivem apenas em regiões costeiras de baixa profundidade, até onde pode penetrar a luz solar, e apesar de possuírem mecanismos para fixação em diferentes substratos, podem se deslocar por ação das correntes, marés e da turbulência para as camadas mais iluminadas (Silva-Cunha 2001, Siqueiros-Beltrons 1988).

De forma geral, a BTS apresentou uma microflora variada. A maior abundância de espécies de diatomáceas pode ser considerada um aspecto bastante positivo na comunidade fitoplanctônica, pois esse grupo de microalgas representa a base na cadeia alimentar de organismos economicamente importantes, e do ponto de vista sanitário é considerado inofensivo, com exceção de algumas poucas espécies que são resistentes à poluição orgânica e industrial. Entretanto, merece atenção, a ocorrência do dinoflagelado do gênero *Prorocentrum* presente na estação 12 (RLAM) em março/2007. O grupo Dinophyta é composto por aproximadamente 2000 espécies (Tomas 1997) e dentre estas, 60 são conhecidas como produtoras de toxinas. O gênero *Prorocentrum* apresenta algumas espécies produtoras de toxinas diarreicas capazes de ocasionar sérios prejuízos à saúde pública (Hallegraeff et al., 1995).

V. Referências

- Anagnostidis, K. & Komárek, J. 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes: 5- Stigonematales. *Algological Studies*, **59**:1-73.
- Anagnostidis, K. & Komárek, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes: 3- Oscillatoriales. *Algological Studies*, **50-53**:327-472.
- Barnese, L.E. & Schelske, C.L. 1994. Effects of nitrogen, phosphorous and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA. *Hydrobiologia*, **289**:199-214.
- Brandini, F.P., Lopes, R.M., Gustseit, K.S., Spach, H.L., Sassi, R. 1997. *Planctologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica*. MMA-CIRM-FEMAR, Rio de Janeiro, 196 pp.
- Brandini, F.P. & Fernandes, L.F. 1996. Microalgae of the continental shelf of Paraná state, southeastern Brazil: a review of studies. *Rev. Bras. Oceanogr.*, **44**(1):69-80.
- Clever-Euler, A. 1955. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland*. Stokholm, Almqvist & Wiksells, (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4 ser.,v.4,n.4), 232 p.
- Clever-Euler, A. 1953a. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland*. Stokholm: Almqvist & Wiksells, (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. ser.,v.4,n.1), 158p.
- Clever-Euler, A. 1953b. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland*. Stokholm: Almqvist & Wiksells, (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. ser.,v.4, n.5), 255p.
- Clever-Euler, A. 1952. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland*. Stokholm: Almqvist & Wiksells, (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. ser.,v.3, n.3), 153p.
- Clever-Euler, A. 1951. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland*. Stokholm: Almqvist & Wiksells, (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. ser.,v.2, n.1), 163p.
- Cupp, E.E. 1943. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America, La Jolla. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography of the University of California*, **5**:1-238.
- De León, L. & Chalar, G. 2003. Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina - Uruguay): ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica*, **22**(1-2):103-113.
- Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. Indian Council of Agricultural Research, New Dehli, 686pp.
- EGGE, J.K. & AKSNES, D.L. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series*, **83**:281-289.

- Eskinazi-Leça, E. & Koenig, M.L. 1985/1986. Distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) na área de Suape (Pernambuco-Brasil). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, **19**:73-100.
- Gárate Lizarraga, I., Beltrones, D.A., Deveze, C.H.L. 1990. Estructura de las asociaciones microfitorplanctônicas de la region central del Golfo de Califórnia em el otoño de 1986. *Ciências Marinas*, **16**(3):131-153.
- Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Cembela, A.D. (Eds.) 1995. *Manual on harmful marine microalgae: IOC Manuals and Guides*. UNESCO, Paris, v. 33. 793 p.
- Hustedt, F. 1959. Die Kieselalgen. *L. Rabenhorst Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*, **7**(1-6):1-920.
- Hustedt, F. 1930. Die Kieselalgen. *L. Rabenhorst Kryptogamen-Flora Von Deutschland, Österreichs und der Schweiz*, **7**:1-920, pt. 1.
- Hustedt, F. 1961-1966. Die Kieselalgen. *L. Rabenhorst Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*, **7**(1-4):1-920.
- Lobo, E.A. & Leighton, G. 1986. Estrutura de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, **22**(1):143-170.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Matteucci, S.D. & Colma, A. 1982. *Metodologia para el estudio de la vegetacion*. (Programa Regional de Desarrollo Cientifico y Tecnológico, Washington). Secretaria General de la Organizacion de los Estados Americanos, Washington, 168pp.
- Melo-Magalhães, E.M. 2005. *Influência da eutrofização do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas-Brasil, sobre a comunidade fitoplanctônica*. Tese de Doutorado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 253 p.
- Moreira Filho, H., Eskinazi-Leça, E., Valentine-Moreira, I.M., Cunha, J.A. 1995. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta-Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas, Brasil. *Biologica brasilica*, **6**(1-2):87-110.
- Moreno, J.L., Licea, S., Sanoyo, H. 1996. *Diatomeas del Golfo de California*. Universidad Autonoma de Baja California, Mexico, 172pp.
- Omori, M. & Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*. Wiley Interscience Publication, New York., 331pp.
- Patrick, R. 1967. Diatoms communities in estuaries. *In: Lauff. G.H. Estuaries. American Association for the Advancement of Science*, Washington, pp.: 311-315.
- Peragallo, H. & Peragallo, M. 1897-1908. *Diatommées marines de France et des districts maritimes voisins*. J.Tempere, Paris, 491 pp.
- Pielou, E.C. 1977. *Mathematical ecology*. J. Wiley, New York, 385pp.
- Round, F.E. 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, **6**(2):235-264.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. 1990. *The diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University, Cambridge, 653pp.
- Sassi, R. 1991. Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte river estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and quantitative remarks. *Boletim Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, **39**(2):93-115.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bulletin of System Technology Journal*, **27**:379-423.
- Silva-Cunha, M. da G.G. da, Eskinazi-Leça, E. 1990. *Catálogo das diatomáceas (Bacillariophyceae) da Plataforma Continental de Pernambuco*. SUDENE, Recife, 308 pp.
- Silva-Cunha, M. da G.G. da. 2001. *Estrutura e dinâmica da flora planctônica no canal de Santa Cruz – Itamaracá (PE) – Nordeste do Brasil*. Tese de Doutorado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 246 p.
- Siqueiros-Beltrones, D.A.S. 1988. Diatomeas bentonicas de la Laguna Figueiroa, Baja California. *Ciencias Marinas*, **14**(2):85-112.
- Sournia, A. 1986. Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées. *In: Atlas du phytoplancton marin*. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, v.1. pp. : 215.

- Tagliani, P.R.A. 2003. *Guia de estudos da disciplina manejo de ecossistemas costeiros*. FURG, Rio Grande do Sul, 199p. Disponível em: www.furg.br/labgerco.
- Tomas, C .R. 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, 858pp.
- Valentin, J. L. 2000. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência, Rio de Janeiro, 117 pp.
- Wetzel, R.G. 1993. *Limnologia*. Tradução Maria José Boavida. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919 pp.

INFORMAÇÕES GRÁFICAS

Formato

18,2 x 25,7cm

Tipologia

Times New Roman

Papel

Capa: Cartão supremo 300 g/m²

Miolo: ECO Millennium 75g/m²

Impresso em papel reciclado, em respeito ao meio ambiente.

Impressão

EDUFBA – Editora da Universidade Federal da Bahia
Rua Barão Jeremoabo, s/n - Campus Universitário de Ondina
CEP 40170-115 Salvador - BA
Tel.: (71)3283-6160
<http://www.edufba.ufba.br/>
edufba@ufba.br

ISBN 978-85-60667-24-6



9 788560 667246

Rede N-NE de Pesquisa CT-PETRO

APOIO



FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS
MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA



Conselho Nacional de Desenvolvimento
Científico e Tecnológico



PETROBRAS