

Raimundo Aderson Lobão de Souza
Organizador



ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Tópicos Especiais



ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS
Tópicos Especiais



Raimundo Aderson Lobão de Souza
Organizador

Willian Leslie Overal
Revisor Técnico

ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Tópicos Especiais

Edufra
Belém
2018

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

Rossieli Soares da Silva

Ministro

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

Marcel do Nascimento Botelho

Reitor

Janae Gonçalves

Vice-Reitora

Heloisa dos Santos Brasil

Gerente de Editoração

Gracialda Costa Ferreira

Israel Hidenburgo Aniceto Cintra

Kedson Raul de Sousa Lima

Moacir Cerqueira da Silva

Sérgio Antônio Lopes de Gusmão

Comissão Editorial

Inácia Faro Libonati

Isabela de Almeida Coelho Santana

Adriele Leal Pinto

Cristiane do Espírito Santo Coelho

Rafaele de Oliveira Ferreira

Equipe Editorial



ENDEREÇO

Av. Tancredo neves, 2501

CEP: 66077-530 – Terra Firme

e-mail: editora@ufra.edu.br

Editora Associada a Associação Brasileira das Editoras Universitárias (ABEU)

Ecosistemas aquáticos: tópicos especiais / Raimundo Aderson Lobão de Souza, Organizador, Willian Leslie Overal, Revisor Técnico. - Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia, 2018.

314 p.: il.

ISBN: 978-85-7295-130-2.

1. Ecosistemas Aquáticos. 2. Ecosistemas Aquáticos – poluição. 3. Várzea - Amazônia. 4. Peixes - cultivo. 5. Camarão – cultivo. I. Souza, Raimundo Aderson Lobão de, Org. II. Overal, Willian Leslie, Rev. Téc. III. Título.

CDD 577.6

OS AUTORES

Adriana Oliveira Bordalo

Mestre em Geologia e Geoquímica

Técnica em Química Industrial da Universidade do Estado do Pará - UEPA/CCNT

E-mail: adribordalo@yahoo.com.br

Alberto Carvalho Peret

Doutor em Ciências

Prof. Titular da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP

E-mail: peret@ufscar.br

Alex Costa da Silva

Doutor em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Professor da UFPE

E-mail: alex.csilva@ufpe.br

André Moldenhauer Peret

Doutor em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP

E-mail: andreperet@yahoo.com

Alex da Silva Lobão de Souza

Doutor em Ciência pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP

Mestre em Ciência Animal pela Universidade Federal do Pará - UFPA

Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – IFPA/ Campus Abaetetuba

E-mail: alex.souza@ifpa.edu.br

Clara Pantoja Ferreira

Doutora em Ciências pela UNICAMP

Prof. Adjunta IV aposentada da Universidade Federal do Pará - UFPA

Vice-presidente da ASPA

E-mail: clara-pantoja@hotmail.com, clara@amazon.com.br

Eder Silva de Oliveira

Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais

Professor do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Pará - UEPA

E-mail: ederso@uepa.br

Fabricio Nilo Lima da Silva

Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – IFPA/Campus Breves

E-mail: fabricio_nilo@hotmail.com

Gilmara Maureline Teles da Silva de Oliveira

Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

Engenheira Ambiental da UFRA

E-mail: gilmara.teles@ufra.edu.br

Glauber David Palheta

Doutor em Ciência Animal

Professor Adjunto da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca

E-mail: gpalheta@gmail.com, glauber.palheta@ufra.edu.br

Helena Janke

Doutora em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP

E-mail: helenajanke@hotmail.com

Igor Charles Castor Alves

Doutor em Geociências, na área de Geologia Marinha

Professor Titular I na Universidade da Amazônia-UNAMA, Programa de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano-PPDMU

E-mail:igor.charles@unama.br

Igor Hamoy

Doutor em Genética e Biologia Molecular

Professor Adjunto da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

E-mail: ighamoy@gmail.com

Israel Hidenburgo Aniceto Cintra

Doutor em Engenharia de Pesca

Professor da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH

E-mail: israelcintra@hotmail.com

Jefferson Murici Penafort

Mestre em Engenharia de Pesca, Área de Concentração: Aquicultura pela Universidade Federal do Ceará - UFC

Professor Adjunto IV da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Sócio Ambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH

E-mail: jefferson.penafort@ufra.edu.br

Juliana Araripe

Doutora em Zoologia

Professora Adjunta da Universidade Federal do Pará - UFPA

E-mail: araripe@ufpa.br

Kátia Cristina de Araújo Silva

Doutora em Recursos Biológicos da Zona Costeira Amazônica
Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH
E-mail: kcasilva@hotmail.com

Lúcia Helena Sipaúba-Tavares

Doutora, Pós - Doutora e Livre Docente em Manejo Ecológico em Aquicultura
Pesquisadora III da Pós-Graduação em Aquicultura Universidade Estadual Paulista - UNESP, Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP-S
E-mail: lucia.sipauba@unesp.br

Lucinice Ferreira Belúcio

Doutora em Teoria e Pesquisa do Comportamento – Ecoetologia (NTPC-UFPA)
Mestre em Ecologia pela UNICAMP
Professora Adjunta, atuando nas Faculdades de Ciências Biológicas (ICB) e Oceanografia (IG) da Universidade Federal do Pará - UFPA
E-mail: lbelucio@gmail.com

Marco Antonio Igarashi

PhD em Engenharia de Pesca
Professor Associado da Universidade Federal do Ceará - UFC a disposição da DFDA/PR, Secretaria Especial de Agricultura Familiar e Desenvolvimento Agrário da Casa Civil da Presidência da República
E-mail: igarashi@ufc.br; marco.igarashi@mda.gov.br

Marko Herrmann

Doutor em Ciências Naturais
Professor do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais, Professor do Curso de Engenharia de Pesca da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH
E-mail: marko.herrmann@ufra.edu.br

Maria de Jesus Jorge Rodrigues

Mestre em Produção Animal pela Universidade Federal do Pará - UFPA
Engenheira Agrônoma - Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e da Pesca do Estado do Pará (SEDAP)
E-mail: jesusrodrigues@gmail.com

Maria de Lourdes Souza Santos

Doutora em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco - UFPE
Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA
E-mail: lourdes.santos@ufra.edu.br

Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo

Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - IFPA, Campus Santarém

E-mail: eng.vera2007@hotmail.com

Nuno Filipe Alves Correia de Melo

Doutor em Oceanografia

Professor Associado da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca

E-mail: nuno.melo@ufra.edu.br

Raimundo Aderson Lobão de Souza

Doutor em Ciências

Professor Voluntário no Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais do Instituto Socioambiental e Recursos Hídricos -PPGAQRAT da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

E-mail: adersonlobao@globo.com

Sávio Guerreiro

Engenheiro de Pesca, Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais na Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

E-mail: savio.guerreiro@outlook.com

Sérgio Brazão e Silva

Doutor em Agronomia

Engenheiro Agrônomo da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA.

E-mail: sergio.brazao@ufra.edu.br

Sérgio Wincker da Costa

Doutor em Aquicultura

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, Centro de Desenvolvimento em Aquicultura e Pesca - CEDAP

Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca de Santa Catarina

E-mail: wincker@epagri.sc.gov.br

Sidney Santos

Doutor em Ciências Biológicas

Professor Titular da Universidade Federal do Pará - UFPA

E-mail: sidneysantos@ufpa.br

SUMÁRIO

PREFÁCIO.....	15
APRESENTAÇÃO.....	17
CAPÍTULO I-VÁRZEAS AMAZÔNICAS: HETEROGÊNEAS, COMPLEXAS E DINÂMICAS	
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 O DESENVOLVIMENTO DAS PESQUISAS NAS VÁRZEAS DA AMAZÔNIA..	20
3 BASES CONCEITUAIS E DEFINIÇÕES.....	22
3.1 Bacia hidrográfica.....	22
3.2 Planície aluvial.....	22
3.3 Planícies de inundação.....	22
3.4 Estágio de margens plenas.....	23
3.5 Leitos fluviais.....	23
3.6 Diques Naturais.....	24
4 FLORESTAS INUNDÁVEIS.....	24
4.1 Igapó sazonal.....	25
4.2 Manguezal.....	26
4.3 Floresta de planícies inundáveis.....	26
4.4 Floresta de pântano permanente (igapó, várzea e chavascal permanente).....	26
5 VÁRZEAS AMAZÔNICAS: CONCEITO E CARACTERÍSTICAS.....	27
5.1 Conceito.....	27
5.2 Características.....	27
5.3 Fatores determinantes da biodiversidade nas várzeas.....	28
6 FORMAÇÃO GEOLÓGICA DAS VÁRZEAS.....	28
7 IMPORTÂNCIA DAS VÁRZEAS.....	29
8 CLASSIFICAÇÃO DAS VÁRZEAS.....	30
8.1 Classificação em função do sistema hídrico (Prance, 1979).....	30
8.1.1 Várzeas de marés.....	30
8.1.2 Várzeas sazonais.....	31
8.2 Classificação em função da localização geográfica.....	32
8.2.1 Várzeas da costa amapaense.....	32
8.2.2 Várzeas do estuário do rio Amazonas.....	34
8.2.3 Várzeas do rio Pará.....	37
8.2.4 Várzeas do nordeste paraense e pré-Amazônia maranhense.....	41
8.2.5 Várzeas do Solimões, dos seus afluentes e do rio Madeira.....	45
8.2.6 Várzeas do Baixo Amazonas.....	51
8.3 Classificação em função da topossequência.....	55
8.3.1 Topossequência das várzeas de marés.....	55
8.3.2 Topossequência em várzeas sazonais.....	56
8.3.2.1 Classificação de Ayres (1995)	57
8.3.2.2 Classificação de Wittmann; Anhuf e Junk (2002).....	57

9 SUBSISTEMAS DE VÁRZEAS FLUVIAIS.....	58
9.1 Restingas.....	58
9.2 Chavasciais.....	58
9.3 Lagos de várzeas.....	58
9.4 Bancos de macrófitas.....	59
9.5 Acrescidos.....	60
9.6 Tesos.....	60
10 O FUNCIONAMENTO DAS VÁRZEAS.....	60
10.1 Pulso de inundação.....	60
10.2 Adaptações da flora.....	61
10.3 Produção autotrófica da floresta de várzea.....	62
11 ECONOMIA NA VÁRZEA.....	62
12 A ETNOECOLOGIA NA VÁRZEA.....	63
13 MODIFICAÇÕES DAS VÁRZEAS.....	63
13.1 Alterações.....	64
13.2 Degradação.....	65
13.3 Características das várzeas fluviais no período de estiagem.....	65
13.4 Características das várzeas fluviais no período das cheias.....	65
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
REFERÊNCIAS.....	67

CAPÍTULO II - POLUIÇÃO AQUÁTICA

1 A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA.....	83
2 CONCEITOS.....	86
2.1 Poluição.....	86
2.2 Bioacumulação.....	88
2.3 Autodepuração.....	88
3 ESGOTOS.....	90
4 EUTROFIZAÇÃO.....	91
5 AGROTÓXICOS.....	94
6 ELEMENTOS - TRAÇO.....	95
7 HIDROCARBONETOS.....	100
8 POLUIÇÃO TÉRMICA.....	102
9 POLUIÇÃO RADIOATIVA.....	103
10 AQUICULTURA.....	104
REFERÊNCIAS.....	106

CAPÍTULO III - CULTIVO DE CAMARÃO MARINHO

1 INTRODUÇÃO.....	111
1.1 Produção mundial de camarões.....	111
1.2 Cultivo de camarões no Brasil	112
1.2.1 Espécie cultivada	113
2 ETAPAS DO CULTIVO DE CAMARÕES.....	113
2.1 Reprodução e larvicultura	113
2.1.1 Avaliação da qualidade das pós-larvas	114
2.1.2 Transporte	116

2.1.3 Aclimações	116
2.2 Pré-engorda	117
2.2.1 Berçários intensivos	118
2.2.3 Berçários intermediários	118
2.3 Tecnologias de cultivo nos viveiros de engorda	118
2.3.1 Critérios para implantação de fazendas de cultivo	119
2.3.2 Preparação dos viveiros para o cultivo	120
2.4 Manejos durante o cultivo	122
2.4.1 Alimentação	122
2.4.2 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos da água	122
2.4.3 Monitoramento da sanidade dos camarões	123
2.4.4 Aeração	125
2.4.5 Uso de probióticos	126
2.4.6 Despesca	126
2.5 Doenças em cultivo de camarões	126
2.5.1 Medidas de controle para o WSSV	127
REFERÊNCIAS	129

CAPÍTULO IV - FORMULAÇÃO DE RAÇÕES PARA PEIXES DE CONSUMO

1 INTRODUÇÃO	133
2 A IMPORTÂNCIA DA NUTRIÇÃO NA PISCICULTURA.....	134
2.1 Conceitos Básicos	134
3 PRINCIPAIS NUTRIENTES E NECESSIDADES NUTRITIVAS DOS PEIXES CULTIVADOS	135
3.1 Energia e exigência de calorias	136
3.1.1 Fontes energéticas	136
3.2 Proteínas e aminoácidos	136
3.2.1 Fontes proteicas	137
4 TIPOS DE RAÇÕES	138
5 A IMPORTÂNCIA DA FORMULAÇÃO DE RAÇÕES.....	140
6 USO E RESTRIÇÕES DOS ALIMENTOS CONCENTRADOS.....	141
7 BALANCEAMENTO DE RAÇÕES	142
8 MÉTODOS DE CALCULO DE RAÇÕES.....	143
8.1 Sistema de equações	143
8.2 Programação linear	144
8.3 Quadrado de Pearson, segundo Freitas (2014)	144
REFERÊNCIAS	150

CAPÍTULO V - PISCICULTURA FAMILIAR: UM ESTUDO DE CASO

1 INTRODUÇÃO	157
2 CARACTERIZAÇÃO DOS MODELOS.....	157
2.1 O berçário	158
2.2 Os viveiros	159
2.3 As espécies de cultivo	160
2.4 Pequeno viveiro para o cultivo de peixes ornamentais	161
2.5 Aproveitamento das macrófitas aquáticas	161

3 UTILIZAÇÃO DAS ÁREAS DE VÁRZEA PARA O CULTIVO EM ESCALA MAIOR ...	162
3.1 Barragem artesanal	162
3.2 Que tipos de madeira devem ser utilizadas?	162
3.3 O dreno de tronco de árvore vazado a que madeira pertence?	163
REFERÊNCIAS	165

CAPÍTULO VI - METAIS PESADOS NO AMBIENTE AQUÁTICO

1 INTRODUÇÃO	167
2 CARACTERÍSTICAS DOS METAIS PESADOS.....	167
3 METAIS NO ECOSSISTEMA AQUÁTICO.....	173
4 VALOR GUIA DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS (VGQS)	176
5 ESTUDOS DE CASO	177
REFERÊNCIAS	180

CAPÍTULO VII - MANEJO ECOLÓGICO EM SISTEMA DE CRIAÇÃO DE PEIXES

1 INTRODUÇÃO	185
2 FATORES QUE INFLUENCIAM AS CONDIÇÕES DA ÁGUA.....	186
3 MANEJO ECOLÓGICO EM AQUICULTURA.....	190
REFERÊNCIAS	197

CAPÍTULO VIII - PETRÓLEO NOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

1 INTRODUÇÃO.....	201
2 HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO.....	202
3 HIDROCARBONETOS ALIFÁTICOS DE PETRÓLEO.....	202
4 HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAS)	204
5 EFEITO DO PETRÓLEO NO AMBIENTE	206
6 BIOMARCADORES	210
7 HIDROCARBONETOS NOS ECOSSISTEMAS COSTEIROS	211
8 ESTUDOS DE CASO	214
REFERÊNCIAS	218

CAPÍTULO IX - BIOINDICADORES AQUÁTICOS

1 INTRODUÇÃO	223
2 ABORDAGENS E RELEVÂNCIA ECOLÓGICA NO USO BIOINDICADORES.....	226
3 PRINCIPAIS BIODICADORES AQUÁTICOS	228
3.1 Peixes	229
3.2 Macroinvertebrados bentônicos	229
3.3 Macrófitas aquáticas	230
3.4 Microorganismos (protozoários, bactérias e microalgas)	231
4 ENFOQUE ECOTOXICOLÓGICO NO USO DE BIOINDICADORES.....	231
5 ABORDAGEM NORMATIVA DO USO DE BIOINDICADORES NO BRASIL... 	233
REFERÊNCIAS	234

CAPÍTULO X - A APTIDÃO DE CALCEÍNA COMO MARCADOR DE CRESCIMENTO *IN SITU* NAS OSTRAS CULTIVADAS E NATIVAS EM REGIÕES SUBTROPICAIS E TROPICAIS DO BRASIL

1 QUAL A IMPORTÂNCIA DA OSTREICULTURA?.....	241
2 O QUE A OSTREICULTURA TEM A VER COM A TAXA DE CRESCIMENTO?	242
3 O QUE É TAXA DE CRESCIMENTO?	242
4 COMO APLICAR A TÉCNICA DE MARCAÇÃO COM A CALCEÍNA?.....	246
CONSIDERAÇÕES	249
REFERÊNCIAS	250

CAPÍTULO XI - PLATAFORMA CONTINENTAL DO AMAZONAS: ZONA DE TRANSIÇÃO ENTRE O CONTINENTE E O OCEANO

1 PLATAFORMA CONTINENTAL DO AMAZONAS	257
1.1 Descrição física	257
1.2 Cobertura sedimentar	258
1.3 Pluviosidade	260
1.4 Ação eólica	261
1.5 Corrente Norte do Brasil	262
1.6 Descarga no rio Amazonas	263
1.7 Massas de água	265
1.8 Características físicas e químicas da água	266
1.9 Campanhas oceanográficas	268
REFERÊNCIAS	271

CAPÍTULO XII - GENÉTICA MOLECULAR APLICADA À CONSERVAÇÃO DE PEIXES AMAZÔNICOS

1 GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE RECURSOS PESQUEIROS.....	275
2 MARCADORES MOLECULARES	277
2.1 Microssatélites	277
2.2 SNP	278
2.3 Indels	279
2.4 DNA mitocondrial	279
3 GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE PEIXES AMAZÔNICOS	280
3.1 Tambaqui	280
3.2 Pirarucu	282
REFERÊNCIAS	286

CAPÍTULO XIII - DESEMBARQUE E BENEFICIAMENTO DE CAMARÃO-DA-AMAZÔNIA A JUSANTE DA USINA ELÉTRICA DE TUCURUÍ, PARÁ, BRASIL

1 INTRODUÇÃO	295
2 BASES DE DADOS	296
3 DESEMBARQUES	297
4 BENEFICIAMENTO	300
5 COMERCIALIZAÇÃO	303
CONSIDERAÇÕES.....	306
REFERÊNCIAS.....	307

PREFÁCIO

O livro *Ecossistemas aquáticos: tópicos especiais* reúne contribuições técnico-científicas de pesquisadores de distintas instituições com visão sistêmica da água, que permitirá aos leitores discussão nos diferentes campos da ciência, e cujos temas trazem uma narrativa didática e de fácil compreensão.

Este volume traz capítulos inéditos sobre o ecossistema de várzea, assunto bastante discutido sobre o seu uso e manejo, e a poluição aquática, especialmente sobre petróleo no ecossistema aquático e metais pesados no ambiente, temas importantes e atuais em virtude da instalação dos grandes projetos industriais na Amazônia. Uma abordagem sobre a aquicultura de água doce e marinha, assuntos de grande importância em virtude da geração de renda e de segurança alimentar, com formulação de rações para organismos aquáticos, assunto importante para diminuir o custo da alimentação de organismos aquáticos com dietas alternativas.

O livro resgata o assunto dos bioindicadores aquáticos, como ferramenta essencial no monitoramento da qualidade ambiental. Outros assuntos de relevância são a utilização da calceína como nova técnica de marcador de crescimento na ostreicultura; a plataforma continental do rio Amazonas; a genética molecular de peixes e o desembarque e beneficiamento do camarão da Amazônia em Tucuruí.

A Universidade Federal Rural da Amazônia pode ter certeza de que está fielmente cumprindo a sua missão na geração e difusão do conhecimento, como instituição estratégica para o desenvolvimento da região amazônica.

William Leslie Overal
Doutor pela University of Kansas
Pesquisador Titular do Museu Paraense Emílio Goeldi
overall@museu-goeldi.br

APRESENTAÇÃO

Este livro traz uma coletânea de distintos temas sobre o ecossistema aquático e seus múltiplos usos, com interações, bioindicadores, poluição e produtos, que nos dias atuais assume um importante papel no cenário internacional. Os capítulos inseridos irão fornecer ao leitor conhecimentos nas áreas de Ciências Agrárias, Biologia, Ecologia e Engenharia de Pesca, qualificando-o na graduação e pós-graduação.

Raimundo Aderson Lobão de Souza (Prof. Associado-Voluntário/UFRA)

Organizador

Doutor em Ciências-UFSCAr/SP

CAPÍTULO I

VÁRZEAS AMAZÔNICAS: HETEROGÊNEAS, COMPLEXAS E DINÂMICAS

Lucinice Ferreira Belúcio¹

Raimundo Aderson Lobão de Souza²

Clara Pantoja Ferreira³

Sérgio Brazão e Silva⁴

1 INTRODUÇÃO

As planícies de inundação podem ser definidas como ecossistemas anfíbios, que apresentam tanto uma fase terrestre como uma fase aquática (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Esta característica permite que o ambiente seja favorável à existência tanto de organismos terrestres quanto aquáticos, mas de difícil utilização pelos humanos. Por esta razão, extensas áreas de planícies de inundação da Europa e da América do Norte foram eliminadas ou extremamente modificadas por atividades humanas (ALCÂNTARA et al., 2007).

A bacia amazônica está situada no cinturão circungal de florestas tropicais perenes, sendo 68% de sua área localizada no Brasil. Os principais tributários do rio Amazonas são acompanhados ao longo de seus cursos, por extensas planícies de inundações chamadas várzeas e/ou igapós.

A planície de inundação do rio Amazonas faz parte da vasta área de regiões alagadas tropicais e subtropicais, as quais compõem aproximadamente 56% das áreas alagadas do globo (MITSCH; GOSELINK, 2000). Foi formada por um longo processo geoclimático e atualmente é mantida pela alta precipitação anual que ocorre ao longo do rio Amazonas e da maioria de seus afluentes, bem como pela forma desigual como é distribuída no decorrer do ano, ocasionando grandes oscilações na descarga de igarapés e rios em diversos setores da bacia.

Há indícios de que existiam extensos e numerosos assentamentos permanentes de sociedades

¹ Doutora em Teoria e Pesquisa do Comportamento – Ecoetologia (NTPC-UFPA). Mestre em Ecologia pela UNICAMP. Professora Adjunta, atuando nas Faculdades de Ciências Biológicas (ICB) e Oceanografia (IG) da Universidade Federal do Pará – UFPA. E-mail: lbelucio@gmail.com.

² Doutor em Ciências. Professor Voluntário no Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais do Instituto Socioambiental e Recursos Hídricos -PPGAQRAT da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: adersonlobao@globo.com.

³ Doutora em Ciências pela UNICAMP. Prof. Adjunta IV aposentada da Universidade Federal do Pará - UFPA. Vice-presidente da ASPA. E-mail: clara-pantoja@hotmail.com, clara@amazon.com.br.

⁴ Doutor em Agronomia. Engenheiro Agrônomo da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: sergio.brazao@ufra.edu.br.

complexas nas várzeas, antes da chegada dos europeus (DENEVAN, 2003; KÄMPF; KERN, 2005; ROOSEVELT, 2000). Atualmente, devido à grande produtividade da agricultura, da caça e às técnicas de armazenamento e conservação de alimentos desenvolvidos por suas populações, esse ambiente pode sustentar uma população muito mais numerosa do que a terra firme (PORRO, 1995). No entanto, apesar de sua grande dimensão territorial e potencial social, são ecossistemas de grande vulnerabilidade ecológica.

2 O DESENVOLVIMENTO DAS PESQUISAS NAS VÁRZEAS DA AMAZÔNIA

As pesquisas sobre as áreas úmidas da Amazônia tiveram seu início associado às expedições de conquistadores e científicas, que resultaram em relatórios e livros sobre a diversidade biológica e etnológica, a exemplo dos de Spix; Martius (1823-31); Bates (1879); Wallace (1876); Coudreau (1901) e Spruce (1908), listados em Trimer (2012). Apesar de um período de crescimento econômico entre 1850 e 1910 (Ciclo da Borracha), os avanços científicos foram lentos.

Em 1866, Domingos S. Ferreira Penna instituiu a Associação Philomatica, posteriormente Museu Paraense (em 1870), Museu Goeldi (em 1901), e finalmente Museu Paraense Emílio Goeldi (em 1931). Desde sua fundação, no final do século XIX, Belém tem sido um centro de atividades científicas na Amazônia.

Até a primeira metade do século XX, poucos naturalistas europeus trabalharam permanentemente no Museu em Belém: Hermann Meerwarth (zoólogo, 1895); Jacques Huber (botânico, 1895); Friederich Katzer (geólogo, 1896); Gottfried Hagmann (zoólogo, 1899-1904); Karl von Kraatz-Koschla (geólogo, falecido em 1900); Adolpho Ducke (zoólogo, 1900); Max Kaech (geólogo, 1904); Emilia Snethlage (ornitóloga, 1905); além do americano Carl Baker (botânico, 1907).

Huber fundou, ainda em 1895, o *Herbarium Amazonicum Musei Paraensis*. Ducke tornou-se colaborador de Huber e manteve a coleção, após sua morte, até 1918, quando foi paralisada durante e após a I Guerra Mundial. Iniciou-se, assim, um período marcado pelo fascínio dos botânicos pelas florestas ricas em espécies, capazes de sobreviver a inundações de até 10 m de profundidade, por muitos meses. Estes estudos florísticos revelaram diferentes tipos de floresta e identificaram as inundações, o estado dos nutrientes na água e nos sedimentos, e a fitogeografia como os fatores que influenciam a diversidade e a distribuição das espécies.

Pesquisas pioneiras sobre química da Amazônia foram realizadas nesse período por Katzer, que estabeleceu as primeiras indicações sobre a qualidade dos solos (SIOLI, 2006) e Josef Reindl, que estudou os rios de água negra (REINDL, 1903). Também foram publicadas as primeiras obras de geologia e geografia da região amazônica: Em 1911, Paul Le Conte⁵ publicou um mapa do Baixo Amazonas (calha principal, paranás, lagos de várzea, terra firme e várzea), com uma descrição mais precisa da morfologia do vale. Durante a II Grande Guerra, a força aérea dos EUA usaria fotografias aéreas para mapear a área. Mas, somente com o Projeto RADAM, em 1970, a região seria completamente mapeada (SIOLI, 1984).

⁵ Francês, contratado para o Museu do Comércio e 1º diretor da “Escola de Chimica Industrial” do Pará, pesquisou química, botânica, geografia e produtos naturais da Amazônia, com destaque para: L’élève en Amazonie (1905); Carta do curso do Amazonas desde o oceano até Manaus e da Guiana brasileira (1906); Le France en Amazonie (1906); Limites do município de Óbidos - estudo geográfico (1907); A valorização da borracha e o processo de coagulação “Cerqueira Pinto” (1918); L’Amazonie Brésilienne (1922); Apontamentos para a exploração da balata e da juta da Amazônia (1923); Notes sur les graines oleagineuses, les baumes et le resine de la forêt amazonienne (Paris, 1927); Principais madeiras paraenses (1929); Les crues annuelles de l’Amazonie et les récentes modifications de leur regime (1935); Les animaux curieux de l’Amazonie (Brasília, 1937); A cultura de cacau na Amazônia (1ªed 1919; 2ªed 1939); O Estado do Pará: Terra, água e ar. Cia. Ed. Nacional (1945); A Amazônia brasileira. vol. III - Árvores e plantas úteis. Col. Brasileira vol. 251 (1947).

A partir de 1920, R. Von Ihering começou experimentos de cultivo de peixes em Belém em conjunto com Pedro de Azevedo, no Nordeste, desenvolveu o método de reprodução de peixes amazônicos, induzida por injeção de extrato de hipófise.

Em 1939, foi fundado, em Belém, o Instituto Agrônômico do Norte (IAN). Mais tarde, denominado Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do Norte – IPEAN (em 1962) e, Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido - CPATU (em 1975). F. Camargo (1941-1952), seu primeiro diretor, propagou o uso integrado das várzeas para agricultura, silvicultura, pecuária e pesca, buscava desenvolver meios de aproveitá-las para aumentar a produção de alimentos na região.

Harald Sioli, limnólogo alemão que esteve no Brasil, em 1934/1935⁶, e em 1938, visitou Belém e Santarém. Sioli começou a trabalhar na Amazônia na década de 1940, coletando amostras de rios e lagos de várzea do sudoeste do Pará, sul e centro amazonense⁷, que foram analisadas no Museu Goeldi, em Belém. Desde então liderou as pesquisas limnológicas da região.

Ao final da II Guerra Mundial, Sioli foi contratado para realizar pesquisas no IAN, em Belém. Nesse período, suas pesquisas se destacaram pela: i) classificação das águas dos rios da Amazônia em água branca, clara e preta; ii) descoberta da pobreza das águas e dos solos da região, que mantêm a floresta exuberante, por ele explicada: “a floresta cresce sobre o solo e não do solo, utilizando-se deste apenas para sua fixação mecânica e não como fonte de nutrientes” (SIOLI, 1991).

Os limnólogos Braun (1952), Marlier (1965, 1967) e Patrick (1966) estudaram os lagos de várzea do Baixo Tapajós, os rios nas proximidades de Manaus e as cabeceiras do Amazonas perto de Tingo Maria (Exp. Catherwood), respectivamente.

Em 1955, as coleções do Herbário do Museu Goeldi, perdidas durante a guerra, foram recuperadas⁸, o que contribuiu substancialmente para o conhecimento de árvores e plantas herbáceas de áreas úmidas da Amazônia. Finalmente, em 2005, o Herbário agora denominado João Murça Pires foi reestruturado.

A fundação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA (Manaus), em 1954, por falta de recursos e infraestrutura, não impactou o desenvolvimento científico da região. Sioli, ao se tornar Diretor do Instituto Max-Planck de Limnologia em Plön, em 1957, estabeleceu uma cooperação com o INPA em 1969, a qual ainda persiste (SIOLI, 2006).

No início dos anos de 1970, o governo brasileiro iniciou grandes projetos para a construção de rodovias, aeroportos e usinas hidrelétricas, mineração, exploração de gás, agricultura, criação de gado e exploração de madeira e o estabelecimento de uma zona de livre comércio em Manaus. Medidas que estimularam o desenvolvimento econômico, a imigração de pessoas do nordeste e sul do Brasil, bem como problemas ambientais consideráveis. Concomitantemente, houve melhoria na infraestrutura científica, nas instituições de ensino e pesquisas de Belém e Manaus e do conhecimento sobre as várzeas (JUNK; PIEDADE, 2010).

No entanto, as pesquisas se concentraram principalmente em prioridades financiadas pelo governo. As consequências negativas desses projetos sobre as áreas úmidas e seus recursos, especialmente florestas de várzea, foram, portanto, inevitáveis. Essa escala de desenvolvimento não pode ser acompanhada ou controlada de forma adequada através de medidas administrativas ou legislativas e, ainda menos, guiada por pesquisas científicas (JUNK; PIEDADE, 2010).

⁶ Estudando açudes no NE, como assistente de Friedrich Lenz, do Inst. Max-Planck de Limnologia, em Plön, na Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste, em Campina Grande (PB), sob a chefia do Dr. R. Von Ihering.

⁷ Entre estes os rios Cururu, Paracuni, Manacapuru, Madeira e o lago Calado (SIOLI, 2006).

⁸ Deve-se à iniciativa de Walter A. Egler.

As bases científicas atuais sobre os ecossistemas lóticos foram formuladas nas décadas de 1980 e 1990. Os conceitos de contínuo fluvial (VANNOTE et al., 1980), de movimento de nutrientes em espiral (NEWBOLD et al., 1981) e de descontinuidade serial (WARD; STANFORD, 1983) ignoraram a dinâmica das várzeas em suas formulações iniciais, apesar de correções posteriores (SEDELL; RICHEY; SWANSON, 1989; WARD; STANFORD, 1995).

Tem-se buscado a compreensão da estrutura das biocenoses, sua relação com as características locais, e seus mecanismos de controle. O nível das informações científicas sobre diversos aspectos desses sistemas cresceu permitindo novas classificações dos corpos d'água (JUNK, 1983; SIOLI; KLINGE, 1962; STALLARD; EDMOND, 1983) e das florestas (JUNK et al., 2011; RIBEIRO, 2007).

No entanto, a influência da diversidade geológica e de ambientes na composição química dos rios ainda é pouco conhecida (QUEIROZ et al., 2009) e a tendência em tratar a Amazônia como uma grande floresta homogênea persiste. A dicotomia várzea-terra firme não reflete o conhecimento atual sobre esse bioma heterogêneo, complexo e dinâmico. Sioli (1984) já acreditava ser possível estabelecer princípios gerais sobre os quais a paisagem e os ecossistemas evoluíram e funcionam, sendo, portanto, necessário detalhar os seus processos.

3 BASES CONCEITUAIS E DEFINIÇÕES

3.1 Bacia hidrográfica

Área de terra, delimitada por diferenças de elevação, que escoar sua água em direção a um ponto comum de saída de um curso d'água, conhecido como seção de controle ou exutório da bacia. Também denominada bacia de captação, coletora, imbrífera, de drenagem superficial, hidrológica, de contribuição.

3.2 Planície aluvial

Área em grande parte plana criada pela deposição de sedimentos durante um longo período de tempo por um ou mais rios, a partir do qual os solos aluviais se formam. Constitui a região sobre a qual as várzeas mudaram ao longo do tempo geológico.

3.3 Planícies de inundação

Área plana de formação recente dentro de um vale, marginal ao curso d'água e sujeita a enchentes e inundações periódicas, ficando submersa quando a plataforma de margem plena deste curso é ultrapassada. Constituída de camadas sedimentares depositadas durante o regime atual de um rio e que recobrem litologias pré-existentes. É a área sobre a qual os rios inundam em um determinado período de tempo, pode ter poucos metros de largura, em um riacho, ou quilômetros em grandes rios. Também designada Várzea de inundação (Figura 1).

Figura 1 - Aerofotografia do rio Coari, com vista do canal fluvial e da planície de inundação.



Fonte: Ferreira, C. P.

3.4 Estágio de margens plenas

Assinala a descontinuidade entre o sistema canal fluvial e o sistema planície de inundação. Até atingi-lo, o escoamento das águas processa-se no interior do canal e origina diversas formas topográficas. Ultrapassado este estágio (bankfull), as águas espriam-se e há um relacionamento diferente entre as variáveis da geometria hidráulica (CHRISTOFOLETTI, 1980).

3.5 Leitos fluviais

Numa bacia hidrográfica, correspondem aos espaços que podem ser ocupados pelo escoamento das águas e, no que tange à topografia e à frequência de escoamento pode-se distinguir os seguintes tipos (Figura 02):

Figura 2 – Planície de inundação (várzeas), caracterizando os tipos de leito de um rio.



Fonte: Elaborado por Belúcio, L. F.

- a) Leito de vazante: utilizado para o escoamento das águas baixas e incluído no leito menor. Constantemente ele serpenteia entre as margens do leito menor, acompanhando o talvegue, que é a linha de maior profundidade ao longo do leito;
- b) Leito menor: encaixado entre margens, geralmente bem definidas, e utilizado para o escoamento com frequência suficiente para impedir o crescimento da vegetação. Apresenta irregularidades, com trechos mais profundos, as depressões, seguidas de partes menos profundas, mais retilíneas e oblíquas em relação ao eixo aparente do leito (umbrais);
- c) Leito maior periódico/sazonal: ocupado pelas cheias, no mínimo uma vez ao ano;
- d) Leito maior excepcional: somente ocupado durante as maiores cheias (enchentes), em intervalos irregulares, mas, por definição, nem todos os anos.

Quando ocorrem enchentes, a bacia hidrográfica usa suas áreas de várzeas para extravasamento do excesso de água. Ao transbordar há a formação de diques naturais e depósitos de várzea, constituídos por silte e argila, que se espalham pela planície de inundação (MINEROPAR, 2012), regulando as cheias dos rios.

3.6 Diques naturais

Saliências alongadas compostas de sedimentos (depósitos), bordejando os canais fluviais. A elevação máxima do dique está nas proximidades do canal, em cuja direção se formam margens altas e íngremes. Em direção externa, para as bacias de inundação, a declividade é suave (CHRISTOFOLETTI, 1980).

4 FLORESTAS INUNDÁVEIS

A bacia Amazônica é caracterizada por apresentar uma grande extensão de planícies de inundação e áreas úmidas. Melack e Hess (2010) estimaram a superfície em torno de 800.000 km² na parte da bacia com altitude inferior a 500 m. O corredor fluvial do rio Solimões e do rio Amazonas apresenta 12% de planícies de inundação a partir das fronteiras do Peru e Colômbia até a foz. Contudo, na época das cheias, os rios amazônicos, transbordados de seus leitos, avançam sobre a vegetação que cresce em volta de suas margens e alagam uma área de 300.000 km², que vêm formar o mais extenso ecossistema de áreas alagadas do planeta (JUNK; FURCH, 1993).

Essas florestas inundáveis representam de 5 a 10% da bacia amazônica e 6% da superfície da Amazônia legal (PIRES, 1973; RIBEIRO, 2007). Em virtude de sua importância, estas formações vegetais têm sido descritas por diversos autores pelas suas características estruturais florísticas (KLINGE; ADIS; WORBES, 1995; PIRES; PRANCE, 1985; PRANCE, 1980).

Na paisagem amazônica distinguem-se variadas formações vegetais. A formação vegetal dominante é mata de terra firme, termo aplicado para designar a floresta não alagada periodicamente.

Os trabalhos clássicos de Pires (1973), Pires e Prance (1985) e Prance (1978, 1979, 1989) relatam que os tipos mais importantes de vegetação amazônica podem ser divididos em três grandes grupos:

- a) Florestas nunca inundadas (campinas, campinaranas e florestas de terra firme);
- b) Florestas sazonalmente inundadas, sujeitas a inundações associadas a rios (várzea e igapó);

c) Formações que ocorrem em planícies inundadas por chuvas durante um curto período (savanas/cerrados, florestas de lianas, restingas, várzeas de marés).

Prance (1979) utilizou características químicas e biológicas, que resultaram em uma chave para identificação das áreas sujeitas à inundação na Amazônia, conforme apresentado no Quadro 1:

Quadro 1 – Chave para identifica o das áreas sujeitas à inunda o da Amazônia.

I. Florestas periodicamente inundadas	
A. Inunda�o por ciclo regular e anual dos rios	
i. �guas brancas	1. Várzea sazonal
ii. �guas claras e negras	2. Igapó sazonal
B. Inunda�o por movimentos de maré	
i. �gua salgada	3. Manguezal
ii. �gua doce	4. Várzea de maré
C. Inunda�o por chuvas irregulares (rápidas)	5. Floresta de planícies inundáveis (a)
II. Florestas inundadas permanentemente (d)	
i. �guas brancas	6. Brejo permanente (b)
ii. �guas claras e negras	7. Igapó permanente (c)

Legenda: (a) floresta ripária ao longo de rios de baixa ordem, (b) floresta de várzea, chavascal de várzea, (c) floresta de igapó, chavascal de igapó, (d) floresta inundada por longo prazo.

Fonte: Prance (1979) modificado por Junk; Piedade (2010).

Esses sete tipos principais de florestas inundada foram descritos por Prance (1979, 1980) e Pires e Prance (1985), com base no tipo de inunda o, cor da água, tipo de solo, origem geológica, estrutura e composi o das espécies. Destes, cinco apresentam inunda o periódica e dois apresentam inunda es permanentes. A seguir é feita uma breve caracteriza o destes tipos,   exce o das florestas de várzea e várzea de maré, as quais serão tratadas nas se es seguintes:

4.1 Igapó sazonal

Florestas localizadas em faixas estreitas ao longo de rios de águas negras ou claras, sujeitas à inunda es sazonais, pobres em material suspenso e dissolvido e nutrientes, gerando baixa fertilidade. O solo   arenoso, com vegeta o muito mais pobre do que a da várzea, apresentando baixa biomassa, menor diversidade de espécies (muitas endêmicas), árvores baixas e tortuosas, com folhas esclerofilosas. No entanto, floresta mais densa e fisionomicamente mais “semelhante   várzea” também ocorre em algumas áreas de igapó, especialmente na Amazônia superior na Colômbia e no Peru, assim como no delta do rio Amazonas, onde ela ocorre em solo mais rico que o habitual (AYRES, 1995; PRANCE, 1979, 1980).

4.2 Manguezal

Ecossistemas típicos de áreas estuarinas, sujeitos à inundação diária por água salgada ou salobra, constituídos por uma comunidade serial arbórea, bastante homogênea. No estuário amazônico, forma extensas florestas, com árvores de grande porte (> 25 m).

4.3 Floresta de planícies inundáveis

Florestas que ocorrem principalmente nas partes mais altas e ao lado dos igarapés, sujeitas à inunda o por chuva irregular e/ou rápida, em vez de inunda o estacional dos grandes rios. Fisionomicamente são semelhantes   várzea sazonal, e apresentam muitas espécies em comum. Segundo Prance (1979), em lugares onde a inunda o é somente de curta dura o, várias espécies características da floresta de terra firme também ocorrem.

4.4 Floresta de Pântano Permanente (Igapó, várzea e chavascal permanente)

Florestas localizadas em terrenos continuamente alagados, que nunca drenam completamente fora na esta o seca, especialmente em terrenos baixos atrás de diques naturais - pântano p s-dique⁹. Estabelecidas sobre gleissolo eutrófico ou, em algumas veredas, gleissolo h mico distrófico, são fisionomicamente semelhantes   várzea sazonal, com a qual apresentam espécies em comum. O dossel, porém, é mais aberto e a flora do solo é rica em Cyperaceae. A diversidade   baixa, contudo ocorrem árvores de grande porte. Estas apresentam muitas adapta es, como folhas esclerom rficas, sugerindo que estão sob estresse hídrico. Raízes adventícias são comuns nos igapós de água preta. Exemplos deste tipo de floresta são as florestas de turfa “*pegass*” das Guianas e o igapó de estuário do delta do Amazonas, com árvores de 10-15 m de altura com troncos retos, descrito por Pires (1961).

Os pântanos de água branca são mais comuns que os de água preta. Ambas as florestas de inunda o permanente (de água branca ou igapó permanentes) são mais raras na Amazônia do que os demais tipos de florestas inundadas.

É importante destacar que, além dos aspectos científicos, há diferenças de nomenclatura popular entre as diversas localidades da Amazônia: No Baixo Amazonas, o termo igapó é aplicado para a floresta de pântano permanente, de modo geral, enquanto que, no Alto Amazonas, costuma-se denominar igapó, às áreas inundáveis pelos rios de água preta e clara. Estas últimas, por sua vez, são denominadas várzea, no Baixo Amazonas (PRANCE, 1979, 1980).

Além das forma es descritas acima, merece destaque a ocorrência de:

- a) Floresta inundável por águas mistas (PRANCE, 1980), sob a influência dos dois tipos de água, como na região de Manaus (rios Negro e Solimões) e em Santarém (rios Tapajós e Amazonas).
- b) Pântanos/tabocais, ecossistemas sazonais ou permanentemente inundados, que podem assumir a forma de buritizais (*aguajal*, no Peru), com a presença de árvores do g nero *Mauritia* ou de matas de bambu, os tabocais (*Guadua* sp).

No que tange às forma es vegetais de áreas alagadas na Amazônia brasileira, os tipos mais representativos são as periodicamente inundadas por rios de águas brancas, localmente denominadas de várzeas e as de rios de água preta ou clara denominadas de igapó.

⁹ área pantanosa baixa em uma planície de inunda o; adjacente a um rio, com um dique natural do rio em um lado e uma topografia mais alta do outro. Corresponde ao temo inglês *backswamp*.

5 VÁRZEAS AMAZÔNICAS: CONCEITO E CARACTERÍSTICAS

5.1 Conceito

As várzeas amazônicas são planícies de inundação, de deposição holocênica, que margeiam os rios de água branca (barrenta) com grande quantidade de nutrientes dissolvidos, sujeitas a inundações periódicas e que formam um complexo sistema de canais, lagos, ilhas e diques marginais, promovendo interações entre ecossistemas aquáticos e terrestres.

5.2 Características

As áreas alagadas adjacentes à calha principal do rio Amazonas, ao longo dos 2010 km de extensão em que este atravessa o Brasil, ocupam cerca de 300 mil km² e podem alcançar até 100 km de largura. Ao longo de toda a bacia amazônica podem ocupar muito mais do que 1 milhão de km². Essas áreas apresentam um mosaico de *habitats* (ilhas, tesos, rios, igarapés, lagos permanentes e temporários, canais e depressões pantanosas, entre outros), que constituem ecossistemas abertos, associados às várzeas. As características mais notáveis das várzeas são:

- Solos aluviais¹⁰, férteis, em função dos sedimentos trazidos e depositados pelo pulso de inundação;
- Nível elevado do lençol freático e inundação periódica, que limitam o processo pedogenético, ocasionando solos jovens, os quais guardam estreita relação com o material de origem andina e subandina;
- Pulsos de inundação, ocasionando elevada fertilidade e potencial produtivo;
- Nas várzeas sazonais, a amplitude de inundação varia entre 10 e 16 m e o tempo de inundação pode variar de 50 a 270 dias por ano;
- Nas várzeas estuarinas, os pulsos de inundação são diários, influenciados diretamente pelas marés oceânicas;
- Animais e plantas adaptados fisiologicamente e morfológicamente aos solos em constante renovação e submersão;
- Vegetação coloniza um gradiente de diferentes níveis de inundação, que define habitats desde permanentemente aquáticos até totalmente terrestres;
- Florestas com grande heterogeneidade florística, baixa riqueza de espécies de árvores, com número elevado de indivíduos por unidade de área (oligoespécies), menor diversidade e menor biomassa se comparadas as de terra firme;
- Alto grau de endemismo, por restrições adaptativas às enchentes naturais;
- As florestas de várzea se agrupam em ordem decrescente de importância dos fatores: saturação hídrica do solo, situação antrópica e proximidade geográfica.
- Essas características e fatores são mencionados nos trabalhos de: Almeida; Amaral e Silva (2004), Ayres (1995), Ferreira e Stohlgren (1999), Gama et al. (2005), Gentry (1988), Irion (1976), Iriondo (1982), Jardim e Vieira (2001), Junk (1983), Junk e Piedade (1997), Kalliola; Puhakka e Danjoy (1993), Mertes; Dunne e Martinelli (1996), Pires e Koury (1958), Pires e Prance (1985), Prance (1979), Wittmann; Anhuf e Junk (2002), Wittmann e Junk (2003), Wittmann et al. (2006), e Wittmann; Junk e Piedade (2004).

¹⁰ Depósitos de sedimentos clásticos (areia, cascalho e/ou lama) formado por um sistema fluvial no leito e nas margens da drenagem, incluindo as planícies de inundação e as áreas deltaicas, com material mais fino extravasado dos canais nas cheias. Também, os depositados em zonas estuarinas e, para alguns autores, sedimentos terrígenos trabalhados diretamente por ondas nas zonas costeiras marinhas ou lacustrinas.

5.3 Fatores determinantes da biodiversidade nas várzeas

Os seguintes fatores têm sido apontados como determinantes:

- Cor e qualidade das águas que inundam as florestas;
- Tipos de solo e topografia;
- Estabilidade física dos *habitats*, relacionada aos processos de erosão, sedimentação e ação de correntezas;
- Elevada dinâmica hidrológica e geomorfológica da região resulta em uma alta diversidade de *habitats* e na coexistência de diferentes tipos florestais;
- Duração da fase aquática e terrestre;
- Tolerância das plantas à inundação;
- Processos sucessionais da vegetação em cada *habitat*;
- Distância geográfica entre sítios amostrais.

6 FORMAÇÃO GEOLÓGICA DAS VÁRZEAS

Os processos geomorfológicos históricos, que fornecem subsídios valiosos sobre a formação das várzeas e seus níveis complexos de biodiversidade, foram sintetizados a seguir, especialmente com base em Hoorn (1993, 1994), Lundberg et al. (1998), Rossetti e Toledo (2007), Schubart (1982) e Sioli (1984).

A paisagem amazônica é moldada pelas seguintes estruturas geológicas principais: a Cordilheira dos Andes, a Oeste; os Escudos do Brasil Central, ao Sul, e das Guianas, ao Norte; e a planície sedimentar, na sua porção central. Esses escudos surgiram a 600 milhões de anos antes do presente (AP), no Pré-Cambriano, e sofreram processo erosivo, que os converteu nos Andes atuais.

Antes deste processo, na Era Paleozoica, a América do Sul e a África formavam um só continente: o “Gondwana”, constituindo com os demais continentes a “Pangea”. A área existente entre os escudos achava-se coberta pelo mar, configurando um imenso golfo na atual planície, aberto para o lado do Pacífico.

Ainda no Paleozoico, por cerca de 200 milhões de anos, as terras da atual bacia Amazônica passaram por transgressões e regressões marinhas, alternando períodos de erosão e sedimentação. No leito desse mar (atual subsolo da planície amazônica), foram depositados sedimentos que atingem profundidades de mais de 3.000 m, por baixo de toda a bacia sedimentar. Ao final desta Era, as bacias do Acre, Amazônica e do Maranhão passaram definitivamente para o regime continental.

Durante a Era Mesozoica, a depressão amazônica já estava emersa e os rios fluíam para o oceano Pacífico. No final desta Era, intrusões de diabásico ocorreram por toda a parte, prenunciando a separação entre América do Sul e África, que se consolidou a mais ou menos 90 milhões de anos AP (final do Cretáceo), formando o Atlântico.

Na Era Cenozoica, início do período Terciário, os Andes começaram a soerguer-se, passando então a bloquear o escoamento do sistema fluvial para o Oeste, fazendo surgir um imenso e profundo lago no centro da atual Amazônia. Durante o início do Mioceno (25 milhões AP), o sistema fluvial drenava no sentido leste-oeste, carreando sedimentos do escudo das Guianas.

Uma combinação de mudanças no nível do mar e tectônica levou à ingressões marinhas na porção superior da bacia Amazônica (oeste e noroeste), as quais podem ter alcançado a região por meio do “proto-Orinoco” e de uma passagem provavelmente localizada no oeste dos Andes. Durante o Mioceno médio, a deposição dos sedimentos foi alterada para o sentido oeste-leste devido ao soerguimento da cordilheira dos Andes. Um sistema fluviolacustre com influência estuarina em função da conexão com o mar do Caribe se estabeleceu.

Durante o Mioceno, a reativação dos Andes favoreceu a formação de uma grande bacia lacustre a partir do fechamento da conexão com o oceano Pacífico, registrada na Formação Solimões. Um aumento no nível do mar ocorreu durante o início ao meio do Mioceno. Depósitos estuarinos são encontrados a cerca de 200 km dentro do continente em relação ao limite atual da costa. No final do Mioceno, houve uma fase de erosão, com alternância entre estações secas e úmidas bem definidas devido ao clima relativamente mais árido do que hoje em dia.

Ao final do Mioceno e início do Plioceno, a conexão com o mar do Caribe foi fechada devido ao soerguimento dos Andes, coincidindo com uma queda global do nível do mar e originando o atual sistema de deposição de sedimentos.

Durante o Plioceno e o Pleistoceno (Quaternário), as massas líquidas ficaram represadas, formando diversos lagos, rios e regiões inundadas. Camadas de sedimentos de água doce, com até 300 m de espessura, foram então formadas em toda a depressão amazônica. A queda do nível do mar durante o período de glaciações do Pleistoceno, fez com que os rios aumentassem seu fluxo rapidamente. Após o período glacial, o nível do mar passou a subir e os rios de águas brancas diminuíram suas correntes e sedimentos encheram seus vales.

Como não havia passagem para o oeste, as águas represadas foram vagarosamente escoando em direção a leste criando o rio Amazonas. A partir de então, a parte central da Amazônia tornou-se uma planície cada vez mais uniforme. Os rios encaixaram-se no substrato macio seus leitos e vales, em partes extremamente largas, muitas vezes já preenchidas de novo com seus próprios aluviões recentes ou em processo de entulhamento. As terras no entorno do grande rio tornaram-se mais secas, adquirindo sua feição atual. A floresta expandiu-se lentamente e ocupou as terras antes alagadas.

As terras situadas entre o pavimento cristalino e os depósitos sedimentares do Quaternário estão sobre solos Terciários, no local onde o gigantesco lago do Mioceno existia. Atualmente, este é o domínio das florestas de terra firme, que jamais são inundadas. As áreas alagadas ocorrem na zona caracterizada por depósitos fluviolacustres do Quaternário; estas terras baixas, entre 0 - 20 m acima do nível do mar, são o domínio das várzeas. Portanto, as várzeas da Amazônia são formadas por sedimentação, sendo os terrenos mais recentes da região, que na maioria dos casos ainda estão em formação. Grandes rios existentes na Amazônia carregam sedimentos que são depositados frequentemente em suas margens.

7 IMPORTÂNCIA DAS VÁRZEAS

As várzeas se constituem de importância ecológica e socioeconômica para a região amazônica, por manter populações ribeirinhas que praticam agricultura, pesca, e extrativismo de madeira e produtos florestais não madeireiros. Entre as funções desempenhadas pode-se destacar:

- Propiciam a interação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos;
- Atuam na reciclagem de elementos em condições de solos encharcados;
- Controlam a erosão, evitando o assoreamento dos rios;
- Fornecem alimentação, abrigo e local de reprodução à fauna;
- Representam potencial econômico com espécies oleaginosas, frutíferas, lactíferas, madeiras e não madeiras (fibras, plantas medicinais, frutas, etc.), consideradas como fonte de renda para os povos ribeirinhos;

- Desempenham importante papel na proteção de mananciais; no anteparo aos detritos carreados por enxurradas; no abastecimento do lençol freático; nos corredores de fluxo gênico vegetal e animal.

8 CLASSIFICAÇÃO DAS VÁRZEAS

Os ecossistemas de várzea são muito heterogêneos nos aspectos físicos, químicos e biológicos, apresentando variações de formação, microclima e topografia. Desse modo, a terminologia para referir essas variações difere entre autores.

Sioli (1956) desenvolveu a primeira classificação científica dos corpos d'água da Amazônia, usando a cor da água, bem como seus parâmetros físicos e químicos, para explicar características limnológicas dos grandes rios amazônicos e relacioná-las com as propriedades geológicas e geomorfológicas de suas bacias hidrográficas.

A classificação de Sioli foi apoiada por botânicos (p. ex. KUBITZKI, 1989 e PRANCE, 1979) e por limnologistas (IRMLER, 1977; JUNK, 2000), que encontram correspondências com a ocorrência de espécies aquáticas de vegetais e animais.

Posteriormente Junk (1996, 1999) sugeriu os seguintes atributos para a classificação das várzeas:

- Frequência do regime de inundação: monomodal *versus* polimodal;
- Amplitude da inundação: alta *versus* baixa;
- Estado nutricional: oligo *versus* eutrófico;
- Vegetação: florestas úmidas *versus* savanas úmidas;
- Tipo de conectividade;
- História paleoclimática.

A seguir são apresentadas algumas das classificações empregadas para as várzeas da Amazônia brasileira e o critério utilizado:

8.1 Classificação em função do sistema hídrico (PRANCE, 1979)

8.1.1 Várzeas de marés

Ocorrem ao longo do estuário até a confluência com o rio Xingu, sujeitas a pulsos de inundação, inundadas e drenadas até duas vezes por dia pelos movimentos das marés, como resultado do bloqueio temporário do fluxo dos rios na região estuarina, pelas marés oceânicas.

Seu regime de inundação depende da distância em relação ao mar, pode apresentar salinidade e modificar seu espectro de frequência das cheias, que varia de regiões que são inundadas duas vezes ao dia, por períodos de até seis ou mais horas, há outras, inundadas apenas nas marés mais altas do ano. Nesta paisagem com baixa elevação topográfica, pequenas diferenças absolutas de altitude exercem grande impacto sobre a frequência e duração das inundações. Grandes áreas (Figura 3) são inundadas somente durante as marés de sizígias.

Figura 3 - Várzea do rio Caeté, vista da Ponte do Sapucaia, próximo à cidade de Bragança (PA).

VEGETAÇÃO DAS VÁRZEAS DE MARÉ

Nessas várzeas, são comumente encontradas: *Virola surinamensis* (Rol) Warb. (ucuuba), *Cedrelinga castaneaeformis* Ducke (cedrorana), *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (samaúma) e *Mora paraensis* (Ducke) Ducke (pracuúba). Uma das espécies mais características da margem e sucessão da floresta é *Machaerium lunatum* Tul (aturιά). Outras espécies da zona costeira incluem: *Pithecolobium* spp. (jarandubas), *Derris* sp. (timbós), *Hymenaea oblongifolia* Huber (jutaí-folha-fina), *Inga bourgoni* DC. (ingá) e *Tabebuia aquatilis* (E. Mey.) Sprague & Sandwith (pau-d'arco).

Fonte: Beasley, C. R. (2009) (C.Commons Licence 3.0).

Segundo Prance (1979) existe uma variação considerável de subtipos vegetacionais dentro da várzea de maré: as áreas estuarinas sujeitas às marés diárias são obviamente mais pantanosas do que as terras inundadas apenas pelas marés de equinócio, este último tipo tende a ser mais semelhante à várzea sazonal.

Áreas dominadas por palmeiras são frequentes, bem como a floresta mista dominante. As palmeiras mais comuns, *Mauritia flexuosa* L. F. (buriti) e *Euterpe oleracea* Mart. (açai do Pará), frequentemente encontradas em populações puras, também ocorrem em outros *habitats*, enquanto *Raphia taedigera* Mart. (jupati) e *Manilcaria saccifera* Gaertn. (ubuçu) são duas espécies abundantes restritas às áreas de maré.

8.1.2 Várzeas sazonais

Ocorrem em áreas à montante do estreito de Óbidos, submetidas ao ciclo anual de enchente e vazante, sem a influência das marés. Os picos de enchente ocorrem entre maio e julho e de vazante entre novembro e janeiro. A altura de inundação é maior (5-10 m) e os ciclos de enchente e vazante apresentam um período cerca de 6 meses cada. É o mais comum de todos os tipos de mata inundáveis da Amazônia.

Os altos cursos de alguns rios de água branca (p.ex. Ucayali, Marañon, Madre de Dios, no Peru, Beni, na Bolívia, Amazonas, Juruá e Purus, no Brasil) são meandrados, com elevada velocidade de escoamento e cota de inundação que pode atingir entre 10 e 20 m. Devido ocorrerem numa zona de transição altimétrica entre as zonas submontanhosa e das terras baixas de planície, possuem uma dinâmica hidrológica considerável (KALLIOLA et al., 1991), com elevada taxa de erosão e deposição de sedimentos, especialmente aqueles com granulometria maior. Os sedimentos menores são transportados rio abaixo e depositados a centenas de quilômetros à jusante.

De acordo com Junk (1984), Junk; Bayley e Sparks (1989) e Sioli (1991), os solos destas várzeas ficam submersos quase a metade do ano, possuem alto teor de nutrientes e são constantemente renovados. Há grande diversidade de espécies vegetais, com alta biomassa. Apresentam árvores grandes e de crescimento rápido.

8.2 Classificação em função da localização geográfica

Lima e Tourinho (1994) classificaram e descreveram as várzeas da Amazônia em função das características geográficas, as quais imprimem a estes ambientes, desigualdades significativas em seus revestimentos florísticos, formação do solo, características físicas e químicas e nas suas potencialidades econômicas.

8.2.1 Várzeas da costa amapaense

Localizadas na planície litorânea amapaense que se estende, de Norte a Sul, do rio Oiapoque até próximo às margens do rio Amazonas e de Leste a Oeste, da orla marítima até a terra firme. As várzeas existentes no baixo curso dos rios podem ser consideradas várzeas de maré (*sensu* PRANCE, 1979), enquanto que as do alto curso apresentam regime sazonal.

O clima da região é do tipo *Ami* de Köppen, com temperatura média anual de 27°C (23 a 33°C), umidade relativa acima de 80% e elevada precipitação anual (2.000 a 2.500 mm/ano), sendo os valores mais elevados de janeiro a maio, e os mais baixos de setembro a novembro (INMET, 2013). As maiores enchentes ocorrem de abril a maio, unindo as bacias e as planícies dos rios.

Os rios amapaenses na sua maioria deságuam no oceano Atlântico e se alargam próximo à foz, onde sofrem influência das marés e de *pororocas*. Dentre os principais estão: Oiapoque - divisa do Brasil e da Guiana Francesa; Uaçá; Cassiporé; Araguari; Amapá Grande, Tartarugalzinho e Tartarugal Grande. De acordo com Lima; Tourinho e Costa (2001), o baixo curso dos principais rios e a orla marítima são acompanhados por mata ciliar, apresentando água barrenta e salobra, enquanto que, no alto curso às margens formam barrancos e a água é límpida e doce. O curso médio, porém, é pouco navegável, por causa da presença de colmatagem e de vegetais, como *Montrichardia arborencens* Schott (aninga), *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch. (canarana) e *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees (capim rabo-de-rato).

Na vegetação natural do Amapá, destacam-se duas características: o baixo grau de alterações antrópicas e a grande diversidade de formações vegetais em áreas relativamente próximas entre si (DRUMMOND; CASTRO-DIAS; BRITO, 2008). Lima; Tourinho e Costa (2001) citam como formações vegetais típicas da planície de inundação amapaense, os aningaais, o cariazal¹¹, os campos limpos, a mata ciliar e os buritizais. A área inundável, por trás da mata ciliar, é constituída por pastagens, ilhas, lagos e lagoas. De acordo com Costa Neto e Silva (2004), a área de campos inundáveis e inundados é extensa e nela são encontradas plantas herbáceas e arbustivas.

As matas de várzea ocupam 4,85% da cobertura vegetal do Estado e são formadas por áreas mais recentes sobre solos hidromórficos ricos em material sedimentar do Período Quaternário.

No *Setor Setentrional da Planície Amapaense*, próximo aos rios Uaçá e Oiapoque, de acordo com a descrição de Lima; Tourinho e Costa (2001), os campos inundáveis terminam na terra firme, montanhosa e coberta de mata. As ilhas (tesos) dos campos próximos a terra firme são planas ou se apresentam sob a forma de morros isolados, serras baixas ou serrotes, também cobertas por matas.

No Cabo Orange, ocorrem faixas de florestas densas de planície aluvial ao longo dos cursos dos rios Uaçá e Cassiporé (DRUMMOND; CASTRO-DIAS; BRITO, 2008), como também, manchas de florestas densas, nas proximidades do rio Jarí (Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque), onde se destacam o ingá (*Inga* sp.) e a faveira amarga (*Vataireopsis speciosa* Ducke).

Na porção central (municípios de Amapá, Ferreira Gomes e Pracuúba), a várzea ocorre em menor proporção, com vegetação típica das margens dos rios e das baixadas alagadas no interior da área.

¹¹ Cariazal é a denominação local para as formações típicas semelhantes a campos sujos, cujas espécies mais comuns são *Rhynchospora* sp. e *Scleria* sp. (Cyperaceae) e *Miconia* sp. (Melastomataceae).

É comum a presença de: *Carapa guianensis* Aubl. (andiroba), *Minquartia* sp. (acariquara), *Tachigali myrmecophila* (Ducke) Ducke (tachi-preto), *Parkia* sp. (visgueiro), *Oenocarpus bacaba* Mart. (bacaba), *O. bataua* Mart. (patauá) e *Mauritiella armata* Mart. Burret (caranã) (DRUMMOND; CASTRO-DIAS; BRITO, 2008).

No Setor Meridional da Planície Amapaense, os campos inundáveis se limitam com os campos naturais de terra firme, acontecendo um desnível suave de uma formação para outra. As ilhas ou tesos aparecem isolados, são planos e ficam pouco acima do nível das enchentes (Figura 04). Por ser um sistema aberto, durante as marés semidiurnas, principalmente marés de sizígia, pode-se estabelecer a troca de fluxos de águas e de sedimentos entre ambientes deste setor.

Neste setor (meridional), um grande sistema fluviolacustre se estabeleceu a partir dos meandros abandonados do rio Araguari. Os lagos apresentam baixa profundidade e fundo plano, estando em processo de sedimentação acelerado. A maioria seca durante o verão, causando migração de fauna aquática. Na margem interna, muitos são bordejados por macrófitas (*Lemna*, *Wolffiella*, *Apalanthe*, *Amaranthus*, *Utricularia gibba*, *U. foliosa*, *Limnobiium*, *Hydrocotile*, além de *Typha domingensis*, *Leersia hexandra*, *Eleocharis interstincta*, *E. mutata*, *Sebastiania* sp, *Nymphaea gardneriana*, *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*). As florestas de várzea, com domínio de *E. oleracea* Mart. (açai) margeiam os lagos e seus canais de acesso (SILVEIRA; SANTOS, 2006; COSTA NETO et al., 2007).

Figura 04 – Desenho de um corte transversal da planície de inundação da costa meridional amapaense, por ocasião das marés de sizígia do primeiro equinócio.



Fonte: Lima, Tourinho; Costa (2001) modificado por Belúcio, L.F.

Costa Neto e Silva (2004) descrevem as seguintes unidades fisionômicas de floresta de várzea para a costa amapaense:

- a) Floresta de Várzea de Alto Porte com Grande Frequência de Palmeiras: formações associadas aos terrenos influenciados por água doce, seja ao longo dos meandros dos rios ou nos terrenos planos e alagados da planície costeira amapaense. Diversas espécies de palmeiras (como açazeiro e buritizeiro) adaptaram-se à água doce parada ou em movimento lento, formando bosques relativamente densos. Ainda não há estimativas quanto ao percentual de área ocupado por este tipo de floresta, mas é possível afirmar que sua representatividade é pequena (DRUMMOND; CASTRO-DIAS; BRITO, 2008);

- b) Floresta de Várzea de Porte Mediano com Baixa Frequência ou Ausência de Palmeiras: assemelha-se a anterior em termos de composição específica, no entanto nesta ocorre diminuição ou a total ausência das espécies de palmeiras. Costa Neto e Silva (2004) se referem à presença de florestas de várzea com e sem domínio de palmeiras, no médio e baixo curso dos rios que deságuam no setor atlântico como o Amapá e Araguari. Estes autores listam como espécies comuns nessas matas *C. guianenseis*, *V. surinamensis*, *Cordia umbraculifera* D.C., *Pseudobombax munguba* (Mart. & Zucc.) Dugand., *Gradua* sp., e as palmeiras *E. oleracea*, *Bactris* sp e *M. flexuosa*;
- c) Floresta de Galeria: é uma tipologia de transição entre o cerrado e os campos inundáveis (campos herbáceos e arbustivos). Composta pelas espécies *M. flexuosa*, *E. oleracea*, *Mauritiella aculeata* (Kunth) Burnet., *Desmoncus* sp.; *Annona paludosa* Aubl., *Coccoloba* sp, *Ficus* sp., *S. globulifera* e *Virola* sp.. Nas bordas, em terrenos mais elevados, encontramos espécies como *Lecythis* sp.(sapucaia) e *Hymenaea parvifolia* L. (jatobá);
- d) Aluvial Florestal - Terraços Fluviais: manchas sempre presentes nos terraços mais antigos nos cursos médios dos rios, encontrados na região sul e sudeste do Estado na transição entre a terra firme e as várzeas. Ocorre sobre solos hidromórficos, onde a inundação proveniente do acúmulo de águas pluviais se dá pela drenagem deficiente desses solos aliada à presença do lençol freático superficial (COSTA NETO; SILVA, 2004) ou pelos sistemas fluviais durante as cheias.

FLORESTA DENSE DE PLANÍCIE FLUVIAL DA REBIO PIRATUBA

Ocorre ao longo das margens do rio Araguari e a oeste e noroeste da reserva. Têm estrutura complexa, normalmente rica em palmeiras, como: açai-do-Pará, buriti, tucumã - *Astrocaryum vulgare* Mart., murumuru - *A. murumuru* Mart.. As espécies florestais emergentes mais comuns são: ucuuba, andiroba, samaúma, pracuúba, anani - *Symphonia globulifera* L.f., assacu - *Hura crepitans* L., tachi-davárzea - *Triplaris surinamensis* Cham. e taboca - *Guadua latifolia* (Humboldt & Bonplé) Kunth. Às margens dos igarapés, as espécies predominantes são: verônica - *Dalbergia subcymosa* Ducke, alamanda - *Allamanda* sp. e mamorana - *Pachira aquática* Aublet..

8.2.2 Várzeas do estuário do rio Amazonas

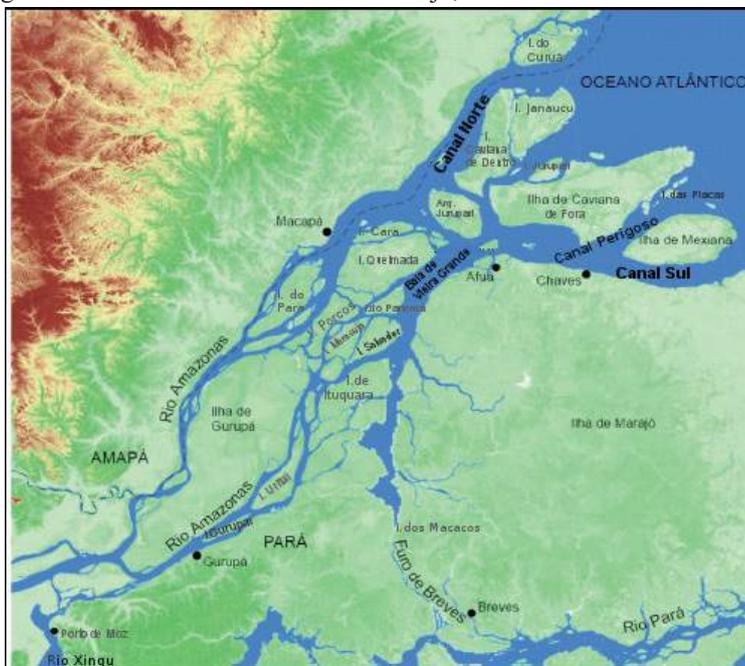
Estão situadas à jusante da confluência do rio Amazonas com o rio Xingu, sendo delimitadas ao norte pelos baixos cursos dos afluentes da margem esquerda; ao sul pelos baixos cursos dos rios e furos das zonas meridionais da ilha do Marajó e dos furos de Breves; a leste, pelo oceano Atlântico; e a oeste pela foz do rio Xingu (LIMA; TOURINHO, 1994). Na região do delta do Amazonas, se estendem para nordeste por 350 a 380 km de extensão (MARTINS, 2010), onde algumas áreas nas margens dos rios e as ilhas fluviais são alagadas duas vezes por dia, ao sabor das marés.

Sob o ponto de vista hidrográfico, a partir da foz do rio Xingu em Porto de Moz, o canal do rio Amazonas se divide em dois¹²: O *Canal Norte*, formado predominantemente por águas do rio Amazonas e o *Canal Sul*, com forte aporte de águas do rio Xingu, havendo pouca mistura entre elas. Ao contornar a ilha de Gurupá, esses canais se multiplicam em meio a um arquipélago a oeste e noroeste da ilha de Marajó (SOARES JUNIOR; HASUI; BEMERGUY, 2012), constituindo o: i) *Canal Norte*, que continua margeando o continente (ao norte); ii) *Canal da Vieirinha*, localizado entre as fileiras paralelas das ilhas de Gurupá, dos Porcos e das Queimadas (a noroeste) e as ilhas de Baquiá, do Caldeirão, da Vieira, de S. Salvador e das Guaribas (a sudeste); e iii) *Canal da Vieira Grande*, entre esta última série de ilhas e as

¹² Os rios Pará e Tocantins não fazem parte da bacia hidrográfica do Amazonas. As águas da foz do rio Amazonas escoam exclusivamente entre o estado do Amapá e a ilha de Marajó no Pará. A única ligação ente os dois sistemas de drenagem se

de Urutuauí, de Ituquara, de Mututi e de Jacaré-açu. Segundo Martins (2010), esses canais desdobrados possuem largura variando entre 2 e 3 até 12 a 15 km, constituindo-se nos maiores canais deltaicos do planeta (Figura 05).

Figura 05 - Imagem de satélite mostrando a foz do rio Amazonas: Macapá à esquerda, a região das ilhas ao centro e a ilha de Marajó, à direita.



Fonte: Soares Junior; Hasui; Bemergui (2012) modificado por Belúcio, L.F.

Sob o ponto de vista meteocanográfico, o rio Amazonas possui a maior descarga fluvial do mundo, cerca de 250.000 m³/s em períodos de cheia e 100.000 m³/s durante a seca, valores superiores aos seus afluentes (Tapajós, Xingu, Tocantins). Os processos estuarinos tridimensionais ocorrem sobre a plataforma em uma zona que pode se estender por mais do que 300 km (GEYER et al., 1996). A maré, na plataforma continental amazônica, é predominantemente semidiurna e é amplificada na região costeira, caracterizando o estuário como de macromaré.

A forte pressão do rio impede a entrada de água salgada, mesmo no período de menor vazão propiciando o ambiente adequado à ocorrência de várzeas de maré.

À medida que se adentra o rio Amazonas as preamares e baixa-mares vão ocorrendo mais tarde e as amplitudes da maré vão ficando menores. Paradoxalmente, na época das cheias do rio, de janeiro a junho, a corrente de enchente é mais forte do que a de vazante, devido aos ventos do NE. De julho a dezembro, quando os ventos predominantes são do E e SE, as correntes de enchente são mais fracas do que as de vazante (BRASIL. DHN, 2013a).

A região tem como características: costa baixa, sem acidentes geográficos notáveis; bancos de areia e lama (que mudam de posição) situados em ambas as margens da barra norte e junto aos canais de acesso; coloração uniforme e barrenta da água do rio, que penetra muitas milhas mar afora, até cerca de 70 m; e fortes correntes transversais de maré (BRASIL. DHN, 2013a). O dinamismo desse ambiente favorece a ocorrência da *pororoca* e a formação de *acrescidos*.

Na *Margem Esquerda do Rio Amazonas* à jusante da foz do rio Xingu as cotas diminuem gradativamente para valores em torno de 150 a 250 m (SOARES JUNIOR; HASUI; BEMERGUY, 2012) e encontram-se as desembocaduras de diversos rios provenientes da planície estuarina do Amapá, tais como: Jarí; Cajui; Maracá; Mutuacá; Anuerá-Pacu; rio Matapi; Cajari e Ajuruxi, bem como outros pequenos rios que nascem nos campos inundáveis abaixo do rio Araguari. Todas as suas águas se dirigem ao Canal do norte do rio Amazonas, formando meandros, diques, furos, paranás e lagoas. O clima predominante é o subtípico *Ami* (área do Amapá).

O trabalho feito por Queiroz (2004) na região estuarina do braço norte do rio Amazonas cita cinco espécies vegetais que ocorrem tanto na várzea baixa como na várzea alta, mostrando uma grande plasticidade ecológica. São elas: andiroba, pracaxi, goiaba-braba, murumuru e açaí.

Costa Neto e Silva (2004) descrevem as seguintes unidades fisionômicas de floresta de várzea para este setor:

- a) Floresta de várzea de alto porte com grande frequência de palmeiras: onde se destacam o açaí, buriti, ubuçu e urucuri, além das espécies arbóreas: pau-mulato, assacu, anani, jenipapo, seringueira, taperebá, mamorana, ucuuba, andiroba, samaúma, pracuúba, mututi, pracaxi, acapurana, entre outras (COSTA NETO; SILVA, 2004; DRUMMOND; CASTRO-DIAS; BRITO, 2008);

Figura 06 – Rio Ajuruxi, na RESEX do rio Cajari.



Fonte: Banhos, J (2010).

POROROCA

O encontro das águas oceânicas e fluviais, por efeito das marés, gera o fenômeno da pororoca. Na maré alta, as ondas do oceano impactam o curso do rio e a água salgada avança veloz e ruidosamente continente adentro por muitos quilômetros. O avanço provoca erosão rápida dos terraços fluviais e das margens, modificando a paisagem natural e rompendo o equilíbrio dos ecossistemas terrestres e aquáticos (SOARES JUNIOR; HASUI; BEMERGUY, 2012).

FLORESTA DE VÁRZEA COM PALMEIRAS

Apresenta uma estrutura exuberante e rica diversidade, sendo predominante nas várzeas dos rios e igarapés de água branca, submetidas a um ciclo diário de enchentes e vazantes por água doce. Essa unidade fisionômica é comum na RESEX do rio Cajari (Figura 06).

- b) Floresta de várzea de porte mediano com domínio de *Guadua* sp.: conhecidas na Amazônia como tabocais, em função do domínio das espécies do gênero *Guadua*, que abriga espécies de bambus nativas do Brasil. Também são conhecidas como taquara, taquari e taquaruçu. Segundo

Costa Neto e Silva (2004), neste setor este tipo de várzea é comum na foz do rio Araguari, apresentando árvores com porte de 15 a 20 m;

- c) Floresta de várzea de porte mediano com domínio de *Mauritia flexuosa* Mart.: são conhecidas como buritizais e encontradas principalmente na planície fluvioestuarina do rio Jerusalém do Pau Mulato, e nas áreas de deposição das margens dos rios Gurijuba, Pedreira, Ipixuna, Matapi, Vila Nova, Mazagão e outros.

As ilhas do arquipélago do Marajó se caracterizam pela grande variabilidade de dimensão territorial e importante diversidade fitofisionômica. Em suas encostas se encontram extensas praias, e em seu interior uma teia hidrográfica (rios, furos, igarapés) que abastece e entrecorta matas de terra firme, várzeas, campos e espaços ocupados pelos ribeirinhos (MARQUES-AGUIAR et al., 2002).

De acordo com pesquisa de Costa Neto e Rosário (2008) na porção norte da Ilha Grande de Gurupá (RDS Itatupã e Baquiá), a vegetação apresenta características semelhantes às várzeas do estuário amazônico, com baixa riqueza de espécies, elevada área basal e pequena similaridade florística entre si. As espécies dominantes são: pracuúba, ucuuba, pracaxi, pacapeua e seringueira. Também se destacam: açai, andiroba, murumuru e anaurera.

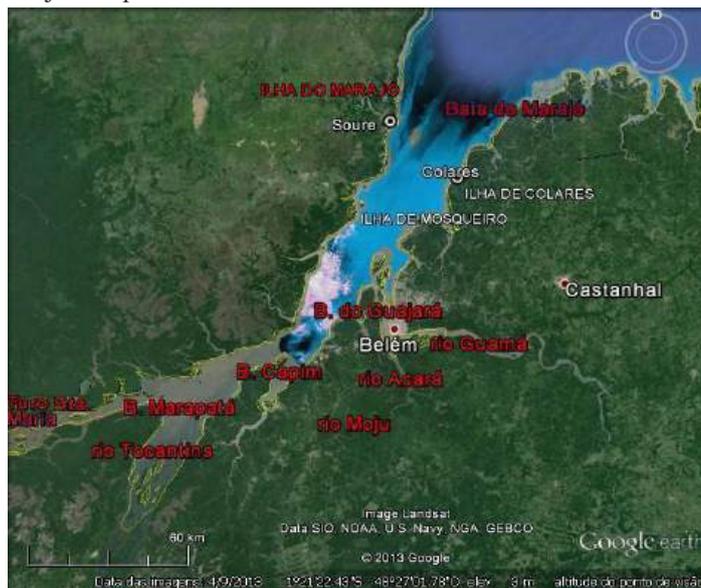
Na *Margem Direita do Rio Amazonas*, zona ocidental da ilha de Marajó (PA) predomina o subtipo Af, clima tropical úmido, com chuvas e temperatura do ar (média de 27°C) bem distribuídas no ano e umidade relativa acima de 80%. Na região mais interna (microrregião de Portel), encontra-se também o subtipo Aw - clima tropical de chuvas máximas no verão e inverno seco (CRUZ SEGUNDO, 2009). As cotas não ultrapassam 60 m (SOARES JUNIOR; HASUI; BEMERGUY, 2012) e encontram-se as desembocaduras de diversos rios provenientes da região Ocidental do Marajó, representada por um emaranhado de furos, paranás e igarapés, os quais inundam e se integram durante as cheias.

Neste setor, há predomínio de vegetação de florestas de várzea, como a virola, a andiroba, o anani, a pracuúba, entre outras, intercaladas por palmeiras, como o açai, o miriti, o murumuru e o babaçu, como encontrada na microrregião Furo de Breves (CRUZ SEGUNDO, 2009). Também há presença de Floresta Densa de planície aluvial sub-região dos furos de Marajó, representativa da fisionomia florística da porção ocidental da ilha de Marajó. A produção agrícola nas várzeas, também, foi muito importante em certa época para a economia do Município, principalmente no cultivo do arroz, estando, hoje, praticamente abandonada. Os locais dos antigos cultivos foram ocupados pelas capoeiras ou florestas secundárias (CRUZ SEGUNDO, 2009).

8.2.3 Várzeas do rio Pará

São várzeas de maré localizadas às margens do rio Pará e de seus afluentes. Segundo Lima, Tourinho e Costa (2001) o rio Pará não é propriamente um rio, mas um conjunto hidrográfico (Figura 7), sem nascente própria, formado por inúmeros rios cujas águas nele desembocam. Entre os seus tributários principais estão o Araguaia, Tocantins, Capim, Acará, Moju, Guamá, Anapu, Jacundá, Pacajás e Araticu.

Figura 07 – Imagem de satélite LandSat– 2013, mostrando o sistema de drenagem do rio Pará ao centro, em azul, Belém à direita, e a ilha do Marajó à esquerda.



Fonte: Belúcio, L. F., (2013). Elaborado a partir de Google Earth. “Rio Pará, PA”.

A partir deste conjunto hidrográfico, origina-se uma sucessão de baías e enseadas, que se estendem da costa sul da ilha do Marajó, desde a baía das Bocas até o oceano, entre as quais: as baías de Curralinho, de Goiabal, do Guajará e a extensa Baía do Marajó. Os aspectos hidrográficos e o regime de inundação são influenciados pelas marés, pela pluviosidade, pelo regime de enchentes, pelas vazantes dos afluentes das margens esquerda e direita do rio Pará e pelo rio Amazonas, através do Furo de Breves.

Na região, o período chuvoso vai de janeiro a junho, e o de menor pluviosidade de junho a novembro (INMET, 2013). No Rio Pará, durante os meses setembro a dezembro, quando é menor a vazão do rio, a água do mar, invade a desembocadura, tornando as águas fluviais nitidamente salobras até o porto de Belém. A ação da maré pode chegar a inverter a direção do fluxo em toda a extensão do rio e baixo curso dos seus afluentes.

Devido às alterações na natureza do solo, regime de inundação e à influência das águas oceânicas, ocorrem variações consideráveis nas associações e na distribuição das espécies vegetais.

O grau de salinidade do rio Pará só se eleva próximo a sua foz, especialmente nos municípios de Vigia, São Caetano de Odivelas, Salvaterra e Soure, sendo, portanto, nesses municípios que as várzeas são substituídas por extensos manguezais e formam florestas com árvores de grande porte (>25 m) e que de acordo com Ferreira; Belúcio e Souza (2013), a vegetação típica está representada por: *Rhizophora mangle* (mangue vermelho); *Avicennia germinans* e *A. schaueriana* (siriúbas); e *Laguncularia racemosa* (tinteira). Essas espécies típicas de manguezal podem colonizar áreas a montante, sem estabelecer populações, em função da competição com as espécies típicas da várzea.

Os afluentes da *Margem Esquerda do Rio Pará*, se formam ao sul da ilha do Marajó, na “região estuarina sul-oriental marajoara”, sendo os rios mais importantes: Piriá, Atatá, Muaná, Atua, Camará, Paracauari e Arari.

Nesse setor, a vegetação de manguezal (floresta halófito fluviomarinha) e dos cordões arenosos litorâneos se expandem, devido à maior penetração da maré salina e à baixa contribuição das águas doces do rio Amazonas, enquanto que, em direção ao interior da ilha, expandem-se formações campestres em

planícies fluviolacustres (campos do Marajó), à medida que diminui a influência das marés e aumenta a influência do regime pluviométrico sazonal (FRANÇA, 2003).

Ao sul da ilha do Marajó, os terrenos de várzea são ocupados por campos baixos, buritizais, mondongos¹³ e lagos. Estes últimos transbordam na estação chuvosa, inundando os campos baixos. O excesso de água flui através de sangradouros¹⁴, a partir dos mondongos e lagos, formando igarapés, riachos, rios, que alimentam o rio Pará.

Segundo Almeida (2005), a flora da várzea marajoara é distinta e especializada, apresentando uma composição mista entre árvores e palmeiras nas manchas mais consolidadas e arbustos e ervas graminosas nos bancos de sedimentos recém colonizados, incluindo espécies de valor econômico (madeireiro). Nas margens dos rios, o arbusto aturiá (*M. lunatum*) forma moitas densas, juntamente com capins e canaranas (*Paspalum repens* P.J.Bergius, *Oryza perennis* Moench, *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees, etc.). Nas matas de várzea, as palmeiras são importantes na economia e fitossociologia local, pois grandes áreas são cobertas por *stands* puros de palmeiras açai e buriti, são os chamados **açaizais** e **buritizais**.

A vegetação de várzea é encontrada principalmente nas inúmeras ilhas do estuário, sendo caracterizada como *Floresta Ombrófila Densa Aluvial Latifoliada*. Neste ambiente predominam espécies com madeira de grande valor econômico como a ucuuba, a sumaúma, a andiroba e o assacu. Como fornecedoras de produtos não madeireiros destacam-se: a seringueira (*Hevea brasiliensis* L.), o açazeiro, o pracaxi (*Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze), o buriti e o taperebá (*Spondias lutea* L.) (BRASIL. GEI, 2007).

Os afluentes da *Margem Direita do Rio Pará*, especialmente o Tocantins e o Araguaia, são os grandes controladores do regime de enchente e vazante locais. Suas vazões mínimas (em agosto) e máximas (em março) coincidem com a diminuição e aumento do volume de água do rio Pará. Outros rios importantes são: Capim, Acará, Moju e Guamá (Figura 08).

O regime sazonal é equatorial, com chuvas abundantes de dezembro a maio, período que concentra 70% das chuvas, sendo o resto do ano de chuvas mais escassas; ocasionalmente, pode ocorrer uma “subseca” (estiagem) entre setembro e novembro (IBGE, 1990).

Em seu trabalho clássico sobre as matas das várzeas do Guamá, Pires e Koury (1958), registraram a dominância das espécies: murumuru (28%), açai (21%), cacau, andiroba, maraiá, ingá e seringueira. Além dessas espécies, Lima (1956) registrou como espécies freqüentes: inajarana (*Quararibea guianensis* Aubl.), jarandea (*Pitecolobium latifolium* (Benth)), breu (*Protium nodulosum* Swart.), ucuuba, seringueira, e assacu. Dentre as árvores mais desenvolvidas (algumas atingiam porte por este considerado gigantesco) estavam a samaumeira, o assacu, a prauúba, a munguba (*Bombax munguba* Mart.), a caxinguba (*Ficus anthelminthica* Mart.) e o jutai (*Hymenaea oblongifolia* Hubber).

¹³ Na Amazônia brasileira: terreno baixo, pantanoso e coberto geralmente de plantas palustres.

¹⁴ Canal natural que liga dois rios, dois lagos ou um rio e um lago.

Figura 08 – Várzea de maré do rio Guamá.

Fonte: Souza, R. A. L.

ASPECTOS OCEANOGRÁFICOS

Segundo dados em DHN (2013), a área de estudo apresenta um regime de mesomarés, com nível médio de 1,94 m; e máximas que podem ultrapassar os 4 m na época de coincidência das marés de sizígia com grandes chuvas, (geralmente março e abril).

Lima (1956) registrou a média de 3,15 m, para as marés de sizíguas, em fevereiro, março e abril para a área do rio Guamá, cerca de 10 km foz acima.

Do mesmo modo, Lima (1956), descreveu os principais tipos de formações florísticas do estuário do rio Pará: a várzea baixa, o igapó, a várzea alta e os campos naturais.

- a) Várzea baixa, estabelecida nas áreas de formação recente (fase inicial da sucessão) e de inundação diária, onde podiam ser encontrados: mururé, canarana, capim rabo-de-rato e aninga. Após a consolidação dos sedimentos, a elevação do nível é realizada pelo aturiá ou pelo mangue; seguindo-se pelas palmeiras típicas das áreas baixas, tais como o buriti e o açai;
- b) Igapó, estabelecido nos trechos centrais, onde o encharcamento é permanente durante o verão e ocorre o acúmulo de água no inverno, sendo comuns: açai (também dominante), anani, ucuuba, mututi (*Pterocarpus amazonicus* Huber.), jarandeuca, anauerá (*Licania macrophylla* Benth.) e as palmeiras marajá (*Bactris* sp.) e caraná. As espécies do igapó em geral apresentam sapopemas e raízes respiratórias, que retêm a folhagem;
- c) Várzea alta, facilitada pela maior retenção de sedimentos, ocorre a invasão das dicotiledôneas arbóreas, decorrente da elevação gradativa do nível do solo. Há grande diversidade de espécies, sem predominância de palmeiras, e com maior número de espécies madeireiras. Com destaque: seringueira, andiroba, pracuúba, assacu, taperebá e cacau (*Theobroma cacao* L.).

Atualmente, o uso do solo é marcado pelas atividades de exploração madeireira, pecuária, agricultura e expansão de áreas urbanas. As atividades econômicas em expansão incluem setores industriais, agropecuária e extrativismo mineral (IBGE, 2002), que trouxe grandes modificações na cobertura vegetal.

Pereira et al. (2005), realizaram reconhecimento da cobertura vegetal de uma área de várzea do rio Guamá, a partir de imagens de sensores remotos e de trabalhos de campo, tendo identificado sete tipos de cobertura do solo:

- a) Floresta Ombrófila Aluvial ($\approx 28,9\%$ da área estudada): floresta latifoliada explorada, que recobre a várzea alta, com árvores como seringueira, assacu e taperebá, e elevada ocorrência de palmeiras, como açai, buriti e marajá;
- b) Vegetação Secundária ($\approx 42,1\%$ da área de estudo): recobre a maior parte da várzea baixa, constituída por capoeiras em diversos estágios de desenvolvimento, com várias espécies de palmeiras;

- c) Campos Naturais ($\approx 13,6\%$ da área de estudo): se distribuem preferencialmente na parte central, também em destaque na várzea baixa; apresentam predominância de gramíneas e arbustos adaptados às condições de encharcamento, com incidência de esparsos conglomerados de palmeiras, entre as quais são evidenciados o buriti e o caraná;
- d) Pastagens Inundáveis ($\approx 8,3\%$ da área de estudo): campos parcialmente enriquecidos com pastagem artificial tolerante à inundação, concentrados a SE, em áreas de várzea baixa mais próximas à terra firme;
- e) Palmeiral ($\approx 3,7\%$ da área de estudo): áreas com elevada incidência e dispersão de palmeiras, entre as quais predominam o buriti e o caraná;
- f) Áreas Deprimidas ($\approx 3,0\%$ da área de estudo): em cotas altimétricas mais baixas em relação às demais, onde provavelmente o solo se apresenta extensa e permanentemente inundado. Englobam três subclasses normalmente ocorrentes em conjunto, adjacentes ou inseridas nos campos naturais:
- Buritizal ($\approx 10\%$ das áreas deprimidas): com padrão homogêneo correspondente ao maior adensamento da palmeira buriti;
 - Pirizal (58% das áreas deprimidas): com predominância de espécies vegetais de pequeno a médio porte, adaptadas às condições de encharcamento como junco, aguapé, aningas, piri etc., entre as quais se destaca a elevada ocorrência de *Ludwigia nervosa* (Poir) H. Hara, incluindo, também, palmeiras mais dispersas, como buriti e caraná;
 - Lago (32% da área deprimida): caracterizada pela presença de maior volume de água superficial e incidência de plantas aquáticas;
- g) Gramíneas + Solo Exposto (0,4% da área estudada): ocorrendo nas áreas de terra firme ou próximas a estas, no limite natural da planície aluvial, próximas às áreas classificadas como pastagens inundáveis.

8.2.4 Várzeas do nordeste paraense e pré-Amazônia maranhense

São várzeas de maré localizadas na costa paraense - desde a foz do rio Pará até a foz do rio Gurupi, e na costa maranhense - desde a foz do rio Gurupi até a baía de São Marcos, se estendendo pela baixada ocidental maranhense.

O clima predominante na região, com base no sistema de Köppen, é do tipo *Am*, por não apresentar uma estação seca definida e a temperatura do ar ser elevada durante o ano inteiro, com reduzida amplitude térmica anual e diária e média dos meses mais quentes, variando em torno de $26,9\text{ }^{\circ}\text{C}$, e a média anual de umidade relativa superior a 80%. São apontados também o tipo *Af* (tropical úmido) com temperatura média do ar de todos os meses maior que $18\text{ }^{\circ}\text{C}$, e *Aw* (clima tropical com estação seca de Inverno) para a área limítrofe Pará-Maranhão e para a costa maranhense (RODRIGUES et al., 2003; SANTOS et al., 1999).

Os meses de maior pluviosidade ocorrem de janeiro a junho e os de menor pluviosidade entre julho a dezembro com alterações locais, em função da dimensão longitudinal da costa (RODRIGUES et al., 2003). A pluviosidade anual apresenta um gradiente do Golfão Marajoara (2.800 – 2.900 mm) em direção a Cururupu, na costa maranhense (1.700 – 2.000 mm) (Base de dados do SiGClima, Embrapa Amazônia Oriental). O estado do Maranhão, apesar de se localizar em uma região com características climáticas de clima úmido, com pequena ou nenhuma deficiência de água, apresenta restrições sazonais com relação à disponibilidade das águas em suas bacias.

Fisiograficamente, o litoral da costa Pará-Maranhão é entrecortado de ilhas, penínsulas e baías,

situadas nas desembocaduras dos rios de curto percurso, mas de boca muito ampla. Nela predominam formações de falésias, praias e sedimentos arenosos e sílicos, mangues, dunas e restingas costeiras (FRANZINELLI, 1992). A região é dominada por um regime de macromarés, semidiurnas, cuja amplitude máxima pode chegar a 6,4 m (BRASIL. DHN, 2013b).

No que diz respeito à hidrografia da região, podemos encontrar rios que deságuam diretamente no oceano Atlântico, tais como os: Marapanim, Maracanã, Pirabas, Japerica, Tracuateua, Caeté e Emboraí (do nordeste paraense); Gurupi (na divisa do Pará e Maranhão); Maracaçumé, Turuaçu, Uru, Ipericumã (da pré-Amazônia maranhense). Assim como os que lançam suas águas no Golfão maranhense: Mearim, Itapicuru e Munim.

As *Várzeas das Reentrâncias Pará-Maranhão* ocupam a faixa litorânea desde Curuçá, no Pará (Golfão Marajoara) até o município de Alcântara, no Maranhão (Golfão Maranhense). Este setor apresenta costa baixa recortada por estuários, planície lamosa, de macromarés e gradiente suave, possui rica rede de drenagem, além de estar em contato direto com o oceano Atlântico.

As principais unidades morfoestruturais do setor, segundo mapeamentos do RadamBrasil (1974) são: O Planalto Rebaixado da Amazônia e o Litoral de Rias e Mangues.

Neste setor, destaca-se a bacia dos rios Marapanim (Figura 09), Caeté e Gurupi, este último ocupando áreas limítrofes entre os estados do Maranhão e Pará. Os rios do nordeste paraense têm suas cabeceiras em faixas mais elevadas (30 a 50 m) (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001). A localização em área de planalto favorece o desenvolvimento de uma rede composta por rios de baixa hierarquia fluvial (provavelmente de rios de até quarta ordem, com exceção dos rios maiores).

Franzinelli (1982; 1992) compartimentou esta costa em: (1) Oeste da baía de Pirabas, onde as baías costeiras recortam as falésias ativas do Planalto Costeiro e; (2) Leste, onde o Planalto Costeiro recua em direção ao sul, constituindo falésias mortas e as baías recortam a planície costeira. No compartimento (1), o planalto costeiro, atinge a linha de costa e a planície costeira é estreita, enquanto que no compartimento (2), o planalto costeiro é reduzido constituindo falésias inativas e as planícies costeiras tornam-se mais largas (30 km de largura) (SOUZA FILHO, 2001).

Figura 09 – Várzea do rio Marapanim.



Fonte: Belúcio, L. F.

VÁRZEAS DO NORDESTE PARAENSE

Na foz, baixo curso, furos e canais, a água é muito barrenta (baixa transparência). A amplitude de maré pode ser superior a 4 m. Segundo Lima; Tourinho e Costa (2001), durante a baixa-mar, nas baías e enseadas, e região litorânea adjacente, emergem inúmeros baixios de tijuco e bancos de areia.

Os canais de drenagem estão modificados devido a fatores como: assoreamento, barragem artificial, presença de balneários, proximidade com áreas cultivadas e pastagens.

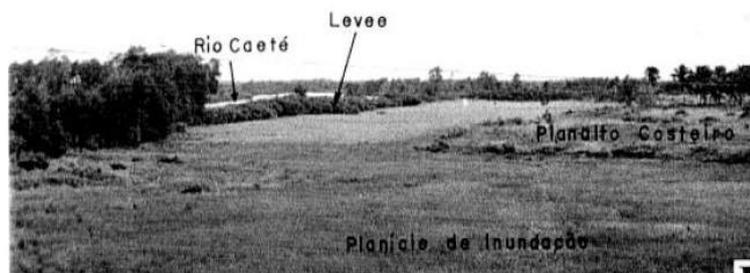
Souza Filho e El-Robrini (1996), caracterizaram a península Bragantina em três unidades: (1) Planície Costeira, que representa formações como os *chenier*¹⁵, planícies arenosas como as praias e croas, pântanos salinos, dunas costeiras e manguezais localizados nas partes mais altas; (2) Planície Estuarina,

¹⁵ barreira arenosa sobre o manguezal.

formada por canais estuarinos, córregos de maré (igarapés) e planície de inundação (colonizadas por manguezais e marismas); e (3) Planície Aluvial, formada por canal meandrante, planície de inundação e diques marginais (Figura 10).

A vegetação de restinga (costeira) geralmente se situa atrás das praias, particularmente sobre as dunas. Os bosques de mangue são predominantes na região, sendo típicos das planícies de maré sob influência de água salobra, ou planícies fluviomarinhas, sob condições fisiográficas ideais. As formações campestres aparecem como interrupções da floresta. Entre as quais se destacam: savanas, com trechos mal drenados; pirizais, bolsões marginais aos rios; campos de várzea; campos litorâneos e campos brejosos de restinga (PIRES, 1973).

Figura 10 - Fotografia aérea mostrando as unidades da Planície Aluvial do rio Caeté: canal meandrante, planície de inundação, diques marginais e o Planalto Costeiro.



FORMAÇÕES VEGETAIS DAS REENTRÂNCIAS PARÁ-MARANHÃO

Refletem a diversidade do relevo e são influenciadas em diferentes intensidades pela dinâmica estuarina e fluvial. Assim podem ser encontradas: vegetação de restinga (costeira), vegetação de manguezal, vegetação de campos naturais inundáveis, floresta aluvial e vegetação secundária.

Fonte: Souza Filho; El-Robrini, (1996).

A vegetação de campo natural inundável é característica de terrenos baixos, com cotas inferiores a 5 m, planos, e sujeitos à influência pluvial (IBGE, 1990; FRANÇA, 2003). Localiza-se entre as áreas de vegetação secundária e de manguezal. Esta vegetação passa a maior parte do ano alagada (6 - 8 meses), e se desenvolve em um solo hidromórfico, argiloso, que se apresenta inadequado ao estabelecimento da vegetação arbórea (IBGE, 1990), mas ideais para espécies de brejo herbáceo (várzea) e de mata aluvial, como *Nymphoides indica* O. Kuntze, aguapé-da-flor-miúda, coração-flutuante, mururé.

Segundo Oliveira Junior et al. (1998), os campos de várzea apresentam uma fisionomia uniforme, com espécies ecologicamente adaptadas ao alagamento, tais como: canarana (*Panicum* spp.), aturiá (*M. lunatum*), capim-de-marreca (*Paratheria prostata*), junco e piri (*Cyperus giganteus* Vahl). Nas áreas mais altas (tesos), a vegetação é arbustiva, indicando melhor drenagem, se encontra o babaçu (*Orbignya martiniana* B.Rodr.). Este compartimento vegetacional é usado para a exploração da pecuária, em especial de bubalinos.

A vegetação de várzea é típica da planície aluvial. Este relevo possui um solo hidromórfico e gleizado, sendo que a sua vegetação recebe a influência da maré dinâmica, portanto, é influenciada pela água doce e apresenta-se como complexa e bastante diversificada, densa, com cobertura uniforme (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001). As espécies são adaptadas a condições de excesso de água por vários meses, e são ricas em palmeiras nos estratos intermediários e lianas lenhosas, herbáceas e grande número de epífitas (IBGE, 1991). Dentre as espécies presentes neste setor destacam-se o açaizeiro, *E. oleracea* Mart.

As matas de várzea compõem-se de espécies florestais de porte mediano e ocorrências de alguns indivíduos de menor porte e são caracterizadas pela grande proporção de madeiras moles, sem valor comercial, com exceção da andiroba (*C. guianensis*), assacu (*H. creptans*), breu-branco-da-várzea (*Protium unifolium*), jenipapo (*Genipa americana*), ingá (*Inga disticla*), louro-da-várzea (*Nectandra amazonicum*), taperebá (*S. lutea*), samaúma (*C. petandra*) e buriti (*M. flexuosa*) (RADAMBRASIL, 1973).

Batista et al. (2011) realizaram levantamento botânico na RESEX Chocoaré-Mato Grosso (Santarém Novo, PA) e encontraram baixa similaridade florística entre as áreas, e as espécies mais abundantes e frequentes foram *E. oleracea* (bem distribuída e abundante), *P. amazonicus*, *S. globulifera* e *V. surinamensis*.

CEMA (2010) realizou mapeamento da vegetação das cabeceiras das sub-bacias dos rios Bacabal, Morcego, Aguiar, Tabocal e Peixes, nos municípios de Primavera, Quatipuru, Salinópolis e Capanema e observaram que, de uma forma geral, as unidades de vegetação mapeadas se encontram muito alteradas, não tendo sido encontrada nenhuma área íntegra. Foram identificados poucos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Aluvial (ao longo dos flúvios). Em seu trecho mais íntegro, foram encontradas espécies comuns a este tipo de formação: Ucuuba, umiri, abiurana, taxi, mangirana, mandioqueiro, goiabinha-da-mata, entre outras. A fisionomia florestal se apresentou com árvores adultas com mais de 35 metros de altura, dossel fechado, sub-bosque uniforme, raízes tabulares e solo encharcado.

Segundo Abdala; Saraiva e Wesley (2012), as florestas de várzeas ou igapós da região já foram parcialmente desmatadas para cultivo de arroz, principalmente às margens do médio e alto rio Caeté. Nos igarapés são percebidas a presença de bosques colonizados por palmeiras de açai (*E. oleracea*), inajá (*Maximiliana maripa* (Aubl.) Drude), babaçu (*Orbignya phalerata* Mart.) e buriti (*M. flexuosa*).

Os ecossistemas naturais desse setor são alterados por atividades antrópicas como: processo de ocupação desordenado das terras, desmatamento, falta de prática de manejo sustentável, queimadas e fragmentação dos ecossistemas.

A *Baixada e o Golfão Maranhenses* ocupam a faixa fluviestuária a partir do município de Alcântara, no Maranhão. O Golfão Maranhense é uma área resultante da erosão fluvial do Quaternário antigo, colmatada, com uma série de ilhas, lagoas, planícies aluviais e rios (IBGE, 1984), enquanto que a Baixada Maranhense é representada por terras baixas, planas e inundáveis, com campos, matas de galeria, manguezais e bacias lacustres.

A Baixada Maranhense é a região a oeste e sudeste da Ilha de São Luís, que se estende por mais de vinte mil km² (Figura 11). Segundo Mello e Mochel (2002) é caracterizada por campos inundáveis de água doce, mas que recebem influência das marés em boa parte do ano.

A economia da Baixada Maranhense é basicamente de subsistência e as principais atividades econômicas são extrativismo vegetal (babaçu) e pesca.

Figura 11 – Vista da Baixada Maranhense (MA) no período chuvoso.



SISTEMA HIDROGRÁFICO DA BAIXADA MARANHENSE

Apresenta um sistema hidrográfico anastomosado e labiríntico, sendo inundada pelos rios Mearim, Pindaré, Grajaú e Pericumã, durante as chuvas de verão, alimentando suas extensas várzeas e numerosas lagoas. As numerosas lagoas fluviais, extensas várzeas inundáveis são recobertas por palmeiras de *M. flexuosa* e *Euterpe. edulis*.

O Golfão Maranhense consiste num grande e complexo sistema estuarino, de formação Pleistocênica que encerra baías, estuários, estreitos, igarapés, enseadas, inúmeras ilhas, uma vasta área de manguezal, falésias, pontais rochosos, praias de areia quartzosas, dunas e paleodunas, planícies de marés, dentre outras. Comunica-se com oceano Atlântico através da abertura compreendida entre a baía de Cumã e a baía dos Tubarões, se continentaliza por meio da baía de São Marcos e São José (MOCHÉL, 2011).

Segundo Mello e Mochel (2002), o Golfão maranhense é formado pelos estuários dos rios Mearim, Pindaré, Grajaú, Itapecuru e Munim, entre outros menos expressivos. Os principais estuários do Golfão Maranhense são orlados por manguezais e matas de várzea.

Os rios da Pré-Amazônia maranhense tem seu curso dividido em trechos: o primeiro localizado em vales altos, entre as serras ou chapadões centrais, de onde emanam olhos d'água e pequenos igarapés, que se reúnem em depressões com *açãizais* ou *buritizais*, de onde nascem os rios; o segundo com presença de corredeira e com margens bastante erodidas; e o último formado nas baixadas e estuários, com fluxo lento e meandrado, onde podem ocorrer a pororoca e sob influências das marés (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001).

No Golfão Maranhense ao longo da planície fluviomarinha e fluviolacustre, nas áreas de inundação os campos são formados de gramíneas principalmente das espécies *Panicum spp* (canarana), *Cyperus giganteus* (junco), *M. lunatum* (aturia), *Aronopus barbatus* (capim cabeludo), *Andropogon minarium* (capim-açu) entre outras (PEREIRA, 2012).

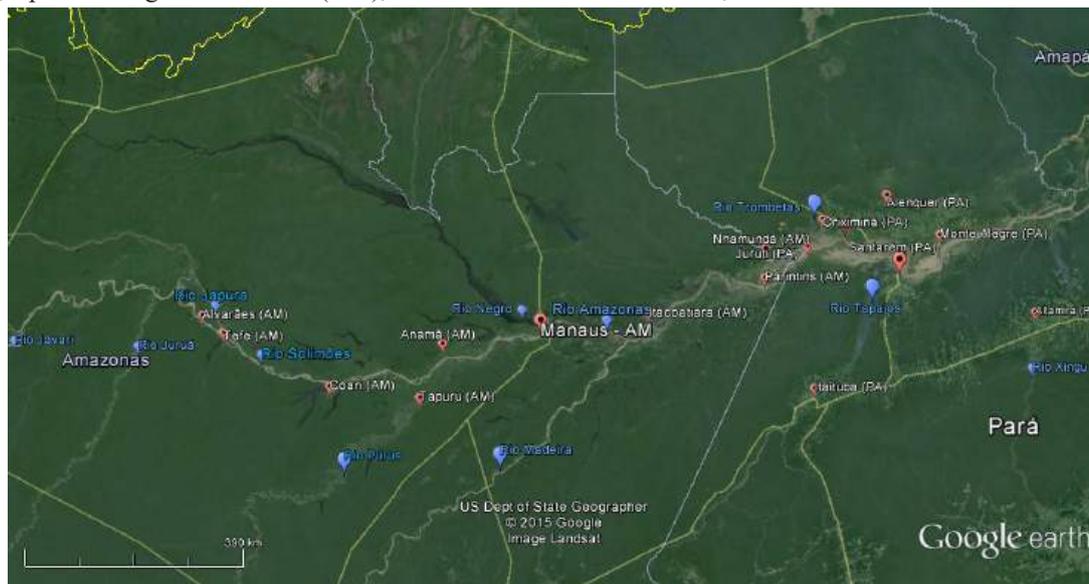
Nas matas de várzeas deste setor destacam espécies como marajá (*Bactris brongniartii* Mart), faveira (*Maclobium acaciaefolium* Benth), guarimã (*Schnosiphon arouma* Koern), arariba (*Symmeria paniculata* Benth), criviri (*Mouriri guianensis* Aub), paparaúba (*Simarouba* sp), jeniparana (*Gustavia augusta* L.), titara (*Desmoncus* sp), ingá-pé-de-galinha (*Inga edulis* Mart), entre outras. As matas de várzeas circundam os campos formando as enseadas ou acompanhando a embocadura dos rios, suportam pulsos d'água ao longo do ano que podem chegar a até 1,5 metros entre o período seco e o inundado (PEREIRA, 2012).

Além dos desmatamentos e queimadas nos vales dos rios Mearim e Pindaré, oriundos da atuação histórica do homem nas frentes de ocupação para o cultivo de algodão e a exploração de babaçu, o equilíbrio ambiental da região vem sendo seriamente afetado pela criação extensiva de búfalos, caça e pesca predatórias, implantação de barragens e de projetos de irrigação nas margens dos rios e cercanias dos campos, com o uso indiscriminado de agrotóxicos.

8.2.5 Várzeas do Solimões, dos seus afluentes e do rio Madeira

Ocorrem desde a região do rio Javari até a foz do rio Negro, ocupando a extensão de 1.500 km. Nesse trecho a montante da sua confluência com o rio Negro, o rio Amazonas é denominado de Solimões (Figura 12). É uma área dominada por rios e lagos, com cobertura de floresta densa típica da Amazônia.

Figura 12 – Imagem LandSat– 2013, mostrando as várzeas do Solimões/Madeira e de seus principais tributários (à esquerda) e, a partir da região de Manaus (AM), as várzeas do Baixo Amazonas, o trecho do rio Amazonas até a área do rio Xingu (PA).



Fonte: Belúcio, L. F. (2015). Elaborado a partir de Google Earth. “Rio Solimões-Amazonas”.

Nesta região, predomina o clima tropical de monção (tipo *Am*), com base na classificação climática de Köppen. As principais características são: estação de inverno ausente, ocorrência de precipitação em todos os meses do ano e temperatura média do mês mais frio do ano acima de 18°C. Também são encontrados os tipos *Af* (tropical úmido) e *Aw* (tropical com inverno seco). A temperatura média anual é de 27° C com sensível diminuição de amplitude térmica no período das chuvas. Geralmente, de junho a agosto, devido às entradas de frentes frias de origem polar, ocorre o fenômeno denominado friagem, causando diminuição relativa da temperatura durante poucos dias (NIMER, 1979; SOARES, 2012).

Na Amazônia central, foram registradas precipitações acima de 2.500 mm.ano⁻¹, com máximo de janeiro a maio (inverno regional) e mínimo de julho a outubro (no verão amazônico), embora tenham regiões (na fronteira entre Brasil, Colômbia e Venezuela) em que o total anual atinge 3.500 mm, sem período seco. A umidade relativa do ar é sempre elevada, com 80 a 90% nos meses mais chuvosos e mínimo de 75% (nos menos chuvosos) (FIGUEROA; NOBRE, 1990; SOARES, 2012).

Na bacia Amazônica, o ciclo hidrológico é fortemente sazonal, em virtude do regime de precipitações, com forte atividade convectiva, que se apresenta meses chuvosos em diferentes períodos no Norte e no Sul da bacia, sendo no inverno e no verão austral, respectivamente (FIGUEROA; NOBRE, 1990; HOREL; HAHMANN; GEISLER, 1989; KOUSKY; KAYANO; CAVALCANTI, 1984 e SALATI; MARQUES; MOLION, 1978). Desse modo, os grandes tributários do sistema Ucayali-Solimões-Amazonas atingem o seu nível máximo em diferentes épocas do ano, provocando certo equilíbrio do nível do rio (SOARES, 2012).

De acordo com Ayres (1995), o alagamento sazonal do rio Solimões causa uma elevação anual de 10 m no nível da água, chegando a atingir na Amazônia Central sua máxima inundação aproximadamente nos meses de junho a julho e com vazão mínima de outubro a novembro. Durante os meses de dezembro a junho ou julho (época de enchente-cheia) a subida das águas é lenta e durante os meses de agosto a novembro (época de vazante-seca) a descida é bem mais rápida.

Os grandes rios do Alto Amazonas têm suas cabeceiras localizadas nos Andes, onde processos erosivos intensos formam vales profundos, sendo o material erodido transportado para terras mais baixas, onde é depositado. Os rios e riachos andinos podem ter águas claras ou turvas, dependendo dos

escorregamentos. O sedimento originado desses processos, ao longo do tempo geológico, preencheu a porção a oeste das planícies da bacia Amazônica (SIOLI, 1984).

Conforme Teixeira e Cardoso (1991), no alto Solimões, as várzeas têm alta potencialidade de produção de alimentos devido à qualidade elevada destes sedimentos, destacando-se a macaxeira e a mandioca.

A paisagem se modifica nas várzeas do Solimões da Amazônia Central, tornando-se mais homogênea, sem muitas diferenças ecológicas entre várzea e terra firme. Os rios não correm mais sobre terrenos rochosos, erodindo suas próprias margens e formando meandros. O material arenoso carreado torna as águas turvas e amareladas, com o sedimento mais fino em suspensão, e produz bancos de areia (Figura 13).

Figura 13 – Rio com meandros e bancos de areia nas várzeas do Solimões.



PAISAGEM DA BACIA DO SOLIMÕES

Esses processos de erosão e deposição criam uma paisagem dinâmica na região, com a migração dos meandros rio abaixo, os mais antigos são abandonados, formando lagos com formato de ferradura, e novos vão sendo criados. Os rios Solimões e Japurá são os principais rios que banham as planícies inundáveis da região de várzea do Solimões. Estas planícies possuem um mosaico de corpos d'água, que em conexão com os rios, se ramificam, formando lagos e igarapés no interior das várzeas da região (HENDERSON, 1999).

Fonte: Ferreira, C. P.

As amplas áreas de várzea são cobertas por florestas tolerantes ao regime de inundação e, ao longo do gradiente de inundação ocorrem diferentes comunidades florestais adaptadas a esse regime (AYRES, 1995; WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002).

A várzea do rio Solimões-Amazonas é caracterizada por diversos tipos de formações vegetais, que obedecem geralmente às condições ecológicas locais como: topografia, textura dos sedimentos, duração, frequência e altura das enchentes/cheias e velocidade da correnteza das águas.

Nas *Planícies do Solimões da Amazônia Central* ocorrem numerosos minibiomas anastomosados, representados por várzeas, florestas beiradeiras, aningais, florestas de várzeas e vegetação rasa em remanescentes de restingas fluviais arenosas. Podem-se destacar três tipos de *habitats*: as restingas altas e baixas e os chavascals.

As florestas sazonalmente inundadas nas terras altas que margeiam os lagos (uma das unidades representativas da várzea), que incluem os chavascals e parte das restingas, constituem outra importante área de alimentação, e muitas espécies de peixes dependem dos frutos e sementes dispersados durante a estação inundada nestas áreas (MCGRATH et al., 1993).

Segundo Hess et al. (2003), a floresta alagada do Solimões/Amazonas compreende 28% das áreas alagáveis da Amazônia Central. Nela a distribuição da vegetação é determinada por diversos fatores, entre eles a duração das fases terrestre e aquática e a estabilidade do habitat, influenciado por processos de erosão e sedimentação, promovendo uma zonação característica de grupos de espécies ao longo do

gradiente de inundação (JUNK; PIEDADE, 1997; WITTMANN; JUNK, 2003; WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004).

Em levantamento realizado no trecho entre Tabatinga e Manaus, Albernaz et al. (2004), ocorreram 335 espécies de vegetais arbóreos. Em toda esta região as áreas visitadas eram predominantemente florestadas. Estas florestas eram, em geral, mais altas que as do trecho do rio Amazonas, mas aparentemente mais baixas que as do estuário. O trecho entre Tefé e Manaus foi gradativamente apresentando maior intensidade de ocupação humana.

O trecho da calha entre Manaus e Tabatinga apresentou 67 espécies em comum com o estuário e 121 espécies em comum com a área entre Manaus e Almeirim. Albernaz et al. (2004) citam as espécies com distribuição restrita à parte ocidental (acima de Manaus): *Aniba guianensis* Aubl., *Cedrella odorata* L., *Copaifera* sp., *Couroupita guianensis* Aubl., *Minuartia guianensis* Aubl., *Ocotea cymbarum* Kunth., *Vatairea guianensis* Aublet. e *Virola elongata* (Benth.) Warb.

Especialmente, na região de confluência dos rios Japurá e Juruá (Figura 12), está a região mais bem estudada é a RDS Mamirauá, localizada na Amazônia Central, cerca de 70 km do município de Tefé. Cobre uma área de 1.125.000 hectares de várzea entre os rios Japurá, Solimões e canal Auati-Paraná. Esta RDS é contígua com a RDS Amaná e o PARNA do Jau, formando um bloco de 6.000.000 ha de áreas protegidas.

Apresentando valores de precipitação entre 60 e 450 mm, mais elevados entre janeiro e abril, tem médias de inundação de cerca de 10,8 m (WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004) e solos hidromórficos, com elevada fertilidade (QUEIROZ, 2005).

As restingas, devido a maior deposição de sedimentos, formam terrenos mais elevados e permanecem alagadas por 4 a 5 meses por ano, e os chavascals, que são as depressões que se interpõem entre as faixas de restinga, permanecem sob as águas por 8 ou 9 meses por ano.

Na Reserva Mamirauá, Albernaz e Ayres (1999) citam a ocorrência de: Euphorbiaceae: *H. crepitans*, Bombacaceae: *C. pentandra*, Lauraceae: *Ocotea cymbarum* H.B.K; Myristicaceae: *V. surinamensis* (Rob.) Warburg; Moraceae: *Naucleopsis concinna* (Standl.) C. C. Berg, Clusiaceae: *Calycophyllum spruceanum* (Benth.) K. Schum. e *C. brasiliensis* Cambess.

Nessa mesma área, Rocha (2004) cita entre outras plantas: Annonaceae: *Annona montana* Mac Fadyen; *Duguetia megalocarpa* Maas; Arecaceae: *E. oleracea* Mart. (Açaí do Pará); *Euterpe precatoria* Mart. (Açaí do Amazonas); *Geonoma maxima* (Poit.) Kunth; *M. flexuosa* L.f.; *Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl.; Apocynaceae: *Aspidosperma macrocarpon* Mart.; *Himatanthus tarapotensis* (Schumann) comb. nov. Bombacaceae: *P. munguba*, Euphorbiaceae: *Hevea brasiliensis* Müll. Arg.; *H. paucifolia* (Spr. Ex Bth.) Muell. Arg.; Moraceae: *Maquira coriacea* (Karst.) C.C.Berg., *Naucleopsis ulei* (Warburg) Ducke, Myristicaceae: *Virola michelli* Heckel; *V. mollissima* (Poepp. ex A. DC.) Warb.; Mimosaceae: *Inga heterophylla* Willd.; *Inga* spp.; Lauraceae: *Licaria chrysophylla* (Meisn.) Kosterm.; *Nectandra amazonum* Nees e Simaroubaceae: *Simaba guianensis* Aubl..

Na *Margem Direita do Solimões*, as águas dos rios Solimões, Juruá, Madeira e Purus são brancas, apenas no Jutai são classificadas como pretas. Os sinuosos rios Juruá e Madeira, correm ao longo de uma extensa planície, a qual recebe grande carga de sedimentos. As áreas alagadas dos rios de água branca são caracterizadas pela presença de sacados, rios, lagos em ferradura, restingas, campos alagados e ilhas de capim flutuante. Os rios de água branca e preta têm seus leitos encaixados e pouca carga sedimentar. Em alguns trechos, as áreas alagadas são estreitas ou mesmo inexistentes (SANTOS, 1996).

a) Planícies do rio Juruá:

Na região do Juruá, o clima com base na classificação de Köppen é do tipo Af, condicionado pela elevada pluviosidade, estando a região limitada pelas isoietas de 2.250 e 2.750 mm. Tanto a temperatura quanto a chuva sofrem um mínimo de variação e a umidade relativa do ar geralmente permanece acima de 90% (RADAMBRASIL, 1977).

No Baixo Juruá, o período chuvoso inicia-se em novembro, atingindo os maiores índices entre os meses de janeiro e abril, com uma média de 224 dias de chuva, sendo 40 de verão (julho a novembro), e 184 do inverno (dezembro a junho). A temperatura média do ar apresenta pequena amplitude térmica (em torno de 24 °C) (LEDUC, 2007).

Na região da RESEX do Médio Juruá, o pico da estação chuvosa pode ficar entre abril e junho e a estação seca, entre setembro e outubro, dependendo de fenômenos climáticos que interferem no sistema de chuvas (SILVA, 2011). Nessa RESEX, os comunitários retiram das várzeas: *Ocotea* spp, *Calophyllum brasiliense*, *M. huberi*, *C. guianensis*, *Platymiscium ulei* Harms, *H. crepitans*, *Vouacapoua pallidior*; *Swartzia platygyne* Ducke, e *Cedrela fissilis* Vell, para utilizar na construção e reparos nas casas, na confecção de chalanas, remos e pequenos utensílios de uso doméstico e ainda para lenha e produção de artesanatos (CUMARU, 2006).

Na área entre o Juruá e o Purus, Mello; Souza e Belúcio (1996, 1997) realizaram pesquisas nas várzeas de Tefé, Urucu e Coari (AM), registrando as paisagens típicas, bem como, as espécies representativas (Figuras 14 e 15).

As principais famílias e espécies registradas foram: Arecaceae: *A. jauari* Mart.; Annonaceae: *Annona hypoglauca* Mart., *A. jahnii* Saff.; Apocynaceae: *Odontadenia cognata* Woodson, *Aspidosperma cf. excelsum* Benth; Bignoniaceae: *Anemopaegma floridum* Mart. ex DC.; Bombacaceae: *C. pentandra*, *P. munguba*; Cecropiaceae: *Cecropia membranacea*; Clusiaceae: *Calophyllum brasiliensis* Cambess; Euphorbiaceae: *Alchornea schomburgkii* Klotzsch; Fabaceae: *Acosmium nitens* (Vogel) Yakovlev, *Andira inermis* (W.Wright) Kun ex DC.; Lamiaceae: *Aegiphylia filipes* Mart.ex Schaw.; Lauraceae: *Aniba guianensis* Aubl.; Lecythidaceae: *Couroupita guianensis*; Leguminosae: *Acacia paniculata* Willd.; Meliaceae: *C. guianensis*; Menispermaceae: *Abuta grandifolia* (Mart.) Sandwith; Mimosoideae: *Inga nobilis* Willdenow; Moraceae: *Brosimum guianensis* (Aubl.) Huber; Rubiaceae: *Amaioua guianensis* Aubl.; Sapindaceae: *Allophyllus amazonicus* Radlk.; Simaroubaceae: *Simaba guianensis* Aubl (Figura 14); Vochysiaceae: *Qualea acuminata* Spruce ex Warm., *Vochysia floribunda* Mart.); Violaceae: *Amphirox surinamensis* (Miq.) Eichl;

Figura 14 - Vista da várzea do Rio Coari (AM).

Fonte: Ferreira, C. P.

Figura 15 - *Simaba guianensis* Aubl (cajurana).

Fonte: Ferreira, C. P.

b) Planícies do rio Purus:

As planícies inundáveis do rio Purus, com cerca de 21.000 km² ao longo de suas margens e 5% (375.000 km²) da área da bacia Amazônica, constituem a maior área de várzea entre os afluentes do rio Amazonas (GOULDING; BARTHEM; FERREIRA, 2003). O baixo rio Purus apresenta uma precipitação anual total de cerca de 2.000 mm e a temperatura média é em torno de 24 °C. O período chuvoso ocorre entre dezembro e fevereiro, com o pico das cheias de maio a julho e os níveis mais baixos ocorrem nos meses de outubro e novembro (HAUGAASEN; PERES, 2006). Na FLONA Mapiá-Inauini (Purus), os rios, em geral, apresentam-se de forma meândrica com pequenos trechos retilíneos. Este caráter leva à formação de bancos de areia nos leitos, com o aumento das distâncias da navegação fluvial, e à ocorrência de diversos lagos formados por meandros abandonados ao longo da várzea dos rios e igarapés.

A vegetação das várzeas é caracterizada por apresentar dossel elevado com indivíduos emergentes. A floresta é mais alta em direção ao interior, acompanhando a sedimentação mais antiga, onde se destacam: *Calycophyllum spruceanum* (Benth.) Hook. f. & K. Schum., *C. pentandra*, *Dalbergia* sp., *Cecropia* spp., *Macrolobium* sp., *Hevea* sp., *Virola* sp., entre outras. O estrato intermediário é composto por indivíduos jovens das espécies que compõem o estrato arbóreo e pela presença de muitas lianas que emprestam um aspecto mais denso à mata. O estrato herbáceo é bastante denso, formado por muitas espécies da família das Heliconiaceae, Maranthaceae e Gramineae. Além da dinâmica do alagamento das várzeas, há também a dinâmica de desbarrancamento das margens, que lança grandes porções da vegetação no leito do rio (SILVA, 2009).

Silva (2009) observou atividades como extração seletiva de madeira e desmatamento para colocação de roçados. Em função destas ações antrópicas, verificou que em algumas áreas a vegetação apresenta alterações de fisionomia, tornando-se bastante aberta.

Este autor caracterizou as várzeas dos igarapés, os quais recebem forte influência do rio Inauini. Acima da foz, os igarapés se apresentam fortemente meândricos, sofrendo desbarrancamento do lado externo das curvas com conseqüente retirada da cobertura vegetal. O dossel da vegetação de várzea apresenta em torno de 30 m de altura, com alguns indivíduos emergentes de grande porte como: *C. pentandra* e *Ficus* sp.. Outras espécies bastante comuns ao longo destes cursos d'água são: *Cecropia* sp., *Inga* sp., *Triplaris surinamensis* Cham., *Eschweilera* sp. e palmeiras como o *Astrocaryum jauari* Mart.. O estrato intermediário é composto por indivíduos jovens do estrato arbóreo e estrato herbáceo, com muitas espécies da família das Heliconiaceae, Maranthaceae e Graminae.

Poucas pesquisas botânicas foram realizadas nesta região (ALBERNAZ et al., 2004; HAUGAASEN; PERES, 2006). Dessa forma, Hopkins (2007) a considera como de conhecimento botânico particularmente baixo, mas onde se espera que a biodiversidade seja alta e, que contenha relativamente mais espécies não descritas;

c) Várzeas do rio Madeira:

A bacia do rio Madeira é a maior área de drenagem (1.3106 x km²) e a segunda em descarga (0,992 x 1012 m³) dentre os afluentes do rio Amazonas. Abrange os rios médio e alto Madeira, Marmoré, Guaporé, Madre de Diás e Beni, que se estendem pelos territórios do Brasil, Peru e Colômbia (SANTOS, 1996). As águas do Madeira são fortemente barrentas ou “brancas”, caracterizadas pela presença de áreas de várzea nas suas margens, enquanto seus tributários apresentam águas claras. Os maiores destes tributários de águas claras, como o rio Aripuanã e o rio Machado (Ji-Paraná), estão localizados na margem direita. O rio Madeira apresenta ainda tributários de menor porte com águas pretas (GOULDING; BARTHEM; FERREIRA, 2003).

A heterogeneidade paisagística presente na bacia do rio Madeira garante alta diversidade por oferecer ambientes distintos como campinas, cerrados, florestas de terra firme e de várzea, buritizais, tabocais, e águas barrentas, pretas e transparentes.

Em suas várzeas, destacam-se como espécies emergentes: *Schizolobium amazonicum* Ducke, *C. pentandra* e *Maquira coriacea* (H.Karst.) C.C.Berg, além de *Cecropia* spp., *Inga* spp., *Muntingia calabura* L. e *Gynerium sagittatum* (Aubl.) P.Beauv. Cipós e arbustos abundantes na borda da floresta (PERÍGOLO; SIMON; MEDEIROS, 2013).

8.2.6 Várzeas do Baixo Amazonas

São várzeas sazonais (PRANCE, 1979), que se estendem ao longo do rio Amazonas, desde a foz do rio Negro até a foz do rio Xingu, excluindo-se o rio Madeira (LIMA; TOURINHO, 1994).

Nesse trecho (Figura 12), o rio apresenta um leito estável, sem meandros, delimitado por extensas praias ou por rochas duras, sem desgaste das margens, ao passar por um vale de 20-100 km de largura, formado em depósitos terciários das formações Barreiras ou Alter do Chão ocorre uma transformação na paisagem. A maior parte do fundo do vale, formado por aluvião de origem andina mais recente, forma as várzeas, constituídas por um substrato diferente da terra firme adjacente (ADAMS, 2002).

Quando a cheia anual inunda o vale por vários meses, a correnteza diminui, e os sólidos em suspensão de sua água cor ocre começam a ser depositados. A maior quantidade de sedimento, e aqueles de maiores dimensões, depositam-se primeiro, próximo ao rio, onde formam “represas” naturais (SIOLI, 1984).

A água que invade a várzea vinda da terra firme adjacente, através dos tributários do rio Amazonas, não carrega tanto material em suspensão, sendo transparente e com uma composição química diversa da do rio Amazonas. Na maior parte dos casos, é essa água que impede o Amazonas de alcançar as regiões mais distantes da várzea. As margens do Amazonas são formadas por material recente depositado nas várzeas, de modo que o rio corre na paisagem que ele próprio construiu, e que representa um elemento estranho ao Baixo Amazonas, um apêndice das terras baixas andinas que se estende a leste. São essas circunstâncias que explicam as surpreendentes diferenças ecológicas encontradas entre a várzea e a terra firme, uma diferença praticamente inexistente no Alto Amazonas (SIOLI, 1984).

O clima da região, com base na classificação de Köppen, é tropical de monção (*tipo Am*), megatérmico, sendo o inverno ausente, com temperatura do mês mais frio maior que 18,0° C e do mês mais quente acima de 29,9° C e intensa precipitação anual superior à evapotranspiração potencial. A pluviosidade média é de 2.200 mm/ano. O período chuvoso se estende por quatro ou cinco meses, tendo seu início entre os meses de novembro-dezembro e se estendendo até junho (MARLIER, 1973; IBGE, 1977, SALATI; MARQUES, 1984).

No *Setor do Rio Negro (AM) até Óbidos (PA)*, a paisagem inclui canais, praias de areia, ilhas de tamanhos variados, lagos superficiais de água doce, bosques de várzea e banhados. Esse trecho tem aproximadamente 50.000 km² de extensão e altitude variando de 10 a 70 m.

Segundo Diegues (2000), é uma área de elevada produtividade primária, destacando-se seguintes espécies arbóreas: *P. munguba* (munguba), *Cecropia* spp. (imbaúba), *Qualea retusa* (umirirana), *Leopoldina maior* (iaraçu), *Dalbergia inundata* (cipó-de-tucunarê), *Oenocarpus pararia* (pararia), *M. flexuosa* (buriti), *E. oleracea* (açai), *Sweetia nitens* (itaubarana), *Roupala obtusa* (cedro), *Licania heteromorpha* (ajuru), *Mollia lepidota* (sururu) e *Mimosa* spp. (rabo-de-camaleão).

Para o município de Silves (AM), Silva; Faria e Dias (2010) identificaram entre as espécies florestais não madeireiras: *Carapa guianensis* Aubl.; *Protium heptaphyllum* March.; *Copaifera* spp;

Dipteryx odorata; *Licaria puchury*-major (Mart.) Kosterm, além de Andirobinha, Buriti, Pau-rosa e Preciosa.

Renó et al. (2011) detectaram uma área de floresta de várzea de sucessão primária, em Nhamundá (AM), com alta diversidade de espécies e com mais de 30 anos de existência e com espécies arbóreas emergentes de até 40 m de altura, como: *Couropita subsessilis* Pilg., *Lecythis pisonis* Camb., *C. pentandra*, *Hymenolobium* sp. e *Ficus* sp.. Os troncos envelhecidos e expostos de algumas castanhas-de-macaco estavam tomados por cactáceas epífitas robustas (*Epiphyllum* sp.). Também observaram espécies arbóreas e de palmeiras típicas de florestas de várzea ocorrendo de forma esparsa e frequente, entre as quais: *Vitex cymosa* Bert., *Cordia hirsuta* Fresen., *Cassia grandis* L.f., *Macrobium acaciefolium* Benth., *A. jauari*, *Astrocaryum aculeatum* Meyer e *Bactris major* Jacq.. Além de lianas hemiepífitas robustas da espécie *Noranthea* cf. e *Clusia* sp.

As várzeas do *Baixo Amazonas a partir de Oriximiná* tornam-se muito típicas por causa da associação de suas matas com os campos de várzea, principalmente entre Oriximiná, Alenquer Santarém e Monte Alegre. A paisagem inclui canais, praias de areia, ilhas de tamanhos variados e especialmente gigantescos lagos de várzea.

A alteração do nível das águas causa uma grande alteração na paisagem e em outros atributos ecológicos, como a produtividade da floresta e das águas. No período de dezembro a maio, chove muito e as águas dos rios sobem lentamente. De março a junho, as vitórias-régias florescem. As águas atingem o nível mais alto em maio, causando o desaparecimento das praias.

Segundo Silva (2011), as várzeas, que recobrem cerca de 4% do município de Santarém e têm sua origem relacionada à deposição de sedimentos pelo rio Amazonas principalmente, levando à formação das inúmeras ilhas que marcam esse domínio. Nessa área, as várzeas são formadas por florestas de várzea, que ocupam os setores mais altos, e os campos de várzea, que predominam nos setores mais baixos. Estes dois tipos de vegetação formam um mosaico bastante diverso de ambientes bastante propícios para aves migratórias.

Conforme Pires (1973), nessa região as matas de várzea se estreitam em pestanas que ladeiam os cursos d'água, enquanto que mais para dentro, no interior, aparecem amplas extensões ocupadas pelos campos de gramíneas robustas, conhecidas por canaranas (falsas canas).

O extrativismo de recursos vegetais se constitui em atividade econômica importante neste setor. As espécies vegetais de importância econômica exploradas para obtenção de produtos secundários são: *H. brasiliensis*, *Coumarouna*, *Theobroma cacao* e *Bertholletia excelsa*. Dentre as madeiras: *Mezilaurus itauba*, *Manilkara* sp (balata), *Manilkara huberi* (maçaranduba), *Carapa guianensis*, *Cedrella odorata* (cedro-vermelho) e *Virola* sp (ucuuba) (DIEGUES, 2000).

De acordo com Menezes (2011), nas várzeas dos municípios de Óbidos e Prainha, há uma significativa pressão antrópica sobre os terrenos e lagos da várzea do Baixo Amazonas.

a) Várzeas do rio Tapajós:

No Baixo curso do rio Tapajós, segundo a classificação do Radambrasil, a porção de flanco às margens do rio Tapajós insere-se na unidade morfoestrutural Planalto Rebaixado da Amazônia (Médio Amazonas), com cotas altimétricas em torno de 100 m, relevos dissecados, colinas com ravinas e vales encaixados. As superfícies de aplainamento são inundadas periodicamente por ocasião das chuvas. A região de planalto compreende a unidade morfoestrutural Planalto Tapajós-Xingu, cuja cota altimétrica varia entre 120 e 170 metros. Estão presentes extensas superfícies de formação tabular com rebordas erosivas, e alguns trechos com forte ou fraca declividade. O desnível entre a região de planalto e o planalto rebaixado na margem do Rio Tapajós pode chegar a 150 m.

O nível de água do rio Tapajós atinge o máximo entre os meses de fevereiro a maio, e o mínimo entre julho e dezembro.

A floresta de várzea ocorre ao longo das margens e sobre as grandes ilhas do rio Tapajós, estando sujeita a inundações pelo aumento anual do nível de água dos rios, mas o nível baixa na época da seca. A floresta é semelhante no aspecto geral à floresta de terra firme, com menor diversidade de espécies e as árvores são normalmente mais baixas. Todavia, existem grandes árvores emergentes ocasionais tais como a samauma (*C. petandra*). Também há a presença de palmeiras, particularmente o açaí (*E. oleracea*) que são comuns (BARRETT, 1978).

A partir da compilação de dados do Radambrasil, Hernandez Filho et al. (1993) identificou 11 unidades geomorfológicas classificadas quanto à forma erosiva. Na unidade floresta tropical aluvial com palmeiras, cita a presença de: *O. bacaba*, *Inga sp.*, *Macrolobium acaecifolium*, *S. globulifera*, *Pithecelobium racemosum* e, *Tapira guianensis*.

O extrativismo de recursos vegetais ainda se constitui em atividade econômica importante na região. Segundo Diegues (2000), as espécies vegetais exploradas na área, visando obtenção de produtos secundários são: *Hevea brasiliensis*, *Coumarouma odorata*, *Theobroma cacao*, *Bertholletia excelsa*. As espécies exploradas para fins madeireiros na região são: *Mezilaurus itauba* (itauba), *Manilkara sp.* (balata), *Manilkara Huberi* (maçaranduba), *Carapa guianensis* (andiroba), *Cedrella odorata* (cedro-vermelho) e *Virola sp.* (ucuuba);

b) As Várzeas do rio Xingu:

O baixo curso do Rio Xingu apresenta numerosas praias arenosas, muitas ilhas pequenas, bosques e terrenos alagados particularmente na sua margem esquerda (DIEGUES, 2000).

A cobertura vegetal predominante compõe-se basicamente de Floresta Pluvial Densa e formações de várzea, com profunda influência pluvial. Merece destaque o fato desta área apresentar, principalmente, devido à ocorrência simultânea da Floresta Amazônica e várzea, elevada produtividade biológica, a qual permite o estabelecimento e a reprodução de grande número de espécies.

As florestas ombrófilas aluviais ocorrem nas margens do rio Xingu, sendo mais comuns na zona do baixo curso. Em alguns trechos aparecem formações com as palmeiras jauari (*A. jauari*), açaí (*E. oleracea*) e caranã (*M. armata*), nas zonas mais rebaixadas do relevo. No entanto, não chegam a configurar um elemento de paisagem. São florestas localizadas na planície de inundação, com desnível variando entre 4 e 8 m, nos picos anuais de enchente e vazante. Os solos são geralmente de origem hidromórfica, são de drenagem deficiente e incorporam considerável teor de matéria orgânica e nutrientes anualmente (SALOMÃO et al., 2007).

O dossel deste tipo de floresta aluvial é menos compacto e fechado do que na de terra firme, atingindo uma altura de aproximadamente 20–30 m. As espécies mais comuns são o tarumã (*Vitex triflora*), ipê da várzea (*Tabebuia barbata*) e xixuá (*Mayteneus sp.*) (SALOMÃO et al., 2007). O sub-bosque é limpo, com pouca regeneração das espécies do dossel. Algumas poucas espécies deste estrato apresentam geralmente porte reduzido e, talvez, com adaptação ecofisiológica para sobreviver submersos por um determinado período. Foi registrado neste estrato na; área do Xingu: *Oxabdra riedelinana* e *Ticorea longifolia*; dentre as árvores emergentes: o assacu, a piranheira (*Piranhea trifoliata*), a abiurana-da-várzea (*Pouteria glomerata*) e acapurana (*Campsiandra laurifolia*) (ALBERNAZ et al., 2004, SALOMÃO et al., 2007).

Outras espécies aluviais citadas em inventários realizados na região tais como: ucuuba (*V. surinamensis*), assacu, taxi (*Triplaris surinamensis*), pau-mulato, munguba (*P. munguba*), samauma (*C. petandra*), *Mollia gracilis*, *Cynometra marginata*, *Zygia caudiflora*, *Paramachaerium ormosioides*, *Discocarpus essequeboensis* e *Hevea brasiliensis*. (ALBERNAZ et al., 2004; SALOMÃO et al., 2007).

• A influência do espaço geográfico nos padrões de distribuição

Os padrões de distribuição e a influência do ambiente e do espaço geográfico na variação da composição de espécies entre locais das florestas de várzeas ainda são pouco conhecidos.

Durante a realização de um levantamento botânico ao longo de toda a extensão da calha do Solimões-Amazonas, Albernaz et al. (2004) obtiveram 543 espécies, sendo que menos de 10% ocorreu em toda a extensão da calha. Dentre estas, destacam-se as famílias e espécies: Bombacaceae: *C. pentandra*; Caesalpiniaceae: *Macrolobium acaciaefolium* (Benth.) Benth.; C/usiaceae: *Calophyllum brasiliensis* Cambess; Euphorbiaceae: *H. crepitans*; Fabaceae: *Platymiscium ulei* Harms; *Vatairea guianensis* Aublet.; *Vatairea paraensis* Duck.; Lauraceae: *Aniba guianensis* Aub.; *Nectandra amazonum* Nees; *Ocotea cymbarum* (H.B.K.) Nees; Lecythidaceae: *Couropita guianensis* Aubl (Figura 16); *Couropita subsessilis* Pilg.; Meliaceae: *Carapa guianensis* Aubl.; *Cedrella odorata* L. (cedro); *Copaifera* sp; *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (jitó) (Figura 17); Moraceae: *Naucleopsis concinna* (Standl.) C. C. Berg; Myristicaceae: *Virola calophylla* (Spruce) Warb.; *V. elongata* (Benth.) Warb; *V. surinamensis*. Olacaceae: *Minquartia guianensis* Aubl.; Rubiaceae: *Calycophyllum spruceanum* (Benth.) K. Schum.; Sapotaceae; *Manilkara* sp.; Sterculiaceae: *Sterculia excelsa* Mart.

Figura 16 - *Couropita guianensis*.



Fonte: Ferreira, C. P.

Figura 17 - Fruto de *Guarea guidonia*.



Fonte: Ferreira, C. P.

Algumas propostas para explicar essa distribuição e os padrões de composição e diversidade de espécies vegetais na calha do Solimões/Amazonas, em geral, recorrem à evolução geológica das bacias Solimões/Amazonas. Entre as quais: i) a de Forsberg (2000), que postula a existência de cinco zonas ao longo da calha, especialmente com base em características geomorfológicas e padrões de inundação cujos limites seriam: Almeirim, Parintins, Manaus e Tefé; ii) a proposta das ecorregiões do WWF (OLSON et al., 2001, WWF, 2017), cujos limites coincidem com os arcos estruturais e a partir da qual existiriam quatro ecorregiões na várzea brasileira, e seus limites seriam o Arco de Gurupá, o Alto de Monte Alegre e o arco do Purus.

8.3 Classificação em função da topossequência

8.3.1 Topossequência das várzeas de marés

Lima (1956) utiliza como critério variações relacionadas à altitude do terreno e duração do período de alagamento anual. Assim:

- a) Várzea alta: corresponde ao dique marginal da planície de inundação, é uma faixa de terra próxima à margem do rio e de nível mais elevado, em virtude da deposição das partículas (colmatagem) maiores, mais pesadas e somente inundável durante as marés de equinócio, possuindo uma largura média de 150 metros, podendo atingir até 1.600 metros (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001). São formadas pela deposição de partículas de maior diâmetro, transportadas pelas águas dos rios e possuem cotas mais elevadas em relação ao nível dos rios. A inundação se verifica no estuário de 15 em 15 dias, atingindo níveis mais elevados durante os equinócios de março e setembro (LIMA, 1956). Essa variação no nível da inundação permite que cada lugar do terreno da várzea seja aproveitado de forma diversificada para a realização de atividades econômicas distintas. A variação nas condições hidrológicas também influencia a ocorrência de espécies vegetais e espécies animais. As terras mais altas, por permanecerem menos tempo inundadas, são preferidas como local para moradia e para desenvolver atividades agrícolas e pecuárias (LIMA, 2005). Muitas árvores adaptaram-se aos solos de várzea alta, devido à riqueza de nutrientes no solo, os quais apresentam propriedades físicas e químicas diferentes entre si, permitindo variação de pH de 6,5–8,5, favorável ao desenvolvimento de espécies que necessitam de muitos nutrientes associados ao tipo de solo mais seco, devido à pouca influência das águas dos rios (PIRES, 1974; SAMPAIO, 1998). A elevação do nível do solo condiciona uma composição florística mais variada, com o aparecimento de madeiras de lei, tais como: *Hevea brasiliensis* Müell. Arg. (Euphorbiaceae); *V. surinamensis* (Rol.) Warb. (Myristicaceae); *Mora paraensis* (Ducke) Ducke. (Leguminosae Caesalpinoideae); *C. petandra* (Bombacaceae); *Spondias mombin* Jacq. (Anacardiaceae); *H. crepitans* (Euphorbiaceae); *Himenaea oblongifolia* Hubber. (Caesalpiniaceae); *Swartzia* sp. (Caesalpiniaceae Fabaceae-Papilionoideae); *Licania heteromorpha* Benth. (Chrysobalanaceae); *Cedrela* spp. (Meliaceae); *Swartzia polyphilla* D.C. (Fabaceae) (ALBERNAZ et al., 2004; BENTES-GAMA et al., 2002; HIRAOKA, 1999; JARDIM et al., 2007; LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001; PIRES, 1953; QUEIROZ; MACHADO, 2008);
- b) Várzea baixa: corresponde à faixa de terra contígua à várzea alta e sujeita à inundação mais prolongada (CRAVO et al., 1996). Por apresentar cota baixa, com diferença de nível 30 cm menor que a várzea alta, ou maior, encontra-se sempre umedecida e é frequentemente invadida pelo efeito das marés durante a lua cheia e nova. Comparativamente, a área das várzeas baixas é bem maior que a das várzeas altas. Esta, entretanto, pode adquirir consistência bastante friável no período chuvoso adquirindo consistência firme no período seco. Na várzea baixa são encontradas matas mais jovens e mais ricas em espécies pioneiras. Dentre as espécies de maior ocorrência nesta cota, estão: *S. globulifera* (Clusiaceae); *C. guianensis* Aubl. (Meliaceae); *E. oleracea* (Arecaceae); *M. flexuosa* (Arecaceae) (Figura 18); *Bactris* sp. (Arecaceae); *A. murumuru* (Arecaceae); *Socratea exorrhiza* (Mart.) Wendl. (Arecaceae) (Figura 19); *Pentaclethra maculosa* (Wild.) Ktze (Leguminosae); *Desmoncus* spp. (Arecaceae) e *Montrichardia arborescens* Schott (Araceae) (Figura 20). Lima; Tourinho e Costa (2001); Bentes-Gama et al. (2002), Jardim et al. (2007) e Queiroz e Machado (2008) estão entre pesquisas botânicas realizadas na área.

Figura 18 – Buriti (*M. Flexuosa Mart.*)



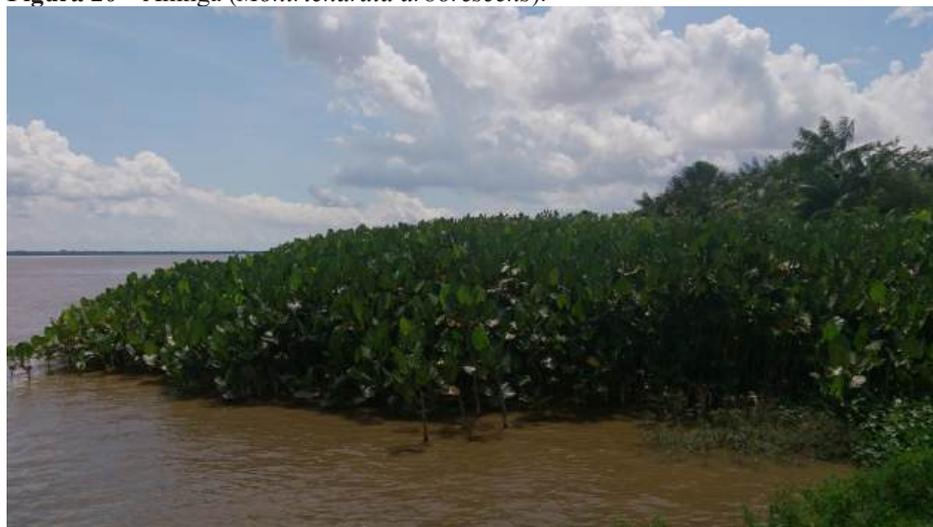
Fonte: Souza, R. A. L.

Figura 19 - Paxiúba (*Socrateaexorrhiza*).



Fonte: Souza, R. A. L.

Figura 20 – Aninga (*Montrichardia arborescens*).



Fonte: Belúcio, L. F.

8.3.2 Topossequência das várzeas sazonais

A distribuição de espécies e a estrutura geomorfológica das florestas alagadas também podem ser analisadas pelo gradiente de inundação dos rios. Desse modo, as florestas alagadas podem ser separadas em *habitats* característicos.

8.3.2.1 Classificação de Ayres (1995)

A Classificação de Ayres (1995) considera os seguintes habitats e critérios:

- Restinga alta – corresponde aos terrenos mais altos e permanecem submersos de 1 - 2,5 m, por um período de 2- 4 meses ao ano. São áreas estruturalmente parecidas com as florestas de terra firme, mas com composição de espécies bastante diferente;
- Restinga baixa – pode ser considerada como a transição entre as áreas florestais da várzea para os chavascais, estas áreas permanecem submersas de 2,5 - 5 m, por um período de 4 - 6 meses ao ano;
- Chavascal – áreas que permanecem submersas de 5 - 7 m, por um período de 6 -8 meses por ano. Kubitzki (1989) relata que a coluna de água pode atingir até 15 metros de altura a partir dos bancos de areia expostos.

8.3.2.2 Classificação de Wittmann; Anhuf e Junk (2002)

A Classificação de Wittmann; Anhuf e Junk (2002) considera os seguintes habitats e critérios (Figura 21):

Figura 21 – Perfil esquemático da divisão em subclasses das florestas alagáveis.

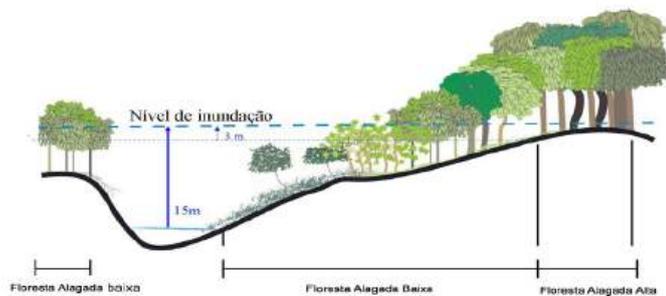


Fig.15- Perfil esquemático da divisão em sub-classes das Florestas Alagáveis, adaptado de Wittmann et al. (2002).

Fonte: Leduc (2007) adaptado de Wittmann; Anhuf; Junk (2002).

- Várzea alta – se estabelecem em locais onde a coluna de água não ultrapassa 3 metros de inundação, permanecendo inundadas por até 50 dias/ano, e consistem em florestas secundárias tardias que ocupam a zona de transição entre locais inundados e não inundados. No oeste da Amazônia brasileira, as florestas de várzea alta cobrem uma área de 10-15 % das planícies inundáveis das florestas de água branca (WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002). Essas florestas, apesar de serem pouco representativas considerando a extensão de área ocupada, são as que detêm a maior proporção de espécies de importância econômica e, por essa razão, também as mais ameaçadas pelo setor madeireiro (WORBES; PIEDADE; SCHONGART, 2001);
- Várzea baixa - florestas que se estabelecem onde a coluna de água anual tem uma altura média de > 3 m (período de inundação > 50 dias por ano). Devido às altas variações geomorfológicas e frequentes perturbações do habitat por sedimentação e erosão (KALLIOLA et al., 1991; CAMPBELL; STONE; ROSAS, 1992), as florestas de várzea baixa são caracterizadas por uma colcha de retalhos de microhabitats. Um inventário com base em sensoriamento remoto revelou que os diferentes tipos de florestas de várzea baixa cobrem de 85-90% da área florestal na várzea brasileira ocidental (CAMPBELL; STONE; ROSAS, 1992; WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002). As várzeas baixas são representadas por igapós e lagos, enquanto que, as várzeas altas são compostas por restingas, diques e cordões arenosos;
- Chavascal – áreas que permanecem submersas de 5 - 7 m, por um período de 6 -8 meses por ano.

9 SUBSISTEMAS DE VÁRZEAS FLUVIAIS

9.1 Restingas

São as áreas mais altas da várzea, formadas por maior deposição de sedimentos, podendo permanecer alagadas por até 5 meses durante o ano. São frequentes as espécies: *C. pentandra* e *H. crepitans*.

9.2 Chavascais

Este tipo fisionômico ocorre em área de depressão distante do canal do rio principal, estabelecido em locais do solo de granulometria fina e mal drenado (hidromórfico). São áreas bastante extensas de vegetação baixa, arbustiva, pantanosa e quase impossível de transpor durante a seca (AYRES, 1995). Podem permanecer até 9 meses por ano alagadas. A riqueza de espécies é baixa, pois as espécies pioneiras têm que suportar condições anóxicas extremas ao nível da raiz, as quais persistem por quase todo o ano, mas apresentam alta densidade de indivíduos (WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004).

Frequentemente se encontram restingas intercaladas com chavascais, longe das margens dos rios. Isto se deve à mudança nas rotas dos rios.

Segundo Guillaument e Santos (1988 *apud* Bahri, 1992), os chavascais constituem um conjunto de formações abertas ou fechadas arbustiva e/ou herbáceas, sem estratificação marcada, onde as árvores não passam de 20 metros e onde as trepadeiras e epífitas são raras ou ausentes.

De acordo com Pereira (2007), três espécies principais constituem esta paisagem: *Montrichardia arborescens* (Araceae) ocorrendo em densidades elevadas, caracterizando a paisagem denominada *aningal*; além de *P. munguba* e *Bactris* sp (Aracaceae). Às vezes, estão associadas a esta formação, *Piptadenia peregrina* (Mimosaceae), *Triplaris surinamensis* (Polygonaceae) e *Vitex cymosa* (Verbenaceae) ou ainda *Cecropia latiloba*, *C. membranacea* (Moraceae) e *A. jauari* (Arecaceae).

9.3 Lagos de várzea

Os lagos estão entre as principais unidades da paisagem da várzea e podem ter até centenas de quilômetros quadrados (Figura 22).

No período da seca são rasos (raramente excedem quatro metros) e às vezes temporários, encontrados ao lado dos grandes rios, na Amazônia. Ao contrário dos lagos clássicos, apresentam uma conexão periódica com os cursos do rio adjacente durante o período de cheia dos rios, quando ocorre o alagamento lateral, ocupando as áreas alagáveis (MELO et al., 2013).

Os lagos têm uma função importante na produtividade do ecossistema aquático (MCGRATH et al., 1993). A entrada anual de águas ricas em nutrientes durante a estação das cheias contribui para a produção de macrófitas e fitoplâncton. A vegetação flutuante, que pode cobrir a maior parte da superfície do lago, serve como a principal área de alimentação e de criação para vertebrados e invertebrados aquáticos.

Figura 22 - Foto aérea da planície de inundação com lago de várzea, Santarém (PA).

Fonte: Belúcio, L. F.

LAGOS DE VÁRZEA

A maior característica dos lagos de várzea é a sua condição de intermediários entre sistemas abertos e fechados, pois além da água e nutrientes de sua própria bacia de drenagem, estes lagos recebem água e nutrientes de um rio alimentador. A importância de cada um varia sazonalmente, podendo se constituir em fontes geoquimicamente distintas, provocando uma grande variação na carga hidráulica e de nutrientes.

Lagos de áreas inundáveis isolados com menores cargas de deposição de sedimentos mostram um processo de sucessão lento, porém, gradual, enquanto que em áreas de deposição arenosas ou nas regiões planas e lamacentas do canal do rio os processos são mais dinâmicos e, frequentemente, reversíveis (PIEIDADE; JUNK, 2000).

Diversos são os estudos sobre lagos de várzea (p.ex. FURCH, 1984; MELACK; FORSBERG, 2001), ecologia das macrófitas (p.ex. JUNK, 1970, 1984), geologia (p.ex. IRION, 1976, 1978, 1984), fauna (p.ex. BEST, 1984; GOULDING, 1980; JUNK, 1973) etc. Todavia, a maioria destes são restritos à região central da Amazônia (JUNK, 1984).

9.4 Bancos de macrófitas

São formados por espécies herbáceas, principalmente por espécies das famílias Poaceae, Ciperaceae, Pontederiaceae, Lentibulariaceae e Fabaceae, em geral com ciclo de vida curto e alta produtividade. Durante a enchente, podem crescer como plantas flutuantes e se espalhar sobre a superfície dos rios e lagos de água branca (JUNK, 1970; JUNK; PIEIDADE, 1997), propiciando abrigo para diversos organismos principalmente de peixes juvenis.

Constituem um dos principais componentes das várzeas, podendo cobrir até 1/3 do total das áreas alagáveis (GOULDING; BARTHEM; FERREIRA, 2003). Quando adensados em margens mais protegidas ou pequenos lagos, podem formar os “matupás”. Durante o período de vazante, podem ser levados pela correnteza ou bloquear os canais de lagos e paranás, formando as “tapagens”. Durante o período de seca, podem ainda crescer ancorados nas margens, como é caso da canarana.

- a) Matupás (plantas herbáceas; capins flutuantes): É o termo usado na Amazônia para denominar aglomerados de plantas herbáceas aquáticas e capins flutuantes (mururés, canaranas), que quando adensados formam verdadeiros tapetes flutuantes nos lagos de várzea e descendo os rios de águas brancas. São constituídos de camadas de material vegetal morto e acumulado, rico em nutrientes que podem servir como substrato de fixação para outras espécies de plantas;
- b) Mururés: São macrófitas aquáticas (Figura 23), dentre elas é muito comum a *Eichornia crassipes* (C.F.P.Mart.) Solms-Laub;

Figura 23 – Mururé *Eichornia crassipes*: (a) na várzea do rio Pará e (b) detalhe da inflorescência.



Fonte: Belúcio, L. F.

- c) Canarana: designação comum a diversas gramíneas dos gêneros *Paspalum* e *Panicum* (*Panicum spectabile* Nees Link) e *Echinochloa* (*E. polystachia*).

9.5 Acrescidos

São terrenos formados inicialmente sobre antigos baixios que se elevaram por repetidas colmatagens, permitindo o encalhe de “ilhas” flutuantes, previamente desagregadas pelas pororocas em “ilhas” menores, e a colonização rápida pelas mesmas gramíneas das “ilhas flutuantes” (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2001).

9.6 Tesos

Os tesos (terraços) são as elevações que ficam fora do alcance das águas, por ocasião das inundações.

10 O FUNCIONAMENTO DAS VÁRZEAS

10.1 Pulso de inundação

Em grande parte da bacia amazônica, o regime de chuvas na região Andina provoca a flutuação previsível, anual, regular, monomodal e de grande amplitude no nível da água do rio Amazonas e de seus grandes tributários e alaga sazonalmente suas planícies de inundação (AFFONSO et al., 2011; JUNK et al., 2012).

Segundo Kubitzki (1989), a vasta extensão de floresta periodicamente inundada na Amazônia é decorrente da distribuição desigual das precipitações, que não é sincrônica na área; e da pequena variação de altitude.

Junk, Bayley e Sparks (1989) consideraram que a, então incipiente, ecologia de sistemas fluviais voltada para sistemas lóticos (geralmente riachos) de regiões temperadas, não acomodava os processos de funcionamento dos grandes rios tropicais e de suas planícies de inundação e elaboraram um conceito para explicar esta variação e outros aspectos relacionados a ela, chamado de **pulso de inundação**.

O pulso, resultante do aumento da descarga dos rios, é o “mecanismo regulador primário” no sistema. Assim, diferentemente do comportamento previsto na teoria do contínuo fluvial, em que o movimento de nutrientes em espiral descendente estrutura as comunidades no eixo longitudinal de forma a maximizar os materiais e a energia transportados gradiente abaixo; nos rios com planície de inundação,

a troca lateral planície-canal do rio, e a reciclagem de nutrientes têm um impacto mais direto sobre a biota e determina mudanças em toda a bacia hidrográfica.

Conforme o tamanho da planície de inundação aumenta, geralmente em conjunto com o aumento da descarga, a frequência de inundações decresce, e sua duração e previsibilidade aumentam. Esse sistema resulta em adaptações da biota que são distintas daquelas existentes em sistemas dominados por habitats lânticos ou lóticos estáveis (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

Desse modo, o ciclo de inundação pode ser resumido em quatro fases:

Na fase seca, a água se restringe à calha dos rios e a várzea se mostra como um sistema complexo, expondo o que Junk et al. (2012) denomina mesohabitats, tais como ilhas, lagos, campos naturais, restingas, canais, paranás e praias. Estes habitats têm diferentes características e recursos ambientais. O período é severo para a maioria das espécies, pois o ambiente aquático está bastante reduzido, oferecendo pouco alimento e abrigo.

A fase de enchente é caracterizada pelo aumento do nível do rio e acentuada expansão dos ambientes aquáticos na planície de inundação. Alaga primeiramente os campos, em seguida uma vegetação baixa e arbustiva (chavascal), depois uma vegetação de transição entre a floresta arbórea e a vegetação arbustiva (restinga baixa) e por último a floresta arbórea (restinga alta) (AYRES, 1995). Nesta fase ocorrem mudanças fisiológicas nas plantas, envolvendo a redução na respiração das raízes e na captação de nutrientes; e nos animais, como migração de artrópodes (ADIS, 1997) e peixes, bem como, a desova de várias espécies (LOWE-MCCONNELL, 1987).

A cheia ocorre quando o nível da água atinge o seu máximo, caracteriza-se pela curta duração, pouca oscilação do nível e pelo domínio do ambiente aquático na planície de inundação. Nesta fase, os rios e os mesohabitats são reconectados e, segundo Junk, Bayley e Sparks (1989), os produtos mineralizados de qualquer ciclo aquático precedente e do terrestre atual são liberados na água e a produção primária de várias fontes é elevada.

As florestas inundadas são a fonte de uma ampla variedade de recursos alimentares alóctones, tais como plantas herbáceas terrestres, folhas, flores, sementes e frutos, perifíton e invertebrados terrestres (GOULDING, 1980), enquanto que os capins flutuantes (áreas de macrófitas aquáticas) contêm principalmente recursos alimentares autóctones, p.ex. plantas herbáceas aquáticas, detritos e invertebrados aquáticos (JUNK; SOARES; SAINT-PAUL, 1997). Os peixes, mamíferos e outros animais aquáticos são capazes de visitar, utilizar e se dispersar nesses habitats. Sua complexidade estrutural fornece abrigo para peixes (p. ex., galhos e raízes submersos), e serve como viveiro para juvenis de muitas espécies (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; SANCHÉZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; LIMA; ARAÚJO-LIMA, 2004).

Ao final desta fase, o ambiente pode se tornar inóspito e hipoxêmico, em função da decomposição da matéria orgânica, que pode causar a mortandade dos peixes (SANTOS, 1979; LOWE-MCCONNELL, 1987).

O pulso de inundação seria a força responsável pela existência, produtividade, sucessão, dispersão, decomposição e manutenção da diversidade de espécies e suas interações no sistema rio-planície de inundação.

10.2 Adaptações da flora

No sentido de suportar os períodos de inundação, algumas plantas da várzea desenvolveram estratégias morfológicas, fisiológicas e ecológicas, tais como:

- Presença de raízes tabulares (sapopemas), raízes adventícias e pneumatóforos;

- Tecidos lacunares de flutuação;
- Mecanismos de regulação osmótica da água, permitindo que suas raízes e caules suportem pelo menos 12 horas de inundação diária;
- Intensa troca de gases pelas lenticelas caulinares, para compensar a hipóxia ao nível de raízes;
- Controle de abertura estomática nas folhas;
- Adaptações fisiológicas ou fenológicas, isto é, crescimento, frutificação e atividade metabólica regulada pelo ritmo das enchentes;
- Perda parcial ou total das folhas.

10.3 Produção autotrófica da floresta de várzea

Os solos aluviais das várzeas estão entre os mais férteis da bacia amazônica. Alguns dados sobre a capacidade produtiva da floresta de várzea foram descritos por Balslev et al. (1987); Campbell; Stone e Rosas (1992), Cattanio; Anderson e Carvalho (2002); Goulding (1980); Kubitzki; Ziburski (1994) e Melack; Forsberg (2001).

- Árvores: acima de 500 ind./ ha considerando indivíduos com mais de 10 cm;
- Liteira: queda média de 10 t / ha / ano;
- Frutos: estimativa de 3 a 12 milhões de t / ano nos rios;
- Consumo de frutos e sementes: aproximadamente 150 espécies são consumidas por no mínimo 200 espécies de peixes amazônicos;
- Fitoplâncton: média estimada de 6 t / ha / ano (peso seco);
- Macrófitas: biomassa pode alcançar 150 t / ha / ano de material fresco ou 30 t / ha / ano de material seco;
- A produtividade primária da planície de inundação da Amazônia é estimada em $1,17 \times 10^{14} \text{ g C ano}^{-1}$. Estimativas sugerem que 43% da área e 62% da produtividade são atribuídos às plantas aquáticas. Estas estimativas variam de acordo com o pulso de inundação.

11 A ECONOMIA NA VÁRZEA

O processo de ocupação da região, desde os tempos coloniais foi às margens da várzea influenciada, ainda, pelas riquezas de recursos naturais e pelo fato de o rio ser a principal via de transporte. Em consequência, quase todas as principais cidades da Amazônia nos primeiros momentos da ocupação estão localizadas na beira do rio Amazonas e seus principais afluentes (HOORN et al., 2010).

O ambiente de várzea serve como suporte socioeconômico para um contingente humano considerável (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Como a base econômica das áreas de várzea está concentrada nos setores: agrícola, extrativista e pesqueiro, há variações nos padrões de renda, na disponibilidade de recursos naturais e nas condições de saúde e de alimentação dos moradores que respondem ao ritmo das águas do rio.

As atividades extrativistas dos vegetais das várzeas concentram-se na exploração de espécies: lactíferas (*Hevea brasiliensis* - uso como borracha e nas perfumarias), essência aromática (*Coumarouna odorata* - amêndoas de cumaru, perfumaria e charutaria), oleaginosas (*Carapa guianensis*, pracaxi e mãe de zeite). Ainda, *Orbygnia martiana* (uso na alimentação, óleo para indústria farmacêutica e de perfumaria), *Bertholletia excelsa* (alimentação e em perfumaria), as frutíferas (uso alimentar para o homem e para a fauna).

Nas várzeas as palmeiras apresentam grande potencial econômico: *Euterpe* (o fruto e o palmito tem uso alimentar e no artesanato) e *Mauritia* (uso alimentar e suas palhas, fibras e a raque das folhas são utilizadas na confecção de paneiros, artesanatos e cobertura de casas) (COSTA NETO; SILVA, 2004).

Dos cipós: timbó-çu, as fibras são utilizadas na confecção de paneiros e vassouras; do graxama/garaxama, do pretinho são usadas para amarrar as toras de madeiras (boeiras para fazer pequenas jangadas), e do jupindá é utilizada para tecer o pano de pari, juntamente com a flecha. O arumã-grande é utilizado para preparar talas que tecidas dão origem a diversos tipos de paneiros, com as mais variadas utilizações (coleta do açaí, plantio de verduras etc.). O arumã-canela é usado na fabricação de peneiras de diferentes diâmetros de malhas utilizadas na preparação do vinho do açaí.

Muitas espécies têm uso energético (lenha e carvão), outras na construção em geral, na medicina caseira, como adubo orgânico, atrativo à caça e artesanato (SANTOS; MIRANDA; TOURINHO, 2004). Os produtos agrícolas voltados principalmente para a alimentação familiar são: milho, melancia, arroz etc. Muitas espécies madeireiras estão com seus estoques sendo perdidos em função da exploração e manejo inadequados destes recursos.

Segundo Diegues (2008), dentre as espécies das várzeas mais visadas para fins madeireiros estão: *Mezilaurus itauba* (Itauba), *Manilkara huberi* (maçaranduba), *Manilkara* sp. (balata), *Hymenolobium* sp. (Angelim), *Voucapoua americana* (acapu), *Virola* sp., *Volchysia* sp. (guaruba), *C. pentandra*, *Carapa guianensis* (andiroba), *Cedrella odorata* (cedro-vermelho) e *Virola* sp. (ucuuba).

12 A ETNOECOLOGIA NA VÁRZEA

O complexo cultural amazônico compreende um conjunto de valores, crenças, atitudes e modos de vida que delinearão a sua organização social em um sistema de conhecimentos, práticas e usos dos recursos extraídos de seus ecossistemas, responsáveis pelas formas de economia e subsistência e de mercado. Assim, desenvolveram-se o homem e a sociedade amazônica, ao longo de um secular processo histórico e institucional. O conhecer, o saber, o viver e o fazer foram processos predominantemente indígenas. A esses valores foram sendo incorporadas por via de adaptação, assimilação, competição e difusão, novas instituições, técnicas e motivações transplantadas pelos seus colonizadores e povoados, além de novos valores aportados por imigrantes nordestinos e de outras regiões brasileiras (MENDONÇA, et al. 2007).

Segundo Rabelo (2005), a vida ribeirinha reproduz em suas generalidades as multirrelações estabelecidas pelas populações locais com o meio natural circundante. O rio, com seus regimes de cheias e vazantes, regulando todo o fluxo de transportes, do suprimento alimentar e, em alguns casos, dos excedentes comercializáveis, dos padrões ou modelos de ocupação espacial, da edificação residencial, da natureza e desenvolvimento da floresta, da formação do solo, enfim, das próprias estratégias humanas em suas mais amplas dimensões de trabalho e de dependências sociais, culturais e econômicas.

Para Campos (2008), o desenvolvimento de múltiplas maneiras para acessar os recursos naturais, os espaços disponíveis e as espécies capturadas, bem como a participação política, o acesso à informação e a recursos do mercado e do estado, são cruciais na resiliência das populações tradicionais (sensu BERKES et al., 2001) frente às mudanças, como as que ocorrem na Amazônia.

Certamente o caráter “anfíbio” da várzea levou o homem, que a ocupa, a desenvolver estratégias adaptativas peculiares (FRAXE, 2000). A busca de nova solução ou a reprodução daquelas já consagradas histórica e culturalmente, pressupõe um constante DIÁLOGO do homem (sistema social) com a paisagem (sistema ecológico), processo que Moran (1990) chama de adaptação reguladora.

13 MODIFICAÇÕES DAS VÁRZEAS

As várzeas, segundo Chaves (1996), podem ser encontradas como formações instáveis, que têm sua formação proporcionada pela movimentação e sedimentação recentes dos rios, com solos de baixa

resistência, quase sempre sujeitas à força da correnteza; ou como formações mais estáveis, com maior resistência a força de abrasão e solos revestidos por vegetação.

13.1 Alterações

Em ambos os casos, as alterações encontradas são frequentes, podendo ser naturais ou antrópicas.

a) Naturais: As enchentes são fenômenos naturais que ocorrem quando a precipitação é elevada e a vazão ultrapassa a capacidade de escoamento, ou seja, quando a chuva é intensa e constante, a quantidade de água nos rios aumenta, provocando a inundação e destruindo plantações e pequenos animais.

Uma das consequências das cheias dos rios é o fenômeno das terras caídas (Figura 24), que provoca o desprendimento das terras das margens, arrastando plantações, animais e residências;

b) Antrópicas: As principais ações, que causam estas alterações nas várzeas, são:

- Avanço da fronteira agropecuária;
- Desmatamento para exploração madeireira;
- Substituição da mata original de várzea por vegetação de capoeira;
- Atividade petroleira e mineral;
- Produção de energia (uso inadequado das espécies, haja vista, muitas espécies comerciais serem usadas para esse fim);
- Infraestrutura de transporte;
- Aproveitamento hídrico;
- Fragmentação de habitat;
- Manejo inadequado das espécies;
- Introdução de pecuária (bovinocultura e bubalinocultura) (Figura16);
- Expansão urbana;
- Geração de resíduos sólidos (lixo) promovidos pela urbanização;
- Construção de hidrelétricas.

Figura 24 - Terras caídas de várzea, rio Coari (AM).



Fonte: Ferreira, C. P.

13.2 Degradação

Se, por um lado, a ocorrência das enchentes é altamente vantajosa para os solos de formação aluvial, por outro, representa o risco de perdas e degradação, em vista do tipo de alteração realizada.

a) Causas de Degradação:

- Desmatamento desordenado da vegetação natural para uso agrícola;
- Inundação das áreas de várzea rio acima da barragem;
- Impactos originados pela atividade dos garimpos;
- Falta de monitoramento/controle;
- Falta de um manejo efetivo dos recursos naturais;
- Falta de uma estratégia de conservação;
- Gestão ineficiente;
- Poucas políticas públicas para promover o desenvolvimento sustentável;

b) Consequências da Degradação:

- Assoreamento e erosão dos mananciais;
- Destruição da vegetação da bacia;
- Deslocamento e desaparecimento de nascentes;
- Agravamento das secas e das cheias;
- Escoamento direto de resíduos de agrotóxicos das áreas agrícolas mais elevadas diretamente para a água;
- Diminuição da produção de frutos que são utilizados como alimento pelos peixes da várzea;
- Interrupção da conectividade longitudinal do rio, e mudança no pulso de inundação rio abaixo.

13.3 Características das várzeas fluviais no período de estiagem

- Corpos d'água separados por grandes extensões de terreno árido e seco;
- Água com elevadas temperaturas (30 - 38 °C);
- Baixa transparência (10 - 15 cm) em função da grande quantidade de partículas em suspensão;
- Poucas espécies adaptadas às condições adversas em águas rasas, por apresentarem modificações respiratórias;
 - Queda da biodiversidade;
 - Predação;
 - Peixes adaptados a essa situação.

13.4 Características das várzeas fluviais no período de cheias

- Reprodução dos peixes na enchente;
- Alimentação dos peixes nas cheias;
- Peixes que penetram na várzea nesse período.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas de várzea vêm sendo utilizadas por populações tradicionais, tanto no período de seca quanto no de cheia, há muitas gerações. No entanto, a manutenção da vida humana nessas regiões depende da conservação desse ecossistema, que por sua vez, passa pelas determinações legais de acesso aos recursos (SURGIK, 2005).

Além das classificações apresentadas, neste capítulo, é válido ressaltar que há um interesse crescente no uso das denominadas ecorregiões, especialmente para subsidiar o estabelecimento de unidades de conservação, como as propostas Forsberg (2000), que utiliza características geomorfológicas e padrões de inundação e a proposta pelo WWF (OLSON et al., 2001; WWF, 2017). Olson et al. (2001) argumentam que esta última foi constituída com base na biogeografia clássica e com ampla colaboração de biogeógrafos, taxonomistas, biólogos da conservação e ecólogos, enfatizando a importância dos gêneros e famílias endêmicas, conjuntos distintos de espécies e a impressão da história geológica, como a forte influência das glaciações passadas ou das conexões terrestres do Pleistoceno, na distribuição de plantas e animais. Assim refletiria a distribuição de espécies e comunidades de forma mais precisa do que as unidades baseadas em modelos globais e regionais derivados de características biofísicas amplas, como precipitação e temperatura, estrutura de vegetação, ou dados de sensoriamento remoto.

Segundo Piñedo-Vasquez et al. (2001), a natureza dinâmica e a estrutura heterogênea do ecossistema de várzea oferecem uma multiplicidade de serviços ecológicos e de bens tangíveis. Estes incluem solos férteis para a agricultura, com renovação anual ou sazonal; mitigação das inundações e limpeza da água, e abundância de recursos naturais, como recursos pesqueiros, madeira, frutas, remédios e vida selvagem. As florestas desempenham um papel importante na manutenção, tanto da função ecológica (serviços) como da função de produção (bens), e os moradores da várzea desenvolveram sistemas de uso da terra, onde as manchas florestais são um elemento chave nessas paisagens produtivas em que a configuração da paisagem é altamente interconectada.

Devido a esses fatores e à variável tempo de permanência da inundação em cada área, as diferentes regiões da Amazônia apresentam características ecológicas e de uso dos recursos naturais distintas.

Surgik (2005) mostra que no Brasil não há um conceito jurídico claro sobre a várzea. A definição da Resolução Conama nº 4, de 18/9/85: “Leito maior sazonal: calha alargada ou maior de um rio, ocupada nos períodos anuais de cheia” abrange todas as áreas que alagam e não apenas a várzea. A autora destaca, ainda, que a várzea, pela sua natureza, também se encaixa no conceito de solos aluviais do Código de Águas, artigo 16. Embora esses conceitos não sejam incorretos, eles são bastante genéricos e ignoram algumas diferenças entre a várzea e as demais áreas inundáveis. A nomenclatura popular, por sua vez, também sofre variações regionais e não abrange os aspectos ecológicos envolvidos, tais como a cobertura vegetal, o tipo de água e a duração de inundação.

O aprofundamento das pesquisas, com a realização de amostragens mais amplas e padronizadas, sobre os aspectos químicos da água, a riqueza do solo, da fauna e especialmente da vegetação, é necessário para testar a validade dessas propostas de classificação.

Do mesmo modo, deve-se avaliar os aspectos ecológicos e a interferência humana nessa região para permitir o estabelecimento de normas e políticas públicas direcionadas para o desenvolvimento, que favoreçam sua conservação e uso sustentável.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, G.; SARAIVA, N.; WESLEY, F. **Plano de Manejo da Reserva Extrativista Caeté-Taperaçu**: diagnóstico da unidade de conservação. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2012, 109 p. v. 1.
- ADAMS, C. **Estratégias adaptativas de duas populações caboclas (Pará) aos ecossistemas de várzea estuarina e estacional**: uma análise comparativa. 2002. 373 f. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ADIS, J. Estratégias de sobrevivência de invertebrados terrestres em florestas inundáveis da Amazônia central uma resposta à inundação de longo período. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 1, p. 43–54, 1997.
- AFFONSO, A. G. et al. Estudo da dinâmica de inundação na várzea amazônica através de termo-sensores de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba, PR, Brasil. **Anais ...**, Curitiba: INPE, 2011. p. 5092–5099.
- ALBERNAZ, A. L.; AYRES, J. M. Selective logging along the middle Solimões river. In: PADOCH, C. et al. (Ed.). **Várzea – Diversity, Development, and Conservation of Amazonia’s Whitewater Floodplains**. New York: NYBG Press, 1999. p. 135-151.
- ALBERNAZ, A. L. et al. **Projeto ProVárzea**: estudo estratégico, bases científicas para a conservação da várzea, identificação e caracterização de regiões biogeográficas. Belém: IBAMA, 2004.
- ALCÂNTARA, E. et al. Integração de dados de alta frequência temporal e imagens MODIS/TERRA para o estudo da turbidez na planície de Curuai. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 6549-6556.
- ALMEIDA, S. S. Formações Florestais do Arquipélago do Marajó. 2005. Disponível em: <http://ssalmeida.blog.uol.com.br/arch2005-02-06_2005-02-12.html>. Acesso em: 10 dez. 2017.
- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 513-524, 2004.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian River and Reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences; Brazilian Limnological Society, 1995. p. 105-136.
- AYRES, J. M. **As matas de várzea do Mamirauá, médio rio Solimões**. Rio de Janeiro: CNPq, 1995, 127 p. (Série Estudos de Mamirauá, 1).
- BANHOS, J. **Rio Juruxi**. 2010. 1 fotografia, color., 742 x 495 pixels, formato Jpg. Disponível em: <http://4.bp.blogspot.com/_SM8wFJbKcM/SzYYB2181tI/AAAAAAAAAeo/_9rQB1bD05w/S742/DSC06780.JPG>. Acesso em: 14 dez. 2015.

BAHRI, S. **L'Agroforesterie, une alternative pour le développement de la plaine alluviale de l'Amazone: l'exemple de L'île de Careiro.** 1992. 277 f. These (Doctorat en Physiologie et biologie des organismes et populations)-Université de Montpellier II, Montpellier, 1992.

BALSLEV, H. et al. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. **Opera Botanica**, v. 92, p. 37-57, 1987.

BARRETT, S. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Amazônia (Tapajós).** Brasília, DF: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal - IBDF, Programa de Polos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia - POLAMAZÔNIA, 1978, 152 p.

BATISTA, F. J. et al. Comparação florística e estrutural de duas florestas de várzea no estuário amazônico, Pará, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 289-298, 2011.

BEASLEY, C. R. **O rio Caeté visto (olhando rio acima) da Ponte do Sapucaia, perto da cidade de Bragança.** 2009. 1 fotografia, color., 480 x 360 pixels, formato Jpg. (Sob CC attribution-ShareAlike 3.0 Unported License). Disponível em: <<https://labmoluscos.files.wordpress.com/2009/10/p1140144.jpg?w=480&h=360>>. Acesso em: 12 jan. 2016.

BENTES-GAMA, M. M. et al. Estrutura e valoração de uma floresta de várzea alta na Amazônia. **Cerne**, v. 8, n. 1, p. 88-102, 2002.

BERKES, F. et al. **Managing small-scale fisheries: Alternative directions and methods.** Ottawa: International Development Research Centre, 2001. 308 p.

BEST, R. C. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin.** Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 371-412.

BRASIL. Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). **Roteiro: Costa Norte – Da Baía do Oiapoque ao Cabo Calcanhar, Rios Amazonas, Jari e Trombetas, Rio Pará.** 11. ed. Niterói, RJ: DHN, 2013a. 232 p.

BRASIL. Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). **Tábuas de marés.** Disponível em: <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/infotmares.html>>. Acesso em: 12 dez. 2013b.

BRASIL. Grupo Executivo Interministerial (GEI). **Plano de Desenvolvimento Territorial Sustentável do Arquipélago do Marajó.** 2007. 296 p. Disponível em: <www.mi.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=9408a880-6ec0-4be0-9cb7-feb01c4a6256&groupId=24915>. Acesso em: 10 dez. 2017.

BRAUN, R. Limnologische untersuchungen an einigen Seen in Amazonas gebiet. **Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie**, v. 14, n. 1, p. 1-128, 1952.

CAMPBELL, D.G.; STONE, J.L.; ROSAS, A.A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of known ages, rio Juruá, western brazilian amazon. **Botanical Journal Linnean Society**, v. 108, n. 3, p. 213-237, 1992.

CAMPOS, M. A. A. **Cruzando ecologias com os caçadores do rio Cuieiras: saberes e estratégias de caça no Baixo Rio Negro, Amazonas.** 2008. 111 f. Dissertação (Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais)-Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2008.

CATTANIO, J. H.; ANDERSON, A. B.; CARVALHO, M. S. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon estuary. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 419-430, 2002.

CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS Ltda. (CEMA). **RIMA – Projeto Primavera/ Pará – Votorantim Cimentos N/NE S/A.** Belém, 2010. 143 p.

CHAVES, R. S. Utilização das várzeas amazônicas. In: WORKSHOP SOBRE AS POTENCIALIDADES DE USO DO ECOSSISTEMA DE VÁRZEAS DA AMAZÔNIA, 1., 1996, Manaus, AM. **Anais...** Manaus, AM: Embrapa. CPAA, 1996. p. 22-31. (Embrapa-CPAA. Documentos, 7).

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

COSTANETO, S. V.; SILVA, M. S. Vegetação. In: SANTOS, V. F.; FIGUEIRA, Z. R. (Org.). **Diagnóstico socioambiental participativo do setor costeiro estuarino do Estado do Amapá.** Macapá: MMA.GEA. IEPA, 2004. p. 84-114. 1 CD-ROM.

COSTA NETO, S. V. et al. Macrófitas aquáticas das regiões dos lagos do Amapá, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 618-620, 2007. Suplemento, 2.

COSTA NETO, S. V.; ROSÁRIO, C. S. Análise fitossociológicas das várzeas da RDS Itatupã e Baquiá, Gurupá, Pará, Brasil. **Revista Pesquisa e Iniciação Científica**, Amapá, p. 50-53, 2008.

CRAVO, M. S. et al. Uso agrícola atual e potencial das várzeas do Estuário do Amazonas. In: WORKSHOP SOBRE AS POTENCIALIDADES DE USO DO ECOSSISTEMA DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA, 1., 1996, Boa Vista, RR. **Anais...** Manaus: Embrapa. CPAA, 1996. p. 69-83.

CRUZ SEGUNDO, E. I. **Estudo de energia eólica para a Ilha de Marajó – PA.** 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia)-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2009.

CUMARU, R. A. **Relatório Técnico: Diagnóstico Socioambiental das Comunidades da Reserva Extrativista do Médio Juruá.** [S.l.]: CNPT, IBAMA, 2006. 47 p.

DENEVAN, W. M. The native population of Amazonia in 1492 reconsidered. **Revista de Índias**, v. 63, n. 227, p. 175-188, 2003.

DIEGUES, A. C. (Org.). **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos.** 2. ed. São Paulo: HUCITEC, 2000. 290 p.

DIEGUES, A. C. **O mito moderno da natureza intocada**. 6. ed. São Paulo: HUCITEC, 2008.

DRUMMOND, J. A.; CASTRO-DIAS, T. C. A.; BRITO, M. C. **Atlas das unidades de conservação do estado do Amapá**. Macapá: IBAMA, 2008, 128 p.

FERREIRA, C. P.; BELÚCIO, L. F.; SOUZA, R. A. L. Manguezais: frágeis e ameaçados. In: SOUZA, R. A. L. (Org.). **Ecossistemas Aquáticos: bases para o conhecimento**. Belém: EDUFRA, 2013. p. 87-108.

FERREIRA, L. V.; STOHLGREN, T. J. Effects of river level fluctuation in species richness, diversity, and plant distribution in a floodplain in Central Amazonia. **Oecologia**, v. 20, p. 582-587, 1999.

FIGUEROA, S. N.; NOBRE, C. A. Distribution over central and western tropical South America. **Climanálise, boletim de monitoramento e análise climática**, v. 5, n. 6, p. 36-45, 1990.

FORSBERG, B. **Matriz para o Projeto “Manejo Sustentável dos Recursos Naturais da Várzea”**: Relatório Final. Brasília, DF: IBAMA. 2000, 165 p.

FRANÇA, C. F. **Morfologia e mudanças costeiras da margem leste da Ilha de Marajó-PA**. 2003. 144 f. Tese (Doutorado em Geociências)-Universidade Federal do Pará, Belém, 2003.

FRANZINELLI, E. Contribuição a geologia da costa do Estado do Pará (entre as baías de Curuçá e Maiaú). In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUATERNÁRIO, 4., 1982, Manaus. **Atas...** Manaus: SINQUA. 1982. p. 305-322.

FRANZINELLI, E. Evolution of the geomorfology of the coast of the state of Pará, Brazil. In: PROST, M. T. (Org.). **Evolution des littoraux de Guyane et de la zone Caribe meridionale pedant le Quaternaire**. Paris: ORSTOM; L'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération, 1992. p. 203-230.

FRAXE, T. J. P. **Homens anfíbios: etnografia de um campesinato das águas**. Fortaleza: Secretaria de Desporto do Governo do Estado do Ceará. 2000. 192 p.

FURCH, K. Water chemistry of the Amazon Basin: The distribution of chemical elements among freshwaters. In: SIOLI, H., (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin**. Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 167-200.

GAMA, J. R. V. et al. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 607-616, 2005.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of Missouri Botanical Garden**, Jefferson City. v. 75, n. 1, p. 1-34, 1988.

GEYER, W. R. et al. Physical oceanography of the Amazon shelf. **Continental Shelf Research**, v. 16, p. 575-616, 1996.

GOULDING, M. **The fishes and the forest:** explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California, 1980. 280 p.

GOULDING, M.; BARTHEM, R. B.; FERREIRA, E. **The Smithsonian atlas of the Amazon.** Washington, DC: Smithsonian Books, 2003. 397 p.

GOULDING, M.; SMITH, N. J. H.; MAHAR, D. J. **Floods of fortune:** ecology and economy along the Amazon. New York: Columbia University Press, 1996, 193 p.

HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 1, p. 25-36, 2006.

HENDERSON, P. A. O ambiente aquático da Reserva Mamirauá. In: QUEIROZ, H.; CRAMPTON, W. (Ed.). **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá.** Belém: MCT, 1999. p. 1-9.

HERNANDEZ FILHO, P. et al. **Relatório final do projeto de inventário florestal na Floresta Nacional do Tapajós.** São José dos Campos: INPE. 1993. 126 p.

HESS, L. L. et al. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing Environment**, v. 87, n. 4, p. 404-428, 2003.

HIRAOKA, M. Miriti (*Mauritia flexuosa*) palms and their uses and management among the ribeirinhos of the Amazon Estuary. In: PADOCH, C. et al. (Ed). **Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains.** New York: The New York Botanical Garden, 1999. p. 169-186.

HOPKINS, M. J. G. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 1400-1411, 2007.

HOORN, C. Marine incursions and the influence of andean tectonics on the miocene depositional history of northwestern Amazonia: results of a palynostratigraphic study. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Paleoecology**, v. 105, p. 267-309, 1993.

HOORN, C. Fluvial palaeoenvironments in the Amazonas Basin (Early Miocene to early Middle Miocene, Colombia). **Palaeoclimatology, Palaeogeography, Paleoecology**, v. 109, p. 1-54, 1994.

HOORN, C. et al. The development of the Amazonian mega-wetland (Miocene; Brazil, Colombia, Peru, Bolivia). In: HOORN, C.; WESSELINGH, F. P. (Ed.). **Amazonia, landscape and species evolution: a Look into the Past.** Oxford: Wiley, 2010. p. 123-142.

HOREL, J. D; HAHMANN, A. N; GEISLER, J. E. An investigation of the annual cycle of convective active the tropical Americas. **Journal of Climate**, v. 2, n. 11, p. 1388-1403, 1989.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Região Norte. **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. 466 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas do Maranhão**. Rio de Janeiro: IBGE, 1984.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Projeto Zoneamento das Potencialidades dos Recursos Naturais da Amazônia Legal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990. 212 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 92 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico de uso da terra**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. 91 p.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Clima**. Disponível em: <www.inmet.gov.br/portal>. Acesso em: 13 maio 2013.
- IRION, G. Die entwicklung des zentral-und obeamazonischen tieflands im spat-pleistozän und im holozän. Kiel, **Amazoniana**, v. 6, p. 67-79, 1976.
- IRION, G. Soil Infertility in the Amazon Rain Forest. **Naturwissenschaften**, Berlin, v. 65, p. 515-519, 1978.
- IRION, G. Sedimentation and sediments of Amazon rivers and evolution of the Amazon landscape since Pleocene time. In: SIOLI, H. (ed.). **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of might Tropical Rivers and its Basin**. Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 201-203.
- IRIONDO, M. H. Geomorfologia da planície Amazônica. In: SIMPÓSIO DO QUATERNÁRIO NO BRASIL, 4., 1982, Rio de Janeiro. **Atas...** Rio de Janeiro: SBG, 1982. p. 323-348.
- IRMLER, U. Inundation: forest types in the vicinity of Manaus. **Biogeographical**, Saarbrücken, v. 8, p. 17-29, 1977.
- JARDIM, M. A. G.; VIEIRA, I. C. G. Composição florística e estrutura de uma floresta de várzea do estuário amazônico, Ilha do Combu, Estado do Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, Belém, n. 2, p. 333-354, 2001. (Série Botânica, 17).
- JARDIM, M. A. G. et al. Diversidade e estrutura de palmeiras em floresta de várzea do estuário amazônico. **Amazônia: ciência e desenvolvimento**. Belém, v. 2, n. 4, p. 67-84, 2007.
- JUNK, W. Investigations on the ecology and production:- biology of the “Floating Meadows” (*Paspalo-Echinochoetun*) on the middle Amazon. Part I: the floating vegetations and its ecology. **Amazoniana**, Kiel, v. 2, p. 449-496, 1970.

JUNK, W. Investigation on the Ecology and Production - Biology of the “Floating Meadows” (*Paspalo-Echinochoetun*) on the middle Amazon. Part II: the aquatic fauna in the root zone of floating vegetations. **Amazoniana**, Kiel, v. 4, p. 9-102, 1973.

JUNK, W. J. As águas da Região Amazônica. In: SALATI, E. et al. (Ed.). **Amazônia**: desenvolvimento, integração e ecologia. São Paulo: Brasiliense, 1983. p. 14-44.

JUNK, W. J. Ecology of the varzea floodplain of Amazonian white water rivers. In: SIOLI, H. (Ed.): **The Amazon**: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 216-243.

JUNK, W. Os recursos hídricos da Amazônia. In: PAVAN, C.; ARAÚJO, M. C. D. (Ed.). **Uma Estratégia Latino-Americana para a Amazônia**. Brasília, DF: MMA, 1996.

JUNK, W. J. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. **Archiv für Hydrobiologie Supplements**, v. 115, p. 261-280, 1999.

JUNK, W. J. The central Amazon River floodplain: concepts for the Sustainable Use of its Resources. In: JUNK, W. J. et al. (Ed.) **The central Amazon floodplain**: actual use and options for a sustainable management. Leiden: Blackhuys Publishers, 2000. p. 76-94.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the international large river Symposium**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 110-127. (Canadian Special Publication for Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106).

JUNK, W. J. et al. A classification of major natural habitats of amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461–475, 2012.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; SAINT-PAUL, U. The fish. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain**: Ecology of a Pulsing System. Berlin: Springer, 1997. p. 385–408.

JUNK, W. J.; FURCH, K. A general review of tropical South American floodplains. **Wetlands Ecology Management**, v. 2, p. 231-238, 1993.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain**: ecology of a pulsing system. New York: Springer, 1997. p. 351-359. (Ecological Studies, v. 126)

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. An introduction to South American wetland forests: distribution, definitions and general characterization. In: JUNK, W. J. et al. (Ed.). **Amazonian floodplain forests**: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. London: Springer, 2010. p. 3-25. (Ecological Studies, v. 210).

- JUNK, W. J. et al. **A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands.** *Wetlands*, v. 31, p. 623-640, 2011.
- KALLIOLA, R. et al. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. **Journal of Ecology**, v. 79, p. 877-901, 1991.
- KALLIOLA, R.; PUHAKKA, M.; DANJOY, W. **Amazonia peruana:** vegetación húmeda tropical en el llano sudandino. Finlândia: Gummerus Printing, 1993. 265 p.
- KÄMPF, N.; KERN, D. C. O solo como registro da ocupação humana pré-histórica na Amazônia. In: VIDAL-TORRADO, P. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 277-320.
- KLINGE, H.; ADIS, J.; WORBES, M. The vegetation of a seasonal várzea forest in the lower Solimões River, Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 25, n. 3-4, p. 201-220, 1995.
- KOUSKY, V. E.; KAYANO, M. T.; CAVALCANTI, I. F. A. A review of the southern oscillation oceanic atmospheric circulation changes and related rainfall anomalies. **Tellus**, v. 36 A, p.490-504, 1984.
- KUBITZKI, K. The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. **Plant Systematics and Evolution**, Amsterdam, v. 162, p. 285-304, 1989.
- KUBITZKI, K.; ZIBURSKI, A. Seed dispersal in flood plain forest of Amazonia. **Biotropica**, v. 26, n. 1, p. 30-43, 1994.
- LEDUC, R. **Caracterização e mapeamento da vegetação e uso do solo da Reserva Extrativista do Baixo Juruá, Amazonas.** 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais)-INPA - Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia; Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.
- LIMA, A. C.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status. **Freshwater Biology**, v.49, p.787–800, 2004.
- LIMA, D. (Org.) **Diversidade socioambiental nas várzeas dos rios Amazonas e Solimões:** perspectivas para o desenvolvimento da sustentabilidade. Manaus: IBAMA. ProVárzea, 2005. 416 p.
- LIMA, R. R. **A agricultura nas várzeas do estuário do Amazonas.** Belém: IAN, 1956. 164 p. (Boletim Técnico, 33).
- LIMA, R. R.; TOURINHO, M. M. **Várzeas da Amazônia Brasileira:** principais características e possibilidades agropecuárias. Belém: FCAP, 1994. 20 p.
- LIMA, R. R.; TOURINHO, M. M.; COSTA, J. P. C. **Várzeas flúvio-marinhas da Amazônia brasileira:** características e possibilidades agropecuárias. Belém: FCAP, 2001. 342 p.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological Studies in Tropical Fish Communities.** Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 382 p.

LUNDBERG, H. et al. The scientific impact of the goddard high resolution spectrograph. In: BRANDT, J. C. et al. (Ed.). **Astronomical Society Pacific Conference**. San Francisco, 1998. p. 257-260. (ASP Conference Series, 343).

MARLIER, G. Étude sur les lacs de l'Amazonie Central. **Caderno da Amazônia**, Manaus, v. 5, 51 p., 1965.

MARLIER G. Ecological studies on some lakes of the Amazon valley. **Amazoniana**, v. 1, n. 2, p. 91-115, 1967.

MARLIER, G. Limnology of the Congo and Amazon rivers. In: MEGGERS, B. J.; AYENSU, E. S.; DUCKWORTH, W. D. (Eds.). **Tropical forest ecosystems in Africa and South America: a comparative review**. Washington, DC: Smithsonian Institute Press, 1973. p. 223-238.

MARQUES-AGUIAR, S. A. et al. Interações de quirópteros em ecossistemas tropicais: perspectivas de estudo para Caxiuana. In: LISBOA, P. L. B. (Org.). **Caxiuana: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica**. Belém: MPEG, 2002. p. 651-668.

MARTINS, S. E. M. **Geomorfologia e sedimentologia dos depósitos sedimentares recentes da porção superior do estuário do rio Pará (baía de Marajó, Amazônia)**. 2010. 123 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Marinha)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

MCGRATH, D. G. et al. Fisheries and the Evolution for Resource Management on the Lower Amazon Floodplain. **Human Ecology**, v. 21, n. 2, p. 167-195. 1993.

MELACK, J. M.; FORSBERG, B. R. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E. (Eds.). **Biogeochemistry of the Amazon Basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p. 235-274.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon Basin. In: JUNK, W. J. et al. (Ed.) **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, diversity and sustainable management**. New York: Springer Verlag, 2010. p. 43-59.

MELLO, C. F.; MOCHEL, F. R. **Diagnóstico para avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da zona costeira-estuarina dos estados do Piauí, Maranhão, Pará e Amapá**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2002. 72 p. Disponível em: <http://www.brasil-rounds.gov.br/round5/arquivos_r5/guias/sismica/refere/Estu%Elrios%20Norte.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2016.

MELLO, C. F.; SOUZA, R. A. L.; BELÚCIO, L. F. **Relatório de Controle Ambiental de Boa Vista, município de Tefé, Amazonas-AM**. Manaus: ASSEMA, 1996.

MELLO, C. F.; SOUZA, R. A. L.; BELÚCIO, L. F. **Relatório de controle ambiental da área sul de Urucu, Município de Coari, Amazonas-Brasil-AM**. Manaus: ASSEMA, 1997.

- MELO, N. F. A. et al. Rios da Amazônia brasileira. In: Souza, R. A. L. (Org.). **Ecossistemas aquáticos: bases para o conhecimento**. Belém: EDUFRA, 2013. p. 59-81.
- MENDONÇA, M. S. et al. Etnobotânica e o saber tradicional. In: FRAXE, T. J. P.; PEREIRA, H. S.; WITKOSKI, A. C. (Org.). **Comunidades ribeirinhas amazônicas: modos de vida e uso dos recursos naturais**. Manaus: EDUA, 2007. p. 91-105.
- MENEZES, D. P. **Mapeamento temático na várzea do Baixo Amazonas: Clima e Floresta**. [S.l.]: IPAM, 2011.
- MERTES, L. A. K.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Channel-floodplain geomorphology along the Solimoes-Amazon River, Brazil. **Geology Society of America Bulletin**, v. 108, n. 9, p. 1089-1107, 1996.
- MINEROPAR. **Planície de Inundação**. 2012. Disponível em: <<http://www.mineropar.pr.gov.br/modules/glossario/conteudo.php?conteudo=P>>. Acesso em: 12 jan. 2014.
- MITSCH, J. W.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. New York: J. Wiley e Sons, 2000, 920 p.
- MOCHEL, F. R. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. (Org.). **Amazônia maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p. 93-116.
- MORAN, E. F. **A ecologia humana das populações da Amazônia**. Rio de Janeiro: Vozes. 1990. 319 p.
- NEWBOLD, J. D. et al. Measuring nutrient spiralling in streams. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, Ottawa, v. 38, n. 7, p. 860-863, 1981.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. 1979.
- OLIVEIRA JUNIOR, R. C. de et al. **Zoneamento agroecológico do município de São João de Pirabas, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1998. 61 p. (Embrapa-CPATU. Documentos, 131).
- OLSON, D. M. et al. Terrestrial ecoregions of the World: a new map of life on earth. **BioScience**, v. 51, p. 933-938, 2001.
- PATRICK, R. The catherwood foundation Peruvian-Amazon expedition: limnological observations and discussion of results. **Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, Philadelphia, v. 14, p. 5-28, 1966.
- PEREIRA, I. C. B. et al. Reconhecimento da cobertura vegetal da várzea do Rio Guamá (Pará) a partir de imagens de sensores remotos. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**, Belém, v. 1, n. 1, p. 209-220, 2005.

- PEREIRA, H. S. A. dinâmica da paisagem socioambiental das várzeas do rio Solimões-Amazonas. In: FRAXE, T. J. P.; PEREIRA, H. S.; WITKOSKI, A. C. (Org.). **Comunidades ribeirinhas amazônicas: modos de vida e uso dos recursos naturais**. Manaus: EDUA, 2007. p.11-32.
- PEREIRA, R. C. C. C. Uma análise geossistêmica da alta bacia do rio Pericumã/MA. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 4, p. 284-296, 2012. Edição Especial.
- PERÍGOLO, N. A.; SIMON, M. F.; MEDEIROS, M. B. Caracterização da vegetação do Médio rio Madeira, Rondônia. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 64., 2013, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: [s.n.], 2013.
- PIEIDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Natural herbaceous plant communities in the Amazon floodplains and their use. In: JUNK, W. J. et al. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management**. Leiden: Backhuys Publishers, 2000. p. 269-290.
- PIÑEDO-VASQUEZ, M. et al. Post-boom timber production in Amazonia. **Human Ecology**, v. 29, n. 2, p. 219-239. 2001.
- PIRES, J. M. Plantas novas da Amazônia. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**, v. 28, p.45-48, 1953.
- PIRES, J. M.; KOURY, H. M. Estudo de um trecho de mata de várzea próximo a Belém. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo Norte**, v. 36, p. 3-44, 1958.
- PIRES, J. M. Esboço fitogeográfico da Amazônia. **Revista da Sociedade de Agrônomos e Veterinários do Pará**, Belém, v. 7, p. 3-8, 1961.
- PIRES, J. M. Tipos de vegetação da Amazônia. In: SIMÕES, M. F. (Ed.). **O Museu Goeldi no ano do sesquicentenário**. Belém: MPEG, 1973. p. 179-202. (Museu Paraense Emílio Goeldi. Publicações Avulsas, 20).
- PIRES, J. M. Tipos de vegetação da Amazônia. **Brasil Floresta**, Belém. v. 5, n. 17, 1974. p. 48-58.
- PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. Notes on the vegetation types of the Brazilian Amazon. In: PRANCE, G. T.; LOVEJOY, T. E. (Ed.). **Key environments: Amazonia**. Oxford: Pergamon Press, 1985. p. 109-145.
- PORRO, A. **O povo das águas: ensaios de etno-história amazônica**. Petrópolis: Vozes; São Paulo: EdUSP, 1995.
- PRANCE, G. T. The origin and evolution of the Amazon flora. **Interciência**, v. 3, n. 4, p. 207-30.1978.
- PRANCE G. T. Notes on the vegetation of Amazonia. III: The terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. **Brittonia**, v. 31, n. 1, p. 26-38. 1979.
- PRANCE, G. T. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas à inundação. **Acta Amazônica**, v. 10, n. 13, p. 495-504. 1980.

- QUEIROZ, H. L. A. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. **Revista de Estudos avançados IEA-USP**, v. 19, n. 54, 2005. Dossiê Amazônia II.
- QUEIROZ, J. A. L. **Fitossociologia e distribuição diamétrica em floresta de várzea do estuário do Rio Amazonas no Estado do Amapá**. 2004. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- QUEIROZ, J. A. L.; MACHADO, S. A. Fitossociologia em floresta de várzea do estuário amazônico no Estado do Amapá. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 57, p. 5-20, 2008.
- QUEIROZ, M. M. A. et al. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães - Amazonas - Brasil. **Acta Amazônica**, v. 39, n. 4, p. 941-950, 2009.
- RADAMBRASIL. **Folha SA-23. São Luis e parte da Folha SA 24 Fortaleza**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral, 1973. (Série Levantamento dos Recursos Naturais, 3).
- RADAMBRASIL. **Folha SA-22 Belém**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral, 1974. (Série Levantamento dos Recursos Naturais, 2).
- RADAMBRASIL. **Folha SB19 Juruá**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral, 1977. (Série Levantamentos de Recursos Naturais, 15).
- RABELO, B. V. (Coord.). **Mazagão: realidades que devem ser conhecidas**. Macapá: Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá - IEPA, 2005. 119 p.
- REINDL, J. **Die schwarzen Flüsse Südamerikas**. München: Theodor Ackermann, 1903. 138 p.
- RENÓ, V. F. et al. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 3446-3456, 2011.
- RIBEIRO, N. V. **Atlas da várzea: Amazônia Brasil**. Manaus: IBAMA, 2007. 132 p.
- ROCHA, S. F. R. **Biodiversidade Cabocla: percepções de valor e conhecimento popular para a conservação dos recursos vegetais na várzea Amazônica**. 2004. 124 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- RODRIGUES, T. E. et al. **Zoneamento agroecológico do município de Curuçá, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2003. 45 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 151).
- ROSSETTI, D. F.; TOLEDO, P. M. Environmental changes in Amazonia as evidenced by geological and paleontological data. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, p. 251-264, 2007.
- ROOSEVELT, A. C. The Lower Amazon: a dynamic human habitat. In: LENTZ, D. L. (Org.). **Imperfect Balance: landscape transformations in the Pre-Columbian Americas**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 455-491.

SALATI, E.; MARQUES, J.; MOLION, L. C. B. Origem e distribuição das chuvas na Amazônia. **Interciência**, v. 3, n. 4, p. 200-206, 1978.

SALATI, E.; MARQUES, J. Climatology of the Amazon region. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 85-12.

SALOMÃO, R. P. et al. The forests of Belo Monte on the great curve of the Xingu River, Eastern Amazon. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**. v. 2, n. 3, p. 57-153. 2007.

SAMPAIO, L. **Respostas de plantas jovens de açaí à adubação fosfatada e a inundação em solos de várzea**. 1998. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal de Lavras, Lavras. 1998.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 3, n. 3, p. 437-447, 2001.

SANTOS, A. A. dos. **Estratégias para o Uso Sustentável dos Recursos Pesqueiros da Amazônia**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável – FBDS, 1996. 48 p.

SANTOS, P. L. dos et al. **Zoneamento agroecológico do município de Augusto Corrêa, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1999, 55 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 26).

SANTOS, S. R. M.; MIRANDA, I. S.; TOURINHO, M. M. Estimativa de biomassa de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Juba, Cametá, Pará. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 01, p. 44-54, 2004.

SANTOS, U. M. Observações limnológicas sobre a asfixia e migração de peixes na Amazônia central. **Ciência e Cultura**, v. 31, p. 1033-1040, 1979.

SCHUBART, H. O. R. Ecologia e utilização das florestas. In: SALATI, E. et al. (Ed.). **Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia**. São Paulo: Brasiliense, 1982. p.101-143.

SEDELL, J. R.; RICHEY, J. E.; SWANSON, F. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers?. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the international large river Symposium**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 110-127. (Canadian Special Publication for Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106).

SILVA, J. M. C. Santarém. In: VALENTE, R. et al. (Org.). **Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil**. Belém: Conservação Internacional, 2011. p. 88-91.

SILVA, L. V. M.; FARIA, I. F.; DIAS, A. L. A. Design e produtos florestais não madeireiros: sustentabilidade comunitária em Silves - AM. In: ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 5., 2010, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: ANPPAS, 2010. 20 p.

- SILVA, S. S. (Org.). **Plano de manejo floresta nacional Mapiá-Inauini**: diagnóstico e características. Brasília, DF: ICMBIO/MMA, 2009. 179 p. v. 1.
- SILVA, R. B. (Org.). **Plano de manejo da reserva extrativista do Médio Juruá**. Diagnóstico e Caracterização. Carauari: ICMBIO/MMA, 2011, 198p.. (Estudo Técnico, 1).
- SILVEIRA, O. F. M.; SANTOS, V. F. Aspectos Geológicos - Geomorfológicos Região Costeira entre o Rio Amapá Grande e a Região dos Lagos do Amapá. In: COSTA NETO, S. V. (Org.) **Inventário Biológico das Áreas do Sucuriju e Região dos Lagos no estado do Amapá**: relatório final PROBIO. Macapá: IEPA, p. 17-40. 2006. Disponível em: <http://iepa.ap.gov.br/probio/relatorios/Relatorio_Cap02.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2013.
- SIOLI, H. Über Natur und Mensch im barsilianischen Amazonasgebiet. **Erdkunde**, v. 10, n. 2, p. 89-109, 1956.
- SIOLI, H.; KLINGE, H. Solos, tipos de vegetação e águas na Amazônia Brasileira. In: BOLETIM do Museu Paraense Emilio Goeldi. Belém: MPEG, 1962. p. 27-41. (Nova Série Avulsa, 1).
- SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrology, morphology of the river courses and river types. In: SIOLI, H. (Ed.). **Amazon**: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht: Junk Publishers, 1984. p. 127-165.
- SIOLI, H. **Amazônia**: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Rio de Janeiro: Vozes, 1991. 72 p.
- SIOLI, H. 50 anos de pesquisa em limnologia na Amazônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 36, p. 287-298, 2006.
- SLRTDM. **A Baixada Maranhense no período chuvoso, com os campos alagados**. 2010. 1 fotografia, color., 1600 x 1200 pixels. Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:Baixada_Maranhense.JPG>. Acesso em: 13 dez. 2015.
- SOARES, J. B. (Coord.). **Estudo prévio de impacto ambiental**: cidade universitária. Manaus: UEA; Fundação MURAKI, 2012, 891 p.
- SOARES JUNIOR, A. V.; HASUI, Y.; BEMERGUY, R. L. O rio Amazonas. In: HASUI, Y. et al. (Ed.) **Geologia do Brasil**. São Paulo: Beca, 2012. p. 611-621.
- SOUZA FILHO, P. W. M. Impactos naturais e antrópicos na Planície Costeira de Bragança (NE do Pará). In: PROST, M. T.; MENDES, A. C. (Org.). **Ecossistemas Costeiros**: Impactos e gestão ambiental. Belém: MPEG, 2001. p. 133-144.
- SOUZA FILHO, P. W. M.; EL-ROBRINI, M. Morfologia, processos de sedimentação e litofácies dos ambientes morfo-sedimentares da planície costeira Bragantina, nordeste do Pará, Brasil. **Geonomos**, v. 4, n. 2, p. 1-16, 1996.

SURGIK, A. C. S. Estudo jurídico para a várzea amazônica. In: BENATTI, J. H. et al. (Org.). **A questão fundiária e o manejo dos recursos naturais da várzea: análise para a elaboração de novos modelos jurídicos**. Manaus: IBAMA ProVárzea, 2005. p.15-32.

STALLARD, R. F.; EDMOND, J. M. Geochemistry of the Amazon 2: the influence of geology and weathering environment on the dissolved load. **Journal of Geophysical Research**, v. 88, n. 14, p. 9671-9688, 1983.

TEIXEIRA, M. F. N.; CARDOSO, A. **Modificações das características químicas dos solos inundados**. Belém: FCAP, 1991.

TRIMER, N. F. C. (Org.). **Ciência, história e arte: obras raras e especiais do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo**. São Paulo: EdUSP. 2012. 348 p.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (Ed.). **Dynamics of lotic ecosystems**. Michigan: Ann Arbor Sciences, 1983. p. 29-42.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to Floodplain Rivers. **Regulated Rivers: research e management**, v. 10, p. 159-168, 1995.

WITTMANN, F.; ANHUF, D.; JUNK, W. J. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian varzea forests by remote sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 805-820, 2002.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J. Sampling communities in Amazonian white-water forests. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 10, p. 1533-1544, 2003.

WITTMANN, F.; JUNK, W.; PIEDEDE, M. T. The varzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 2-3, p. 99-212, 2004.

WITTMANN, F. et al. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon basin. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334-47, 2006.

WORBES, M.; PIEDEDE, M. T. F.; SCHONGART, J. Holzwirtschaft im Mamiraua-Projekt zur nachhaltigen Entwicklung einer Region im Überschwemmungsbereich des Amazonas. **Forstarchiv**, v. 72, p. 188–200, 2001.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF). **Tropical and subtropical moist broadleaf forests**. 2017. Disponível em: <<https://www.worldwildlife.org/biomes/tropical-and-subtropical-moist-broadleaf-forests>>. Acesso em: 13 dez. 2017.

CAPITULO II

POLUIÇÃO AQUÁTICA

Maria de Lourdes Souza Santos¹

Igor Charles Castor Alves²

Adriana Oliveira Bordalo³

Nuno Filipe Alves Correia de Melo⁴

Glauber David Palheta⁵

Raimundo Aderson Lobão de Souza⁶

1 IMPORTÂNCIA DA ÁGUA

A água é um recurso natural essencial para a manutenção da vida, é um bem precioso e de valor inestimável. Sua qualidade é importante para os mais diversos usos (Figura 1) e é vital para existência dos ciclos biológicos, geológicos e químicos que mantêm em equilíbrio os ecossistemas.

¹ Doutora em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco - UFPE. Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: lourdes.santos@ufra.edu.br.

² Doutor em Geociências, na área de Geologia Marinha. Professor Titular I na Universidade da Amazônia-UNAMA, Programa de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano-PPDMU. E-mail: igor.charles@unama.br.

³ Mestre em Geologia e Geoquímica. Técnica em Química Industrial da Universidade do Estado do Pará - UEPA/CCNT. E-mail: adribordalo@yahoo.com.br.

⁴ Doutor em Oceanografia. Professor Associado da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca. E-mail: nuno.melo@ufra.edu.br, gpalheta@gmail.com.

⁵ Doutor em Ciência Animal. Professor Adjunto da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca. E-mail: glauber.palheta@ufra.edu.br, gpalheta@gmail.com.

⁶ Doutor em Ciências. Professor Voluntário no Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais do Instituto Socioambiental e Recursos Hídricos - PPGAQRAT da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: adersonlobao@globo.com.

Figura 1 - Importância da água em algumas das diversas atividades humanas, como piscicultura (a), uso doméstico (b), navegação (c) e dessententação de animais (d).

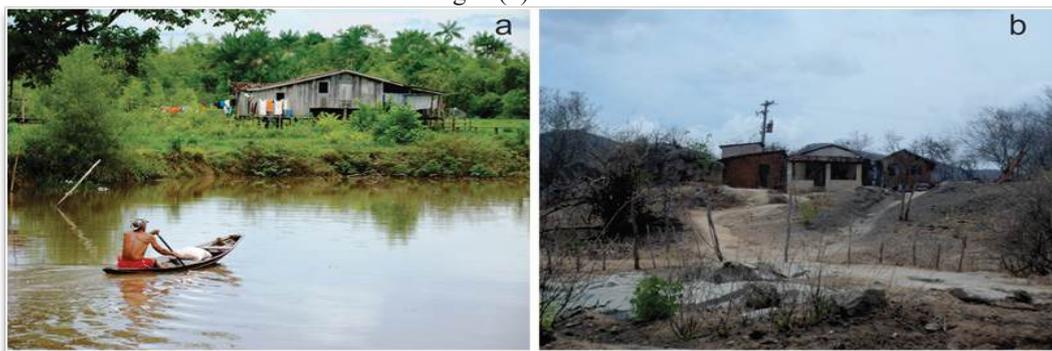


Fonte: Alves, I. C. C. et al. (2012).

A conservação da quantidade e da qualidade da água depende das condições naturais e da poluição existente nas bacias hidrográficas. De acordo com Rocha, Rosa e Cardoso (2009), existem inúmeras situações de ecossistemas em estresse no planeta, são vários os casos de disputas existentes entre países que dispõem da mesma fonte de água. Acredita-se que em poucos anos haverá no mundo uma crise semelhante à do petróleo, ocorrida em 1973, relacionada à disponibilidade de água de boa qualidade.

No Brasil, apesar de possuir disponibilidade de água doce superficial, muita gente ainda não tem acesso a este bem (Figura 2).

Figura 2 - Brasil de contrastes, na Amazônia está concentrado a maior parte da água doce do país (a), enquanto o nordeste brasileiro sofre com acesso a água (b).



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) as Regiões Sudeste e Sul, em 2010, continuaram sendo as que tinham os maiores percentuais de domicílios ligados à rede geral de abastecimento de água (90,3 % e 85,5 %, respectivamente), em contraste com as Regiões Norte e Nordeste que, apesar dos avanços, continuaram com os percentuais mais baixos (54,5 % e 76,6 %, respectivamente). A prestação de serviço de abastecimento de água por rede geral está associada à melhor qualidade de vida dos moradores em domicílios particulares permanentes por representar maior grau de conforto e, por princípio, tratar-se de um fornecimento de água de melhor qualidade.

Por sua vez, o Ministério do Meio Ambiente revela que 70% das bacias hidrográficas das regiões sul e sudeste do Brasil estão contaminadas por lixo industrial ou doméstico. Associada a este problema está a questão da falta de tratamento dos esgotos. Os rios brasileiros recebem um volume de substâncias poluente quatro vezes maior que sua capacidade de autodepuração (MAGOSSI; BONACELLA, 2003).

Atualmente a qualidade das águas dos rios e igarapés da Amazônia passou a ser algo preocupante. A origem das perturbações na qualidade da água deve-se, de fato, a várias causas simultâneas decorrentes de ações antrópicas (Figura 3) e de condicionantes naturais, como o aumento da densidade populacional, a influência de marés e a precipitação pluviométrica em certas épocas do ano. Entre as causas antrópicas destacam-se os efluentes oriundos de esgotos, os quais estão vinculados às atividades urbanas, agrícolas, mineração, portuárias e industriais (CUNHA et al., 2004).

Figura 3 - Atividades antrópicas na região Amazônica: represamento (a), lançamento de esgotos domésticos e industriais (b), eutrofização de lagos (c), lançamento de lixo nos córregos e canais (d).



Fonte: Alves, I.C.C. et. al. (2012).

A qualidade da água é utilizada como indicador das condições do sistema aquático e para avaliar o estado de poluição, degradação ou conservação de rios, lagos, represas, estuário, águas costeiras e áreas alagadas. Pode-se realizar essa avaliação por meio de monitoramento, que é a coleta de informações regulares e a formação de um banco de dados fundamental para futuras ações. Os limites dos usos da água devido à deterioração da sua qualidade, são apontados na tabela 1.

Tabela 1 - Limites dos usos da água, devido à degradação da sua qualidade.

POLUENTE	ÁGUA POTÁVEL	VIDA AQUÁTICA	RECREAÇÃO	IRRIGAÇÃO	USOS INDUSTRIAIS	ENERGIA E RESFRIAMENTO	TRANSPORTE
Patógenos	XX	0	XX	X	XX	Na	na
Sólidos em suspensão	XX	XX	XX	X	X	X	XX
Matéria orgânica	XX	X	XX	+	XX	X	na
Algas	XX	X	XX	+	XX	X	X
Nitrato	XX	X	na	+	XX	Na	na
Sais	XX	XX	na	XX	XX	Na	na
Elementos traço	XX	XX	X	X	X	Na	na
Micropoluentes orgânicos	XX	XX	X	X	?	Na	na
Acidificação	X	XX	X	?	X	X	na

(XX) impacto elevado impedindo o uso; (X) impacto negligível; (0) sem impacto; (na) não aplicável; (+) maior impacto na qualidade; (?) efeitos não completamente determinados.

Fonte: Chapman (1992).

2 CONCEITOS

2.1 POLUIÇÃO

Hoje o termo poluição abrange três diferentes determinantes básicas: introdução de substâncias artificiais e estranhas a um meio, como um agrotóxico despejado em um curso d'água; introdução de substâncias minerais ou orgânicas estranhas a um determinado meio, aquelas em suspensão nas águas de um lago ou rio; alteração na proporção ou nas características de um dos elementos constituintes do meio como a diminuição de oxigênio dissolvido nas águas de um rio (MAGOSSÍ; BONACELLA, 2003).

Para Rocha, Rosa e Cardoso (2009) a poluição é a alteração de alguma qualidade ambiental, a qual a comunidade exposta é incapaz de neutralizar os efeitos negativos, sendo algum tipo de risco identificado. Enquanto, a contaminação ocorre quando alguma substância estranha ao meio está presente.

De acordo com Rocha, Rosa e Cardoso (2009) as fontes de poluição são classificadas como:

- Fontes lineares: enxurradas em autoestradas;
- Fontes pontuais: redes de efluentes domésticos e industriais, derramamentos acidentais, atividades de mineração etc. (Figura 4);

Figura 4 - Poluição por fonte pontual lança os poluentes através de uma descarga concentrada.



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

- Fontes não-pontuais: práticas agrícolas, deposições atmosféricas, trabalhos de construção, enxurradas em solos etc. (Figura 5).

Figura 5 - Poluição por fonte não pontual lança os poluentes através de uma descarga distribuída.



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

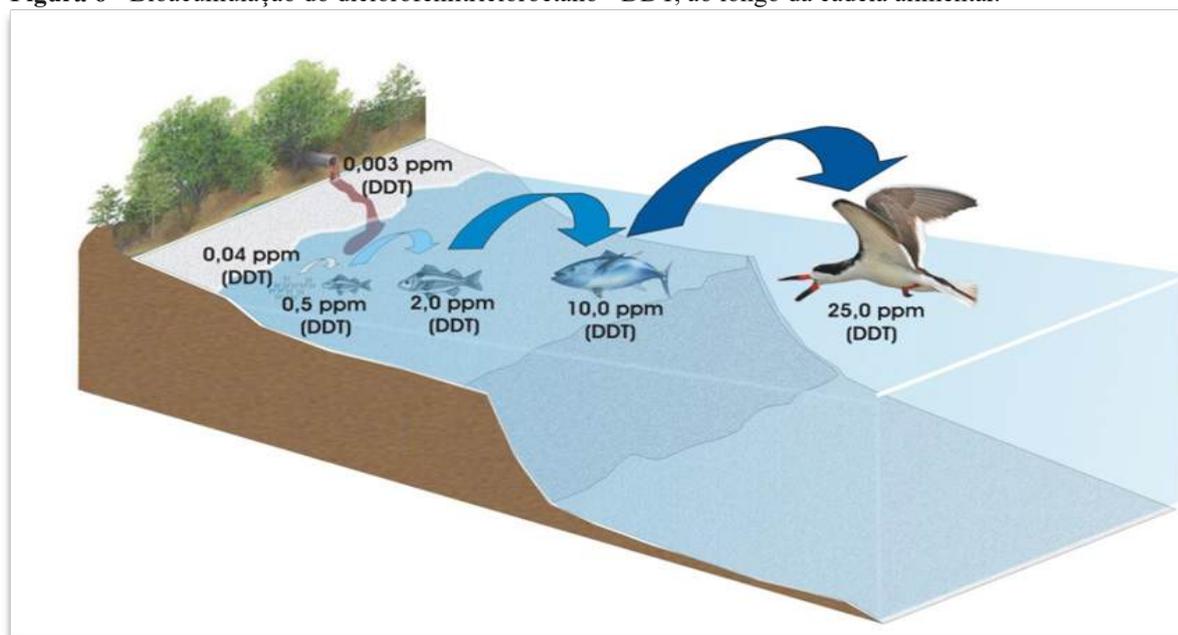
De acordo com Pereira e Soares-Gomes (2002) os poluentes são classificados com base na persistência no ambiente como:

- Poluentes não conservativos ou biodegradáveis - caracterizam-se pelo seu baixo tempo de residência no ambiente aquático;
- Facilmente dissipáveis – envolvem resíduos e ou subprodutos de atividades industriais e caracterizam-se pela rápida perda de toxicidade após sua entrada no ambiente marinho;
- Conservativos - não são susceptíveis a degradação bacteriana e, por isso, possuem um alto tempo de residência no ambiente aquático;
- Resíduos sólidos – estão incluídos uma variedade de rejeitos de atividades antrópicas como plásticos, náilon, resíduos de dragagens e partículas em geral.

2.2 BIOACUMULAÇÃO

A bioacumulação é o fenômeno pelo qual os organismos vivos retêm dentro de si certas substâncias tóxicas sem conseguir eliminá-las (Figura 6). Com isso, mesmo que um organismo viva num ambiente pouco poluído, ele pode, ao longo de sua vida, por meio da sua alimentação ou respiração, contaminar-se com doses cada vez maiores de substâncias nocivas, podendo até adoecer e morrer (MAGOSSI; BONACELLA, 2003).

Figura 6 - Bioacumulação do diclorofeniltricloroetano - DDT, ao longo da cadeia alimentar.



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

2.3 AUTODEPURAÇÃO

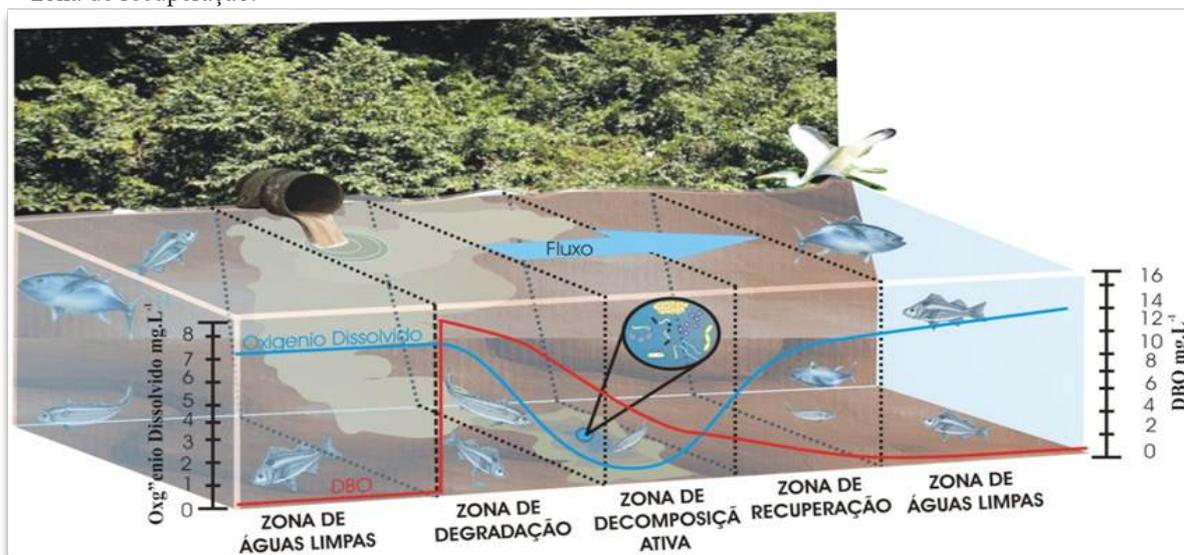
A matéria orgânica biodegradável é consumida pelos decompositores aeróbios, que transformam os compostos orgânicos de cadeias mais complexas, como proteínas e gordura, em compostos mais simples, como amônia, aminoácidos e dióxido de carbono. Durante a decomposição, há um decréscimo

nas concentrações de oxigênio dissolvido na água por causa da respiração dos decompositores. Existem diversos fatores que contribuem para o processo de autodepuração. Entre eles estão o potencial poluidor do esgoto, dado pela sua demanda bioquímica de oxigênio, e mais a concentração de oxigênio dissolvido (BRAGA et al., 2005).

As zonas de autodepuração (Figura 7) são descritas por Von Sperling (1996) como:

- Zona de degradação: Esta zona inicia após o lançamento das águas residuárias no corpo receptor. Sua principal característica é a alta concentração de matéria orgânica e uma diminuição do oxigênio dissolvido;
- Zona de decomposição ativa: Após a zona de depuração a decomposição é uma região com grande concentração de microrganismos desempenhando suas funções de decomposição de matéria orgânica e a concentração do oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo, podendo inclusive tornar-se igual à zero em alguns casos;
- Zona de recuperação: Após a etapa de decomposição de matéria orgânica, inicia a etapa de recuperação, onde o corpo d' água começa a estabilizar concentração de oxigênio;
- Zona de águas limpas: As águas ficam novamente limpas, voltando o corpo d' água a condições normais de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e teores de bactérias.

Figura 7 - Zonas de autodepuração – zona de águas limpas, zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação.



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

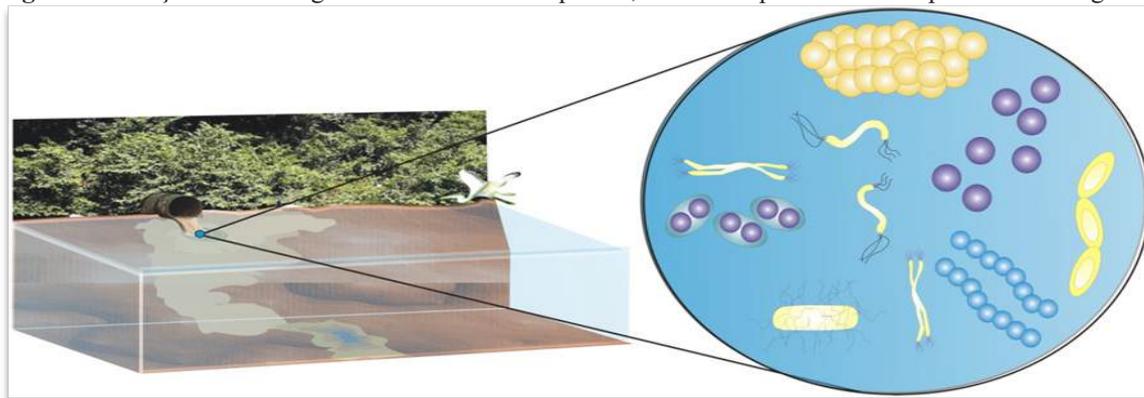
Braga et al. (2005) citam também a região anterior ao lançamento de matéria orgânica, em geral é uma região de águas limpas, com elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior, isso se já não existir poluição anterior.

3 ESGOTOS

A deterioração dos mananciais agravou-se muito com o advento das construções das redes de efluentes sanitários, aportando grandes quantidades de matéria orgânica nos rios. Isso ocorreu após a “reforma sanitária” iniciada na Inglaterra, em 1847, que introduziu o uso generalizado da descarga hidráulica nos vasos sanitários, ligando-os aos sistemas de efluentes e, conseqüentemente, fazendo descargas diretamente nos rios (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A contaminação das águas pelos esgotos urbanos resulta em dois problemas muito sérios: a contaminação por bactérias causadoras de doenças e a contaminação por substâncias orgânicas capazes de serem transformadas por microrganismos (MAGOSSI; BONACELLA, 2003).

Figura 8 - Lançamento de esgoto em ecossistema aquático, com destaque as bactérias presentes no esgoto.



Fonte: Alves, I. C. C. et. al. (2012).

Os efluentes urbanos e domésticos são principalmente caracterizados pelos seus altos teores em substâncias orgânicas (ricas em carbono, nitrogênio e fósforo). Quando a matéria orgânica atinge o ambiente aquático, ela tende a ser degradada pela ação microbiana e transformada em compostos inorgânicos (PEREIRA; SOARES-GOMES, 2002).

De acordo com Lopardo e Fernandes (2008), quando se trata da avaliação da matéria orgânica em um corpo d'água, os parâmetros mais utilizados são: a demanda bioquímica de oxigênio – DBO e a demanda química de oxigênio - DQO.

Outra medida para determinar a quantidade de substâncias orgânicas presentes em águas naturais é o carbono orgânico total – COT, usado para caracterizar a matéria orgânica dissolvida e em suspensão em água natural. Os componentes mais abundantes do carbono orgânico em águas naturais são usualmente os carboidratos, embora muitos outros tipos de compostos, entre os quais se incluem proteínas e aldeídos de baixa massa molar, cetonas e ácidos carboxílicos, estejam presentes (BAIRD, 2002).

Todos os corpos d'água naturais contêm matéria orgânica. Este fato deve-se principalmente à troca de matéria e energia na bacia hidrográfica por meio do ciclo hidrológico (poluição difusa) e pela ação antrópica direta (poluição pontual), como despejos de poluentes, definida como fonte alóctone. Além das fontes alóctones, a produção de matéria orgânica pela biota aquática e a ressuspensão do sedimento podem representar importantes fontes de matéria orgânica em alguns ecossistemas. Essas fontes de matéria orgânica, internas ao corpo d'água são denominadas fontes autóctones (LOPARDO; FERNANDES, 2008).

A matéria orgânica natural pode ser dividida em duas categorias (ZUMSTEINS; BUFFLE, 1989):

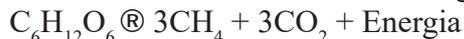
- Matéria orgânica lábil ou ativa: é formada pela fração da matéria orgânica que pode ser ativamente utilizada e transformada por organismos vivos. Geralmente são compostos bem definidos bioquimicamente, como polissacarídeos, proteínas, peptídeos e lipídeos.
- Matéria orgânica refratária: é formada por compostos que sofreram decomposição e estão estáveis. E pode ser:
 - Matéria orgânica refratária pedogênica: apresenta cadeia carbônica essencialmente com anéis aromáticos e grupos carboxílicos e hidroxílicos ligados aos anéis. Geralmente tem origem no solo.
 - Matéria orgânica refratária aquogênica: apresenta cadeia carbônica constituída por carbono alifático. Origina-se da biota aquática, principalmente da produtividade primária.

As reações e equações de importância são (VON SPERLING, 2007):

- Conversão aeróbia da matéria orgânica (oxidação):



- Conversão anaeróbica da matéria orgânica:



4 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é o que poderíamos chamar de “fertilização” das águas de rios, lagos, represas ou mesmo do mar; ela ocorre continuamente com o depósito de várias substâncias nutritivas (por meio das chuvas, queda de folhas etc.) que vão alimentar as algas, os peixes e outros organismos aquáticos (MAGOSSI; BONACELLA, 2003).

A eutrofização pode ser:

- Natural: É resultante do aporte natural de nutrientes carreados pelas chuvas e águas superficiais, ocorre quando essa “fertilização” acontece lentamente, de modo a contribuir para o equilíbrio ecológico do ambiente aquático.
- Cultural: É resultante das diversas atividades antrópicas como: esgotos domésticos, industriais, atividades agrícolas etc., ocorre quando uma quantidade de nutrientes maior que o normal chega até às águas superficiais.

O crescimento acelerado e a maior abundância de plantas aquáticas causam, frequentemente, deterioração da qualidade hídrica e crescimento de grandes volumes de algas (Figura 9), inclusive de cianobactérias potencialmente tóxicas, tornando-se um risco à saúde do ecossistema, além de implicarem em aumento no custo do tratamento da água para abastecimento (GALLI; ABE, 2010).

Figura 9 - Eutrofização em um manancial urbano.



Fonte: Santos, M. L. S⁷.

⁷ Imagem do acervo da autora.

A eutrofização pode ocasionar mudanças de estados de trofia (Tabela 2), ou seja, nas características físicas, químicas e biológicas de um determinado ecossistema aquático.

Tabela 2 - Diferentes estados tróficos e suas respectivas características dos ambientes aquáticos.

Categoria Estado Trófico	Características
Ultraoligotrófico	Águas transparentes, concentrações de nutrientes e produtividade muito baixa.
Oligotrófico	Águas transparentes, concentrações de nutrientes e produtividade baixas.
Mesotrófico	Produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	Alta produtividade, pouca transparência, presença de atividades antrópicas na maioria dos casos, alterações indesejáveis na qualidade da água.
Supereutrófico	Alta produtividade, baixa transparência, presença de atividades antrópicas na maioria dos casos, Bloom de algas e prejuízos aos usos da água.
Hipereutrófico	Elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, associado a Bloom de algas.

Fonte: Lamparelli (2004).

Segundo Tundisi e Matsura-Tundisi (2008) os efeitos generalizados da eutrofização nos ecossistemas aquáticos são:

- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis.
- Florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas.
- Produção de substâncias tóxicas por algumas espécies de cianofíceas.
- Altas concentrações de matéria orgânica, as quais se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos.
- Deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório devido à diminuição da transparência da água.
- Acesso restrito à pesca e a atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas.
- Menor número de espécies e diversidade de plantas e animais (biodiversidade).
- Alterações na composição de espécies daquelas mais importantes para as menos importantes (em termos econômicos e valor proteico).
- Depleção de oxigênio, particularmente nas camadas mais profundas, durante o outono em lagos e reservatórios de regiões temperadas.
- Diminuição da produção de peixes causada por depleção significativa de oxigênio na coluna de água e nas camadas mais profundas de lagos e reservatórios.

Para classificar os corpos d'água com diferentes graus de trofia é calculado o Índice de Estado Trófico (IET), que foi proposto inicialmente por Carlson (1977), sendo composto pelos Índices do Estado Trófico para a transparência – IET(S), fósforo total – IET (PT), e clorofila *a* – IET (CL).

No entanto, o IET, também conhecido como índice de Carlson (1977) possui como principal limitação o fato de ter sido desenvolvido com base em dados de reservatórios de regiões de clima temperado, o que pode restringir sua aplicação a regiões de clima tropical, como o Brasil. O índice define o estado trófico segundo a concentração de biomassa, que é avaliada através das medidas de transparência do disco de Secchi, enquanto que o fósforo total apresenta boa correlação com a transparência, mas somente quando este elemento é o fator limitante principal, assim a correlação não existe quando a luz ou temperatura limitam a atividade fotossintética.

Desta forma em ambientes lóticos, como os rios amazônicos que, de maneira geral, apresentam a turbidez como o principal fator influenciando a transparência e como consequência limita a própria atividade fotossintética, não é possível essa mesma interpretação a partir de dados de transparência, obtidas com uso de disco de Secchi.

Por esse motivo, Toledo Júnior et al. (1984) e Lamparelli (2004) recomendaram modificações na formulação matemática do IET de Carlson (1977), para melhor adaptação aos ambientes climáticos tropicais.

De acordo com Lamparelli (2004) o IET foi desenvolvido para reservatórios, no entanto, é aplicado também a rios. As equações do índice mais utilizadas são:

- Para rios (ambiente lótico)

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20 \quad (\text{Equação 1})$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad (\text{Equação 2})$$
- Para reservatórios (ambiente lêntico)

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) \quad (\text{Equação 3})$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1} = \text{mg.m}^{-3}$

CL é a concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1} = \text{mg.m}^{-3}$;

ln é o logaritmo natural (neperiano)

Os resultados de IET são apresentados como a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*.

$$\text{IET} = (\text{IET (CL)} + \text{IET (PT)}) / 2 \quad (\text{Equação 5})$$

No entanto, no caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila *a*, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada (LAMPARELLI, 2004). Para a classificação do IET (equações 1, 2, 3 e 4) são adotados os estados de trofia entre ultraoligotrófico a hipereutrófico (Tabela 3).

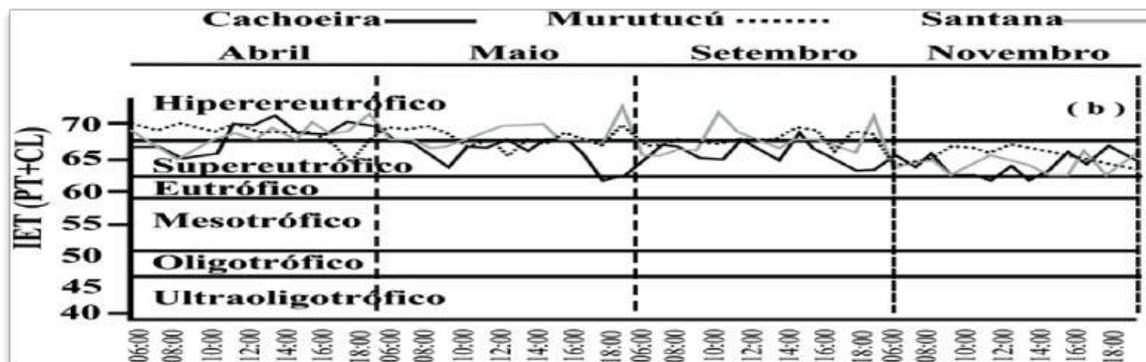
Tabela 3 - Classificação do Estado Trófico para ambientes lóticos e lênticos, segundo Índice de Carlson.

Categoria	Ambientes lóticos - Rios			Ambientes lênticos- Reservatórios	
	Ponderação	P-Total-PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P-Total-PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$P \leq 13$	$\text{CL} \leq 0,74$	$P \leq 8$	$\text{CL} \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < \text{CL} \leq 1,31$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < \text{CL} \leq 2,96$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < \text{CL} \leq 4,70$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < \text{CL} \leq 7,46$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$640 < P$	$7,46 < \text{CL}$	$233 < P$	$69,05 < \text{CL}$

Fonte: Lamparelli (2004).

Na região amazônica o IET foi utilizado por Alves et al. (2012), em estudo realizado no rio Arari, Ilha de Marajó-Pa. Estes autores verificaram que o IET (Figura 10) indicou o rio como supereutrófico durante o período chuvoso, e hipereutrófico no período menos chuvoso. Essa variação na classificação reflete a grande disponibilidade de fósforo e a elevada biomassa fitoplanctônica do rio Arari, em termos de clorofila *a*, desta forma, os autores consideram que o IET revelou boa representatividade do estado trófico do rio Arari.

Figura 10 - Distribuição do IET (CL+PT) nas três estações de coleta no rio Arari (Cachoeira, Murutucu e Santana) durante os períodos chuvoso e menos chuvoso do ano de 2009.



Fonte: Adaptação de Alves, 2012.

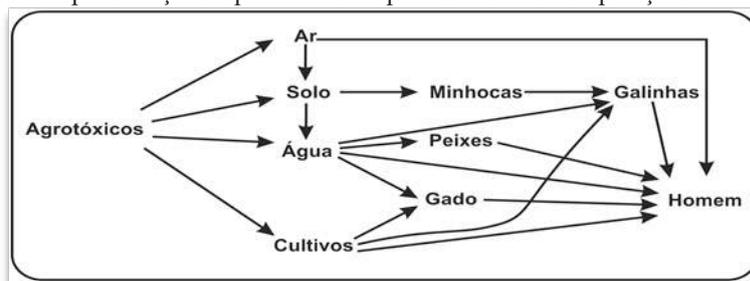
5 AGROTÓXICOS

Existem mais de 600 diferentes pesticidas utilizados na agricultura, no florestamento e na horticultura. Na bacia hidrográfica do igarapé Cumaru, município de Igarapé-açu, região nordeste do Pará, Lima, Souza e Figueiredo (2007) detectaram a utilização de alguns agrotóxicos, entre eles estão o dimetoato, deltametrina, difenoconazole e mancozeb que são utilizados com elevada frequência e sem preocupação com a qualidade dos recursos hídricos.

Os agroquímicos têm sido aplicados no campo mediante pulverizadores, bombas e aviões. Como o produto em spray possui partículas de vários tamanhos, a influência dos ventos não pode ser evitada e o aerosol de pesticida carregado pelo vento pode atingir diretamente as águas superficiais. Vários fatores influem na dispersão do pesticida: (a) tamanho da gota (tensão superficial, tamanho do orifício de saída e pressão do líquido); (b) dosagem, formulação e vo lume do spray e solventes utilizados no preparo; (c) condições ambientais (velocidade e direção dos ventos, umidade, temperatura); (d) altura da plantação (a dispersão aumenta com a altura do spray) e altura do spray (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

Indiretamente, existe um maior número de rotas de exposição (Figura 11). O homem, os animais domésticos e silvestres de forma geral estão expostos pela alimentação com as culturas nas quais foram aplicados os agrotóxicos. Os animais silvestres e domésticos podem se contaminar a partir da água, do solo, e de outros recursos ambientais contaminados nos quais vivem ou dos quais se alimentam. Tanto o homem como os animais domésticos e silvestres podem se contaminar bebendo água contaminada (WAICHMAN, 2008).

Figura 11 - Representação esquemática das possíveis vias de exposição ambiental e humana.



Fonte: Adaptação de Waichman (2008).

Pesticidas lixiviados por águas pluviais podem atingir a zona insaturada da coluna do solo ao

serem transportados por gravidade/capilaridade até águas do subsolo. Enxurradas e erosões constituem fontes adicionais para facilitar as contaminações, e as maiores ocorrem quando há fortes chuvas logo após as aplicações. Outras fontes de contaminação de águas por práticas agrícolas são as lavagens de utensílios diretamente nos mananciais ou a disposição inadequada de embalagens nas margens (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

Devido a todos os riscos citados, atualmente o uso de agrotóxicos tem sido bastante questionado, em especial por produtores de alimentos orgânicos, ou seja, aqueles alimentos que durante seu plantio e colheita não passaram pela presença de produtos químicos como os agrotóxicos.

O Brasil vem regulamentando as práticas voltadas à produção orgânica, a Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003, dispõe sobre a agricultura orgânica, destacando no:

Art. 1º Considera-se sistema orgânico de produção agropecuária todo aquele em que se adotam técnicas específicas, mediante a otimização do uso dos recursos naturais e socioeconômicos disponíveis e o respeito à integridade cultural das comunidades rurais, tendo por objetivo a sustentabilidade econômica e ecológica, a maximização dos benefícios sociais, a minimização da dependência de energia não-renovável, empregando, sempre que possível, métodos culturais, biológicos e mecânicos, em contraposição ao uso de materiais sintéticos, a eliminação do uso de organismos geneticamente modificados e radiações ionizantes, em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização, e a proteção do meio ambiente (BRASIL, 2003a).

Outras leis existentes vêm dar complementação as práticas orgânicas, como a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 que dispõe sobre pesquisa, experimentação, produção, embalagem e rotulagem, transporte, armazenamento, comercialização, propaganda comercial, utilização, importação, exportação, destino final dos resíduos e embalagens, registro, classificação, controle, inspeção e fiscalização de agrotóxicos, componentes e afins (BRASIL, 1989). No mesmo sentido a Resolução CONAMA nº334, de 3 de abril de 2003, dispõe sobre os procedimentos de licenciamento ambiental de estabelecimento destinado ao recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos (BRASIL, 2003b). Dessa forma, seguindo as tendências do desenvolvimento sustentável, nota-se que também o Brasil se preocupa em obter alimentos saudáveis para o consumo, assim como em não comprometer a segurança do meio ambiente no seu cultivo.

6 ELEMENTOS - TRAÇO

Os elementos-traço são conhecidos como metais pesados, metais traços, micronutrientes. A denominação mais aceita é elemento-traço, devido a não distinção entre metal e não metal e a sua ocorrência em baixas concentrações. Esses elementos químicos ocorrem na natureza, de um modo geral, em pequenas concentrações, da ordem de partes por bilhão (ppb) a partes por milhão (ppm) (ESTEVES, 1998).

Alguns elementos – traço como: Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo, e B são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações, e têm importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de um grande número de processos fisiológicos, como fotossíntese (Mg toma parte na formação da clorofila), cadeia respiratória (Fe e Cu fazem parte de citocromos e Fe faz parte da ferredoxina), fixação de nitrogênio (Mo faz parte da nitrogenase). Outros elementos-traço, como Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn, entretanto, não têm função biológica conhecida e são geralmente tóxicos a uma variedade de organismos (ESTEVES, 1998). Os mais conhecidos devido aos efeitos danosos frequentes sobre as biotas são: o mercúrio, cádmio, chumbo e arsênio.

Os metais pesados advêm de fontes naturais, tais como depósitos minerais, ou de fonte

antropogênica (Tabela 04), cujas principais são: a combustão de combustíveis fósseis (carvão, óleo e gás natural), manufaturas de metais e fundições, mineração e processamento de minérios, lixiviação de aterros sanitários e incineração de lixo, escoamento urbano ou agrícola, e efluente de esgotos domésticos (DELFINO, 2006).

Tabela 4 - Atividades industriais que geram emissão de poluentes metálicos.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Papel		X	X	X	X	X		X
Petroquímica	X	X		X	X		X	X
Indústria de cloro e KOH	X	X		X	X		X	X
Fertilizantes	X	X	X		X	X		X
Refinaria de petróleo	X	X	X	X	X	X		X
Usina siderúrgica	X	X	X	X	X	X	X	X
Indústria de metais não ferrosos	X	X	X	X	X			X
Veículos automotres e aviões	X	X	X	X	X		X	
Vidro, cimento, cerâmica		X						
Indústria têxtil		X						
Indústria de couro		X						
Usina termoeletrica		X						X

Fonte: Torem, Cunha e Casqueira (2002).

A especiação de metais pesados nos ecossistemas aquáticos compreende a distribuição de várias formas físico-químicas nos compartimentos (coluna d'água e seus particulados suspensos, sedimentos e água intersticial). Os metais podem estar presentes nas seguintes formas (MOZETO; ZAGATTO, 2006):

- Livre e dissolvida (metálicos, mono e polivalentes hidratados);
- Complexada, fraca ou fortemente, pela matéria orgânica dissolvida;
- Complexos solúveis, na fração de lipídios presentes na água;
- Adsorvidos nas partículas coloidais e nos particulados orgânicos e inorgânicos suspensos na água, especialmente nas argilas, que são partículas finamente divididas e com alta reatividade;
- Insolubilizada, usualmente como sulfetos e carbonatos.

Segundo Niencheski, Milani e Milani (2008), os elementos traço em águas naturais participam de vários processos que alteram sua forma físico-química ou sua distribuição espaço-temporal nos quatro principais compartimentos abióticos: material em suspensão, sedimentos, águas superficiais e águas intersticiais/subterrâneas. Esses compartimentos interagem entre si de forma contínua e bastante intensa. Os elementos traço frequentemente estão sujeitos a diferentes processos, como oxidação/redução, associação/dissociação em solução, adsorção/desorção, precipitação/dissolução e agregação/desagregação, não estando dissociados de outros processos como advecção, sedimentação e ressuspensão. Mais especificamente, entre o material em suspensão e os metais em solução ocorrem processos de adsorção/dessorção e de coprecipitação. O material em suspensão e os sedimentos depositados estão interligados por meio da sedimentação e dos processos de erosão e esses processos ocorrem após a deposição. As águas intersticiais, que podem apresentar altas concentrações de elementos traço, são capazes de influenciar as concentrações de metais nas águas superficiais por meio de processos como difusão, consolidação e bioturbação.

MERCÚRIO

O mercúrio é o único elemento metálico líquido à temperatura ambiente, possui caráter nobre e forma compostos orgânicos e inorgânicos. Bastante raro, porém, com extração e purificação simples, o mercúrio (Hg) ocorre na forma de um mineral, o cinábrio, principalmente no leste europeu, na Espanha, México e Argélia (BRASIL, 2010).

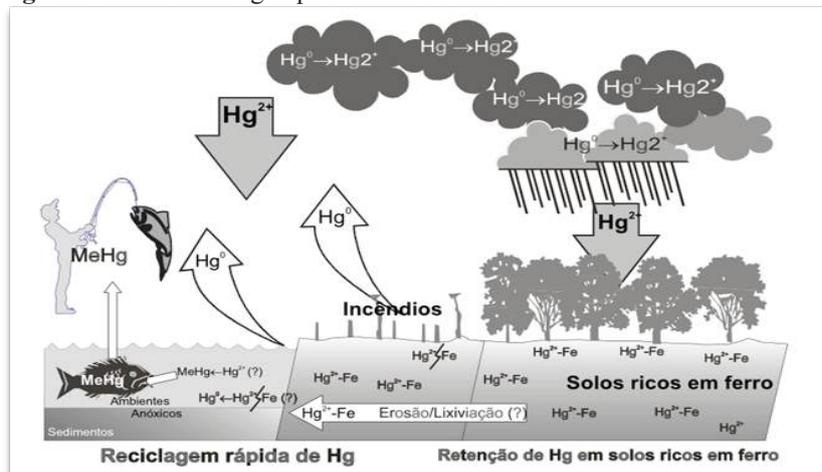
A produção mundial de mercúrio é estimada em 10 mil toneladas por ano para uso nas mais diversas áreas, como indústrias, mineração e odontologia, sendo os principais produtores o Canadá, a Rússia e a Espanha. A emissão natural de mercúrio é devida à gaseificação da crosta terrestre, emissões vulcânicas e evaporação natural de corpos d'água. A mineração de ouro e prata, a extração de mercúrio, a queima de combustíveis fósseis e a fabricação de cimento são exemplos de fontes antropogênicas de mercúrio (SOUZA; BARBOSA, 2000).

Uma das tragédias causadas pelo mercúrio ocorreu na década de 1950, no Japão, com pescadores das cidades de Niigata e Minamata, que se alimentavam de peixes contaminados com mercúrio. Somente nestas cidades morreram 52 pessoas, vítimas de doença provocada por distúrbios neurológicos. Esta doença ficou conhecida como doença de Minamata. Posteriormente, constatou-se que esta doença é causada por compostos de cloreto de metilmercúrio. Depois desta tragédia, vários países criaram normas e aumentaram o controle sobre a utilização e lançamento de elementos-traço no meio ambiente (ESTEVEES; GUARIENTO, 2011).

Podem ser citados inúmeros casos de contaminação de mercúrio ocorridos no Brasil, principalmente em garimpos da região norte e, em especial, na famosa jazida conhecida mundialmente como Serra Pelada. Em Serra Pelada, o minério de ouro era garimpado e purificado no próprio local. O garimpeiro, dotado de um tipo de cadinho para derreter o minério, e maçarico, misturava o mercúrio ao minério. O mercúrio reage com o ouro para formar amálgama, e o ouro pode, por aquecimento, ser facilmente separado devido ao baixo ponto de ebulição do mercúrio, que volatilizava totalmente (BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2010).

Neste processo ocorrem três tipos de contaminação/intoxicação por mercúrio: por inalação (intoxicação por via respiratória), por manuseio sem equipamento de proteção (intoxicação por via cutânea) e contaminação ambiental, pois o mercúrio é volatilizado e restos são descartados no meio ambiente, com potencial para causar sérios danos ambientais e à saúde (BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2010). O ciclo biogeoquímico do mercúrio no ambiente amazônico está demonstrado na figura 12.

Figura 12 - O ciclo biogeoquímico do mercúrio.



Fonte: Souza e Barbosa (2000).

A toxicidade ambiental do mercúrio está associada quase inteiramente à ingestão de peixes; essa

fonte responde por cerca de 94 % da exposição humana. As bactérias redutoras de sulfato em sedimentos geram metilmercúrio e o liberam nas águas, onde é absorvido pelos peixes por meio das águas que passam por suas guelras ou de seu suprimento alimentar. O íon CH_3Hg^+ forma CH_3HgCl no meio salino dos fluidos biológicos e esse complexo neutro passa pelas membranas biológicas, distribuindo-se por todos os tecidos dos peixes. Nos tecidos, o cloreto é deslocado por grupos de proteínas e sulfidil peptídio. Em virtude da alta afinidade do mercúrio com os ligantes de enxofre, o metilmercúrio só é eliminado lentamente e está, portanto, sujeito à bioacumulação quando os peixes pequenos são comidos pelos peixes maiores. O fenômeno é o mesmo para o DDT e outros lipófilos, mas o mecanismo difere porque o mercúrio se acumula no tecido carregado de proteína (músculo) em vez de na gordura (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

De acordo com Wasserman; Hacon; Wasseman (2001) foram observadas concentrações elevadas de mercúrio em peixes amazônicos, particularmente aqueles carnívoros e que têm maior longevidade (ex: AKAGI et al., 1995; BIDONE et. al., 1997; BARBOSA et al., 2000). O fenômeno é explicado pela bioacumulação do mercúrio. Assim, as algas e plantas aquáticas apresentam concentrações poucas vezes maiores do que as das águas. Os peixes que consomem exclusivamente estas algas e plantas têm concentrações maiores que às das algas e plantas e assim por diante até atingir peixes como o pintado ou a piranha, que apresentam concentrações até um milhão de vezes superior às da água. O enriquecimento dos peixes de maior longevidade está relacionado ao fato de o mercúrio ser muito dificilmente eliminado pelo organismo (TRUDEL; RASMUSSEN, 1997).

CÁDMIO

O cádmio (Cd) encontra-se no mesmo subgrupo da Tabela Periódica que o zinco e o mercúrio, sendo mais similar ao primeiro. Como no caso do zinco, o único íon comum do cádmio é a espécie $2+$ (BAIRD, 2002). O cádmio é extensamente distribuído pela crosta terrestre e apresenta concentração média em torno de $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Altas concentrações podem ser encontradas em rochas sedimentares e fosfatos marinhos que, frequentemente contém aproximadamente 15 mgCd.kg^{-1} (WOLRD HEALTH ORGANIZATION, 1992).

O cádmio é sempre encontrado em associação com o zinco na crosta terrestre e é obtido como subproduto da mineração e extração do zinco; não existem minas exclusivas de cádmio. Além disso, o cádmio está sempre presente como um contaminante nos produtos de zinco. Uma das fontes difusoras de cádmio no ambiente urbano é o aço tratado com zinco (galvanizado). O intemperismo sobre superfícies de aço galvanizado produz uma poeira carregada de zinco e cádmio; embora a concentração seja baixa, a quantidade total de cádmio é considerável (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

Um uso importante do cádmio é como um dos eletrodos das baterias recarregáveis “nicad” (níquel-cádmio), cada bateria contém cerca de 5 gramas de cádmio. O cádmio é emitido para o meio ambiente mediante a volatilização, quando as baterias gastas e os plásticos e outros materiais que o utilizem como pigmento ou estabilizante são incineradas como um componente do lixo (BAIRD, 2002).

A exposição ao cádmio nos humanos ocorre geralmente através de duas fontes principais: por via oral (por água e ingestão de alimentos contaminados), ou por inalação. A via inalatória ocorre essencialmente em ambiente industrial. Os fumantes são os mais expostos ao cádmio, devido ao tabaco absorver este elemento através da água de irrigação e do solo, e liberado através da fumaça quando o cigarro é aceso (BAIRD, 2002; KLAASSEN, 2008).

A meia-vida biológica de cádmio em humanos, não se sabe exatamente, mas está provavelmente no intervalo de 10-30 anos. As principais consequências de exposições à baixos níveis de Cd, à longo

prazo, são as doenças crônicas obstrutivas pulmonares, enfisemas e doenças crônicas dos túbulos renais. Também pode haver consequências no sistema cardiovascular e esquelético (KLAASSEN, 2008).

O caso mais conhecido de envenenamento ambiental por cádmio ocorreu no vale de Jinzu, no Japão, onde a água para irrigação extraída de um rio que era contaminado por um complexo de mineração e fundição de zinco provocou altos níveis de cádmio no arroz. Centenas de pessoas na área, principalmente mulheres idosas que tiveram muitos filhos, desenvolveram doença degenerativa nos ossos chamada de *itai-itai*, aparentemente porque o Cd^{2+} interferia com a deposição de Ca^{2+} . Os ossos se tornaram porosos e sujeitos a colapso (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

O cádmio pode adentrar em sistemas aquáticos devido ao intemperismo, erosão do solo e da camada de rocha viva, descargas atmosféricas diretas devido a operações industriais, vazamento de aterros e locais contaminados e pelo uso de lodos de esgoto e fertilizantes da agricultura. O cádmio proveniente de efluentes industriais que contaminam a água doce pode ser rapidamente adsorvido a material particulado e desta forma constituir um significativo depósito para cádmio emitido ao meio aquático. Foi demonstrado que os rios podem transportar o cádmio por distâncias consideráveis, de até 50 km da fonte (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1992).

ARSÊNIO

O arsênio (As) é um semimetal (metaloide) que ocorre naturalmente na crosta terrestre e está presente em mais de 200 minerais. É obtido como subproduto do tratamento de minérios de cobre, chumbo, cobalto e ouro. O arsênio metálico é utilizado na produção de ligas não-ferrosas e outros compostos para fabricação de semicondutores, incluindo diodos de emissão de luz, lasers, circuitos integrados e células solares. O ácido arsênico e o trióxido de arsênio são usados como descolorante, clareador e dispersante de bolhas de ar na produção de garrafas de vidro e outras vidrarias (SÃO PAULO, 2012).

O arsênio é liberado ao ambiente por fontes naturais (poeiras e vulcões) e antropogênicas, como mineração de metais não ferrosos e fundição (ouro, cobre e níquel), pois ocorre habitualmente nesses minérios, além da emissão através da aplicação de agrotóxicos, combustão de carvão e madeira e incineração de lixo. O transporte e distribuição do arsênio na água depende da sua forma química e de interações com outros materiais presentes no meio (SÃO PAULO, 2012; BAIRD, 2002).

O arsênio é insolúvel em água, mas muitos compostos de arsênio são solúveis e podem contaminar a água subterrânea. O arsênio é introduzido na água por dissolução de rochas e minérios, efluentes industriais, incluindo resíduos de mineração, e via deposição atmosférica (SÃO PAULO, 2012). A lixiviação de minas abandonadas de ouro, de décadas e séculos atrás, pode ser ainda fonte significativa de poluição por arsênio nos sistemas aquáticos (BAIRD, 2002).

O arsênio, presente no solo, forma complexos insolúveis com óxidos de ferro, alumínio e magnésio e, nesta forma, o metal apresenta pouca mobilidade. No entanto, o arsênio pode ser liberado da fase sólida sob condições redutoras, resultando em formas de arsênio com mobilidade, as quais podem lixiviar para a água subterrânea ou escoar para águas superficiais (SÃO PAULO, 2012).

O arsênio (V) geralmente é a espécie mais comum em águas superficiais bem oxigenadas; sob condições de redução, como aquelas encontradas em sedimentos de lagos profundos ou água subterrânea, a forma predominante é arsênio (III). Um aumento do pH pode elevar a concentração do arsênio dissolvido na água (SÃO PAULO, 2012).

CHUMBO

O chumbo encontra-se naturalmente na crosta terrestre na concentração média de $12,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. (LENZI; FAVERO; LUCHESE, 2012). É um metal divalente e frequentemente compete com outros íons divalentes, como ferro, cálcio e zinco, nos processos bioquímicos, e seus efeitos são adversos ao organismo (MEDEIROS; WILDMAN; LIEBES, 1997). É um metal tóxico, pesado, macio, maleável e pobre condutor de eletricidade. Apresenta coloração branco-azulada quando recentemente cortado, porém adquire coloração acinzentada quando exposto ao ar. É usado na construção civil, baterias de ácido, munições, proteções contra raios-X e é um constituinte das ligas metálicas para a produção de soldas, fusíveis, revestimentos de cabos elétricos, metais de tipografia etc. (KLAASSEN, 2008).

Em 1982 era o quinto elemento no ranking mundial da produção de metais, perdendo apenas para o Fe, Cu, Al e Zn. A ação antrópica o espalhou no meio ambiente, devido seu uso como chumbo tetraetila na gasolina durante muitos anos (LENZI; FAVERO; LUCHESE, 2012).

Geralmente o chumbo não constitui um problema ambiental até que venha se dissolver e produzir a forma iônica. O íon estável do chumbo é a espécie de $2+$. Conseqüentemente, o Chumbo forma o sulfeto iônico PbS , $\text{Pb}^{2+}\text{S}^{2-}$, este composto é a base do componente metálico do minério altamente insolúvel (chamado galena), do qual é extraído quase todo o chumbo (BAIRD, 2002).

O chumbo tem efeito tóxico na biota. O American Council of Governmental Industrial Hygienist (ACGIH), coloca seus componentes em grau máximo de toxidez. A vida média de chumbo no sangue está entre 1 a 2 meses, nos ossos de 20 a 30 anos (LENZI; FAVERO; LUCHESE, 2012).

A presença de concentrações significativas de chumbo em águas naturais é aparentemente paradoxal, dado que tanto seu sulfeto PbS quanto seu carbonato PbCO_3 são altamente insolúveis em água (BAIRD, 2002).

A contaminação ambiental antropogênica por chumbo vem diminuindo na América do Norte e na Europa desde que o chumbo tetraetila e o chumbo tertrametila foram gradualmente eliminados das gasolinas duramente as duas últimas décadas (BAIRD, 2002).

7 HIDROCARBONETOS

A classe de compostos orgânicos mais simples é a dos hidrocarbonetos, compostos constituídos de carbono e hidrogênio. O aspecto chave estrutural dos hidrocarbonetos (e de muitas outras substâncias orgânicas) é a presença de ligações carbono-carbono estáveis (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005).

Os hidrocarbonetos podem ser divididos em quatro tipos gerais, dependendo dos tipos de ligações carbono-carbono em suas moléculas (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005):

- Alcanos: Hidrocarbonetos que contêm apenas ligações simples, como no etano (C_2H_6).
- Alcenos: Conhecidos também como olefinas, são hidrocarbonetos que contêm uma dupla $\text{C}=\text{C}$, como no etileno (C_2H_4).
- Alcinos: Contêm ligação tripla $\text{C}\equiv\text{C}$, como no acetileno (C_2H_2).
- Hidrocarbonetos Aromáticos: Os átomos de carbono estão conectados em uma estrutura de anel plano, unidos por ligações tanto σ quanto π entre os átomos de carbono. O benzeno (C_6H_6) é o exemplo mais conhecido de hidrocarboneto aromático.

Dentre os hidrocarbonetos aromáticos destacam-se os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), que são compostos aromáticos formados por dois ou mais anéis benzênicos, constituídos exclusivamente por átomos de carbono e hidrogênio, organizados sob forma linear, angular ou agrupada (PEREIRA NETTO et al., 2000). As propriedades mutagênicas e carcinogênicas de alguns HPAs

conferem a esses contaminantes a razão para a sua inclusão na maioria dos programas de monitoramento ambiental e saúde humana em diferentes países no mundo (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1983; ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 1986).

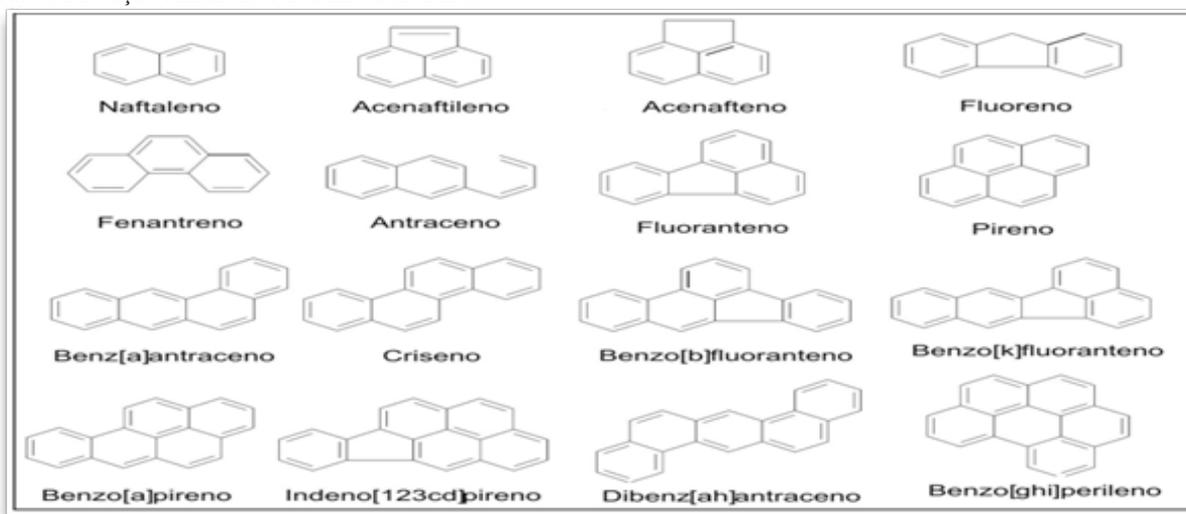
Apesar de existirem fontes naturais de HPAs para o meio ambiente, tais como incêndios naturais em florestas, a percolação natural de óleo, erupções vulcânicas e bactérias, as fontes antropogênicas são as mais importantes (BJORSETH, 1983).

Segundo Hoffman (2003) e Page et al. (1999) as fontes antropogênicas são: extração, transporte e consumo de óleo, incineração de lixo, motores de combustão, principalmente os movidos a óleo diesel, entre outros, sendo a contaminação das regiões costeiras causada por derramamentos de óleo, esgoto urbano e industrial, escoamento urbano (runoff) e deposição atmosférica. A principal via de HPAs no meio ambiente está nas atividades humanas presentes em grandes centros urbanos e complexos industriais (TORRES et al., 2002; GARBAN et al., 2002).

Atividades petroquímicas como o processo e refino na produção de petróleo, assim como acidentes que envolvem o derramamento direto de seus produtos e derivados em corpos receptores, como lagos, rios e oceanos, também elevam consideravelmente os níveis ambientais de HPAs (PAGE et al., 1999; YUNKER et al., 2002).

De acordo com a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (Environment Protection Agency – EPA) 16 hidrocarbonetos poliaromáticos são considerados particularmente importantes no monitoramento ambiental de poluentes orgânicos prioritários (EPA, 1986). Suas características físico-químicas, como solubilidade (S) e pressão de vapor (PV), são fatores importantes que direcionam a distribuição desses contaminantes entre as fases solúvel e particulada em meio atmosférico, aquoso e biótico (Figura 13).

Figura 13 - Os 16 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) prioritários em estudos ambientais de acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.



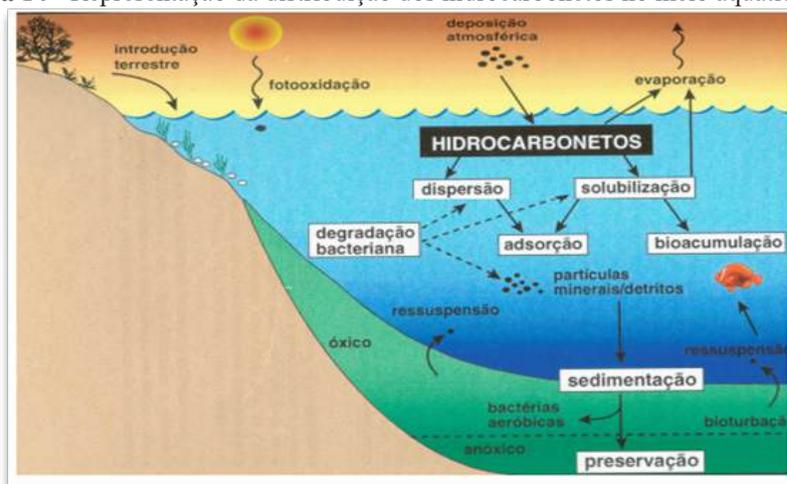
Fonte: EPA (1986).

O transporte desses poluentes no ambiente se dá principalmente por via atmosférica associado ao material particulado fino, o que permite uma ampla distribuição desses compostos no ambiente. Uma vez emitidos na atmosfera, os HPAs podem ser depositados sob a forma seca (vapor ou particulada) ou úmida (precipitação sob a forma dissolvida ou particulada) sobre sistemas aquáticos e terrestres (GARBAN et al., 2002; HOFFMAN, 2003).

A maioria destes HPAs que entram nos ambientes aquáticos permanece relativamente próxima às suas fontes, decrescendo quase que logaritmicamente com a distância da origem. Desta forma, a maior parte dos HPAs encontrados nos ambientes aquáticos está localizada em rios, estuários e águas costeiras. Áreas consideradas urbanas e/ou industriais apresentam níveis de HPAs superiores em até duas ordens de grandeza, quando comparadas com regiões remotas do globo, ou consideradas distantes de possíveis fontes pontuais de contaminação (MEIRE; AZEREDO; TORES, 2007).

De acordo com Lima (1996) sua distribuição é controlada por diversos processos físicos, químicos e biológicos. Deve-se considerar a interação ar-água, água-sedimento, água-biota, água-matéria orgânica dissolvida, para entender os processos a que eles estão sujeitos (Figura 14).

Figura 14 - Representação da distribuição dos hidrocarbonetos no meio aquático.



Fonte: Lima (1996).

No Brasil, por exemplo, os maiores níveis de HPAs são observados nos grandes centros urbanos e industriais do país. Nishigima, Weber e Bicego. (2001) e Bicego et al. (2006) verificaram elevadas concentrações de HPAs em sistemas estuarinos próximo ao complexo industrial de Cubatão (Santos, São Paulo), da mesma forma os estudos de Meniconi et al. (2002) e de Torres et al. (2002) em sedimento de fundo da Baía de Guanabara e do rio Paraíba do Sul (Rio de Janeiro, RJ) reportaram alta concentrações de HPA total.

Em relação a contaminação por HPAs está em vigor a resolução nº 357 do CONAMA, de 17 de março de 2005 que classifica as águas definindo qual a destinação de cada uma delas e os padrões de qualidade de água que devem ser periodicamente monitorados pelo Poder Público (BRASIL, 2005).

8 POLUIÇÃO TÉRMICA

Nas últimas décadas, a maior causa da poluição térmica em sistemas hidrodinâmicos (rios, estuários, oceano) tem sido o despejo de águas aquecidas (de 9 ° até 22 °C mais quentes que no seu estado natural), após o seu uso como agente de esfriamento de refinarias, siderúrgicas e usinas termoeletricas. A estrutura térmica no ambiente marinho é o resultado do balanço de calor entre água armazenada e as contribuições externas e internas de calor. As contribuições externas incluem a radiação solar e atmosférica, a troca condutiva de calor entre atmosfera e água, e o calor dos tributários. A contribuição interna de calor é devido ao calor por advecção das correntes. As águas emitem calor de volta para a atmosfera por evaporação e convecção térmica. A maior parte das mudanças da temperatura (processos

de aquecimento e resfriamento) ocorre na camada superficial (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHNEELAM, 2008).

O incremento da temperatura da água afeta muitos dos aspectos físicos e biológicos do sistema costeiro. As águas costeiras em regiões tropicais e subtropicais têm temperaturas entre os 13 °C até 30 °C. O incremento de temperatura afeta as propriedades físicas, assim como as características dinâmicas e de transferência de calor e massa com a atmosfera. Entre as propriedades e variáveis físicas mais importantes que são afetadas pelas mudanças da temperatura estão a densidade, viscosidade, a velocidade de sedimentação das partículas sedimentares e a evaporação (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHNEELAM, 2008).

O aumento da temperatura das águas de um ambiente marinho provoca uma aceleração dos processos de produtividade do ecossistema. Quando a temperatura da água aumenta em 10 °C, o crescimento do plâncton pode aumentar em 200 %. Além disso, o processo de decomposição aumenta o consumo de oxigênio, ou seja, com a elevação da temperatura, os poluentes são dissolvidos em maiores quantidades, fenômeno que exige maior utilização do oxigênio já escasso. Nos seres vivos, os incrementos da temperatura aceleram o metabolismo, ou seja, as atividades químicas celulares. A aceleração do metabolismo provoca o aumento da necessidade de oxigênio e, por conseguinte, a aceleração do ritmo respiratório. Também, tais necessidades respiratórias ficam comprometidas porque a hemoglobina tem pouca afinidade com o oxigênio aquecido. Adicionalmente, como consequência da perda do oxigênio das águas, os peixes são vítimas de grande mortandade. Além disso, há outras causas diretas, como choques térmicos e paralisação térmica, que também afetam os diversos seres aquáticos (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHNEELAM, 2008).

9 POLUIÇÃO RADIOATIVA

No final do século XIX, enquanto estudava a radiação que emanava de urânio e tório, Ernest Rutherford (1871-1937) afirmou que “Há ao menos dois tipos de radiação – uma que é prontamente absorvida, que será denominada radiação alfa (α) por conveniência, e a outra, de um caráter mais penetrante, que será denominada radiação beta (β)” (KOTZ; TREICHEL JÚNIOR, 2005).

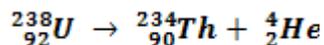
Rutherford foi precavido em sua aposta quando afirmou que havia ao menos dois tipos de radiação. Um terceiro tipo foi descoberto mais tarde pelo cientista francês Paul Villard (1860 - 1934); ele a chamou de radiação gama (γ). Diferentemente das radiações α e β , a radiação não é afetada por campos elétricos ou magnéticos. Trata-se de uma forma de radiação eletromagnética como os raios X, porém muito mais energética (KOTZ; TREICHEL JÚNIOR, 2005).

Estudos posteriores determinaram o poder de penetração dos três tipos de radiação. A radiação alfa é menos penetrante; ela pode ser contida por várias folhas de papel comum ou roupas. Para conter as partículas betas é necessário alumínio com, no mínimo, 03 cm de espessura, e elas são capazes de penetrar vários milímetros de tecidos ou ossos vivos. A radiação gama é a mais penetrante delas. Camadas espessas de chumbo ou concreto são necessárias para proteger o corpo dessa radiação, e os raios gamas são capazes de atravessar totalmente o corpo humano (KOTZ; TREICHEL JÚNIOR, 2005).

As radiações espontâneas são emitidas de núcleos radioativos. Esses núcleos são chamados radionuclídeos, e os átomos que os contêm são chamados radioisótopos. Quando um radionuclídeo se decompõe diz-se que ele sofreu decaimento radioativo (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005).

A maioria dos núcleos encontrados na natureza é estável e permanece intacta indefinidamente. Entretanto, os radionuclídeos são instáveis e emitem espontaneamente partículas e radiação eletromagnética. A emissão de radiação é uma das maneiras pela qual um núcleo instável é transformado

em um núcleo mais estável com menos energia. O urânio-238, por exemplo, é radioativo, sofrendo reação nuclear na qual núcleos de hélio-4 são emitidos espontaneamente. As partículas de hélio-4 são conhecidas como partículas alfa, e um feixe delas é chamado radiação alfa. Quando o núcleo de urânio-238 perde uma partícula alfa, o fragmento restante tem número atômico 90 e número de massa de 234. É, portanto, um núcleo de tório-234. Essa reação é representada pela seguinte equação nuclear (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005):



Quando um núcleo se decompõe espontaneamente diz-se que ele decaiu, ou que sofreu decaimento radioativo. Como a partícula alfa está envolvida nessa reação, os cientistas também descrevem o processo como decaimento alfa (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005).

Alguns núcleos, como o urânio-238, não podem ganhar estabilidade por uma única emissão. Em decorrência ocorre uma série de emissões sucessivas. O urânio-238 decai para tório-234, que é radioativo e decai para protactínio-234. Esse núcleo também é instável e, subseqüentemente, decai. Tais reações continuam até um núcleo estável, chumbo-206, ser formado. Uma série de reações nucleares que começa com um núcleo instável e termina com um núcleo estável é conhecida como série de radioatividade, ou série de desintegração nuclear. Três dessas séries ocorrem na natureza. Além dessa série que começa com urânio-238 e termina com chumbo-206, existe uma que começa com urânio-235 e termina com chumbo-207, e uma que começa com tório-232 e termina com chumbo-208 (BROWN; LEMAY; BURSTEN, 2005).

O decaimento radioativo é um fenômeno probabilístico determinado pela Meia Vida ($T_{1/2}$) do elemento, a qual é definida como o tempo no qual metade dos átomos de um elemento radioativo decairá. A Meia Vida dos elementos radionuclídeos pode variar em uma escala de segundos a 10^{15} anos (MARQUES JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2002).

A maior parte da radioatividade natural existente no mar é proveniente do ${}^{40}\text{K}$, que contribui com mais de 90 % da radioatividade total existente. Além ${}^{40}\text{K}$, contribuem também com uma parcela significativa da radioatividade natural os radionuclídeos das famílias do urânio (${}^{238}\text{U}$, ${}^{235}\text{U}$), do tório (${}^{232}\text{Th}$), e o trítio (${}^3\text{H}$). Estes elementos são continuamente introduzidos nos mares e oceanos através dos rios, da atmosfera e da atividade vulcânica submarina (MARQUES JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2002).

As principais vias de aporte de elementos radioativos oriundos de atividades antrópicas para mares são a atmosfera, os rios e o escoamento superficial. Constituem-se exemplos de atividades que geram emissões de radionuclídeos para o ambiente, as armas nucleares, os despejos líquidos das usinas nucleares e o lixo radioativo proveniente de hospitais, laboratórios e usinas nucleares (MARQUES JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2002).

10 AQUICULTURA

Em um sistema de produção o aquicultor deve projetar seu empreendimento de tal forma que a qualidade da água seja mantida em níveis que propicie máximo crescimento dos organismos cultivados, além de estar o efluente gerado da atividade dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental para lançamento em corpos receptores (MACÊDO, 2007).

Os principais impactos que a aquicultura provoca no meio ambiente circundante, segundo KESTEMONT (1995):

1 Modificação da vazão e da temperatura da água.

- 2 Aumento da concentração de nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão, demanda química e bioquímica de oxigênio.
- 3 Diminuição da concentração de oxigênio dissolvido.
- 4 Contaminação com substâncias químicas e antibióticos.
- 5 Produção de sedimentos ricos em matéria orgânica.
- 6 Excessivas florações de algas em águas eutrofizadas.
- 7 Modificação do índice biótico (comunidade de invertebrados) e modificação do índice de integridade biótica (população de peixes).
- 8 Poluição e erosão genética.
- 9 Aumento do risco de disseminação de enfermidades.

Além da matéria orgânica, nutrientes e fitoplâncton, as atividades de aquicultura também podem poluir o ambiente por meio de uma série de drogas terapêuticas e substâncias químicas (VINATAE ARANA, 2004).

Figueiredo et al. (2006) os seguintes impactos gerados em cada etapa da carcinicultura de águas interiores:

- Construção dos viveiros: Elevadas perdas de água por infiltração, alterações na estrutura do solo, redução da fertilidade natural, erosão, inundações, assoreamento dos corpos d'água, desequilíbrio ambiental, perda da biodiversidade.
- Aclimação: Aumento da quantidade de sais em corpos de água doce e no solo, depleção do recurso natural, maior conflito entre usuários pelo uso da água, aumento de carga orgânica e de nutrientes nos corpos d'água contribuindo para o processo de eutrofização, contaminação do solo e do ar.
- Engorda: Contribuição para redução da disponibilidade hídrica na bacia, maior conflito entre usuários pelo uso da água, aumento da carga orgânica e de nutrientes nos corpos d'água contribuindo para o processo de eutrofização, possível salinização do solo, perdas de ração e calcário, lixiviação de nutrientes para aquíferos e carreamento para corpos d'água superficiais.
- Despesca: Aporte de sedimentos ricos em matéria orgânica e nutrientes, diretamente em corpos d'água, contribuindo para processo de eutrofização, consumo rápido de oxigênio da água e baixa do pH provocando morte da fauna e flora aquática, mudanças na cadeia trófica dos rios.
- Preparo dos solos: Redução da comunidade microbiana do solo, acúmulo de sais no solo, aumento da alcalinidade do solo, imobilização de nutrientes, lixiviação.

REFERÊNCIAS

AKAGI, H. et al. Methylmercury pollution in the Amazon, Brasil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 85–95, 1995.

ALVES, I. C. C. et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Bookman, 2002. 622 p.

BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

BARBOSA, A. C. et al. Mercury concentrations in fish of the Negro River basin, Amazon, Brasil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT, 2000, Michigan. **Summaries**. Michigan: University of Michigan campus, 2000.

BÍCEGO, C. M. et al. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1804-1816, 2006.

BIDONE, E. D. et al. Fish contamination and human exposure to Mercury in te Tapajos river basin, Para sate, Amazon, Brasil: a screening approach. **Bulletin of Environmental Contamiation and Toxicology**, v. 59, p. 194-201, 1997.

BJORSETH, A. **Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons**. [S.l.: s.n.], 1983. 727 p.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 11 jul. 1989. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802.htm>. Acesso em: 22 nov. 2017.

_____. Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 24 dez. 2003a. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2003/L10.831.htm>. Acesso em: 22 nov. 2017.

_____. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 334, de 3 abril 2003. Dispõe sobre os procedimentos de licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 3 abr. 2003b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conamares/res03/res33403.xml>>. Acesso em: 22 nov. 2017.

_____. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2017.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Gerenciamento dos Resíduos de Mercúrio nos Serviços de Saúde**. Brasília, DF: MMA, 2010. 46 p.

BROWN, T.; LEMAY, H. E.; BURSTEN, B. E. **Química: a ciência central**. 9. ed. São Paulo: Prentice-Hall, 2005.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, Minneapolis, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977.

CHAPMAN, D. **A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: Chapman & Hall, 1992. 656 p.

CUNHA, A. C. et al. Qualidade microbiológica da água de rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Revista da ABES**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 322-328, out./dez. 2004.

DELFINO, I. B. **Geoquímica dos Sedimentos Superficiais de Fundo do Estuário do rio Maracanã, NE do Pará**. 2006. 165 f. Dissertação (Mestrado em Geociências)-Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (EPA). **Quality criteria for water**. Washington: US Environmental Protection Agency, 1986.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

_____. GUARIENTO, R. D. **Elementos – Traço**. In: _____ (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIGUEIREDO, M. C. B. et al. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 10, n. 2, p. 167–174. 2006.

GALLI, C. S.; ABE, D. S. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Org.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. 224 p.

GARBAN, B. et al. Atmospheric bulk deposition of PAHs onto France: trends from urban to remote sites. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 5395-5403, 2002.

HOFFMAN, D. J. (Ed.). **Handbook of Ecotoxicology**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2003. 1290 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/d_detalhes.php?id=264529>. Acesso em: 16 out. 2013.

KESTEMONT, P. Different systems of carp production and their impacts on the environment. **Aquaculture**, v. 129, p. 347-372, 1995.

KLAASSEN, C. D. **The Basic Science of Poisons, Casarett and Doull's, Toxic Effects of Metals Toxicology**. 7. ed. [S.I.]: McGraw-Hill, 2008.

KOTZ, J. C.; TREICHEL JUNIOR, P. M. **Química Geral e Reações Químicas**. 5. ed. São Paulo: Pioneira Thomson, 2005, 671 p.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ecossistemas Aquáticos e Terrestres) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LENZI, E.; FAVERO, L. O. B.; LUCHESE, E. B. **Introdução à Química da água: ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro: LTC, 2012.

LIMA, A. L. C. **Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) - Estudo de caso: Baía de Guanabara**. 1996. 106 f. Dissertação (Mestrado em Química)-Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1996.

LIMA, L. M.; SOUZA, E. L.; FIGUEIREDO, R.O. Retenção do dimetoato e sua relação com pH e teores de argila e matéria orgânica nos sedimentos da zona não saturada de uma microbacia no Nordeste Paraense. **Acta amazônica**, v. 37, n. 2, p. 187-194, 2007.

LOPARDO, A. T. V.; FERNANDES, C. V. S. Caracterização do carbono orgânico para avaliação ambiental da Qualidade da Água – Estudo de caso do Lago do Parque Barigui. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 23-34, jul./set., 2008,

MACÊDO, J. A. B. **Águas e Águas**. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2007.

MAGOSSI, L. R.; BONACELLA, P. H. **Poluição das Águas**. São Paulo: Moderna, 2003. 71 p.

MARQUES JÚNIOR, A. N.; MORAES, R. B. C.; MAURAT, M. C. Poluição marinha. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Org). **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.

MEDEIROS, D. M.; WILDMAN, R.; LIEBES, R. Metal metabolism and toxicities. In: MASSARO, E. J. (Ed.). **Handbook of Human Toxicology**. Boca Raton: CRC, 1997.

- MEIRE, R. O.; AZEREDO, A.; TORES, J. P. M. Aspectos Ecotoxicológicos de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos **Oecol. Bras.**, v.11, n. 2, p. 188-201, 2007.
- MENICONI, M. F. G. et al. Brazilian Oil Spills Chemical Characterization: case studies. **Environmental Forensics**, v.3, n. 3-4, p. 303-321, 2002.
- MOZETO, A. A.; ZAGATTO, P. A. Introdução de agentes químicos no Ambiente. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Ed.). **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Paulo: Editora Rima, 2006. p.15-38.
- PEREIRA NETTO, A. D. et al. Avaliação da contaminação humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e seus derivados nitratos: uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 765-773, 2000.
- NIENCHESKI, L. F.; MILANI, M. R.; MILANI, I. Metais traço na água. In: BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. p.179-196.
- NISHIGIMA, F. N.; WEBER, R. R.; BICEGO, M. C. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of Santos and Cananeia, **Marine Pollution Bulletin**, São Paulo, v. 42, p. 1064–1072, 2001.
- PAGE, D. S. et al. Pyrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in sediments record past human activity: A case study in Prince William Sound. **Marine Pollution Bulletin**, Alaska, v. 38, p. 247-266, 1999.
- PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Org.). **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. 382 p.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.
- SÃO PAULO (Estado). **Ficha de informação toxicológica**. 2012. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratories/fit/arsenio.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2013.
- SOUZA, J. R.; BARBOSA, A. C. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química Nova na Escola**, n. 12, p. 3-7, nov. 2000.
- SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. **Química ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.
- TOLEDO JÚNIOR, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19., 1984, Santiago. **Anais...** Santiago: [s.n.], 1984. 56 p.
- TOREM, M. L.; CUNHA, F. O.; CASQUEIRA, R. G. Remoção de metais tóxicos e pesados por eletroflotação. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, n. 85, p. 46-61, mar. / abr. 2002.

TORRES, J. P. M. et al. Organic micropollutants on river sediments from. Rio de Janeiro. **Caderno de Saúde Pública**, v.18, n. 2, p. 477-488, 2002.

TRUDEL, M.; RASMUSSEN, J. B. Modelling the elimination of mercury by fish. **Environmental Science e Technology**, v. 31, p. 1716–1722, 1997.

TUNDISI, J. G.; MATSURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

VINATAE ARANA, L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarões. Florianópolis: UFSC. 2004. 231 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: lagoas de estabilização. Minas Gerais: ABES,1996.

VON SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

WAICHMAN, A. V. Uma proposta de avaliação integrada de risco do uso de agrotóxicos no estado do Amazonas, Brasil. **Acta amazônica**, v. 38, n. 1, p. 45–50. 2008.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. A.; WASSEMAN, M. A. O Ciclo do Mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & Vida**, v. 2, n. 1/2, p. 46- 53, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans**: polynuclear aromatic compounds. Lyon: IARC, 1983. p 477. (Chemical environmental and experimental data, 32).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Cadmium**. Geneva: [s.n.], 1992. (Environmental Health Criteria, 134).

YUNKER, M. B. et al. PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, v. 33, p. 489-515. 2002.

ZUMSTEINS, J.; BUFFLE, J. Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in and eutrophic lake. **Water Research**, v. 23, p. 229-239, 1989.

CAPÍTULO III

CULTIVO DE CAMARÃO MARINHO

Sérgio Wincker da Costa¹

1 INTRODUÇÃO

O cultivo de camarões surgiu no sudeste da Ásia há centenas de anos com a entrada de larvas de forma natural em viveiros de *milkfish* abastecidos pela maré nas Filipinas e Índia, o que contribuiu para o processo de estocagem de viveiros através da captura de pós-larvas na região costeira assim como para o início dos estudos para a produção de pós-larvas em laboratório (PRIMAVERA, 1985). Esta prática evoluiu para sistemas extensivos de cultivo em grandes viveiros, estocados a baixa densidade com pós-larvas capturadas na natureza.

O cultivo moderno de camarões iniciou-se no Japão, nos anos 30, com a reprodução e larvicultura do camarão *Marsupenaeus japonicus* em laboratório (HUDINAGA, 1942).

O domínio da tecnologia de produção massal de pós-larvas e a formulação de rações para camarões peneídeos permitiram o surgimento de sistemas semi-intensivos e intensivos de cultivo (HSU et al., 2000).

1.1 Produção Mundial de camarões

No ano de 2015, a produção mundial de camarões marinhos cultivados foi de 4 875 793 toneladas, gerando mais de 25 bilhões de dólares e envolvendo mais de 40 países da Ásia, Américas do Norte, Central e do Sul. China, Indonésia, Vietnã, Índia, Equador e Tailândia foram os principais produtores. (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2016).

O *Litopenaeus vannamei* foi a principal espécie cultivada no ano de 2015, representando 80 % da produção total e o restante ficou dividido entre outras espécies, onde as principais foram *Penaeus monodon*, *Feneropenaeus chinensis*, *F. merguensis*, *Marsupenaeus japonicus* e *F. indicus* (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2016).

¹ Doutor em Aquicultura. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, Centro de Desenvolvimento em Aquicultura e Pesca - CEDAP. Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca de Santa Catarina. E-mail: wincker@epagri.sc.gov.br.

1.2 Cultivo de camarões no Brasil

Os primeiros experimentos com o cultivo de camarões no Brasil foram realizados na década de 70, destacando-se a implantação do “Projeto Camarão”, no Rio Grande do Norte. Entre 1978 e 1984 surgiram as primeiras fazendas comerciais que utilizaram a espécie *Penaeus japonicus* em estados do Nordeste. Esta espécie apresentou problemas de viabilidade técnica decorrentes da sua adaptação às condições ambientais da região. No período de 10 anos seguintes trabalhou-se com a domesticação das espécies nativas (*Litopenaeus subtilis*, *Farfantepenaeus paulensis* e *L. schimtti*) que apresentaram baixo desempenho produtivo, comprometendo a rentabilidade da atividade, culminando com o fechamento de várias fazendas de cultivo. Uma nova fase da carcinicultura brasileira iniciou-se com a reintrodução da espécie *L. vannamei* e o domínio das técnicas de larvicultura e reprodução da mesma no início dos anos 90. A partir de 1995/1996 foi demonstrada a viabilidade comercial do cultivo desta espécie no país, provocando um acelerado crescimento da atividade em termos de área, produção e produtividade (BRASIL, 2001).

A produção de camarões no Brasil apresentou um excepcional crescimento entre os anos de 1997 e 2003, passando de 3.600 para 90.000 toneladas. Os anos seguintes foram marcados por uma redução significativa na produção, caindo para 63.000 no ano de 2005, recuperando-se lentamente nos anos seguintes, chegando a 85.000 toneladas em 2014 e voltando a ter uma queda em 2015 com uma produção de 65.000 toneladas (Figura 1), (ROCHA, 2013, 2015, 2016). A produtividade média alcançada no ano de 2015 foi de 3.695 Kg / ha / ano, bastante inferior à alcançada no ano de 2003 que atingiu o valor de 6.084 Kg / ha / ano.

Figura 1 - Desempenho da carcinicultura brasileira no período de 2000 a 2014.



Fonte: Rocha (2013, 2015, 2016).

As principais causas da redução da produção e, conseqüentemente, da produtividade estão relacionadas a problemas de enfermidades – caso da mionecrose infecciosa em fazendas dos estados do Nordeste e da mancha branca nas fazendas de Santa Catarina – perdas por enchentes no nordeste e problemas de mercado em função da desvalorização do dólar e de ação *antidumping* do governo

americano contra o camarão cultivado do Brasil.

Segundo informações de Rocha (2016), a área de produção de camarões no Brasil no ano de 2015 foi de 25.000 hectares em cerca de 2.000 fazendas de camarões instaladas, com concentração na região nordeste, responsável por aproximadamente 99 % da produção nacional. O estado do Ceará foi o maior produtor, seguido pelo Rio Grande do Norte. Existem no Brasil 32 laboratórios de reprodução e larvicultura responsáveis pelo atendimento de pós-larvas para o povoamento das fazendas em operação. As rações balanceadas para o suprimento da demanda das fazendas de camarões são produzidas por 9 fábricas instaladas em diferentes estados do Brasil. Para o processamento da produção existem no país 32 plantas processadoras com capacidade para o congelamento de 1.000 t/dia e armazenamento de 20.000 toneladas.

Existem fazendas localizadas em outras regiões, destacando-se o estado de Santa Catarina com área de 1.500 ha, que chegou a uma produção de 4.200 toneladas no ano de 2004 e que em decorrência da enfermidade da mancha branca teve a sua produção reduzida para 180 toneladas no ano de 2014 (SANTOS; COSTA, 2015).

1.2.1 Espécie cultivada

A carcinicultura brasileira trabalha exclusivamente com a espécie de camarões *Litopenaeus vannamei*.

O camarão *L. vannamei* distribui-se naturalmente na costa do Pacífico entre o estado de Sonora, México e o norte do Peru em profundidades entre zero e 72 m, adultos em água salgada e juvenis em estuários. Recebe o nome comum de camarão pata branca (Whiteleg shrimp) pela FAO e de camarão branco nos países onde se distribui naturalmente (HOLTHUIS, 1980).

A espécie *L. vannamei* apresenta várias vantagens comparadas a outras espécies cultivadas. Entre elas está a disponibilidade de cepas livres (SPF) e resistentes (SPR) a patógenos específicos, alta taxa de crescimento, aptidão para altas densidades de estocagem, tolerância a um amplo intervalo de salinidade e temperatura, uma dieta com baixo requerimento de proteínas, fácil de reproduzir e alta taxa de sobrevivência na larvicultura (BRIGGS et al., 2004). Estes aspectos explicam o aumento da preferência pelo cultivo desta espécie.

2 ETAPAS DO CULTIVO DE CAMARÕES

O cultivo de camarões no Brasil é realizado através de um ciclo fechado de produção, com as diferentes etapas do ciclo produtivo controladas, em que as tecnologias aplicadas seguem o do princípio das boas práticas de manejo, conforme segue:

2.1 Reproduções e Larvicultura

A primeira etapa do processo reprodutivo de camarões ocorre em unidades de maturação, onde os reprodutores são mantidos em condições controladas de luz, aeração, temperatura e nutrição. Os reprodutores são mantidos em tanques circulares com volume aproximado de 20 mil litros em torno de 100 camarões, na proporção de um macho para cada fêmea. Nas fêmeas é realizada a ablação unilateral do pedúnculo ocular com a finalidade de remover o hormônio inibidor da reprodução. Diariamente ocorre a transferência das fêmeas maduras copuladas para tanques de desova. A desova ocorre em

torno de 6 horas, realizando-se a separação dos ovos, que são lavados e tratados contra enfermidades e acondicionados em tanques de incubação, com intensa aeração, ocorrendo a eclosão 24 horas. A partir daí começa a fase da larvicultura, na qual os camarões passam por 4 estágios larvais, náuplios, zoéa, mysis e pós-larvas.

Os náuplios são coletados através da concentração pela atração à luz, lavados e levados aos tanques de larvicultura, nos quais são estocados a densidades entre 100 a 200 larvas por litro. No estágio de náuplios e zoéa é fornecida alimentação à base de microalgas vivas ou secas, produzidas em um setor específico do laboratório. No estágio de mysis são fornecidas microalgas combinado com náuplios de *Artemia salina*, até os estágios iniciais de pós-larvas (Pl 4 – 6 dias). Nos estágios seguintes de pós-larvas (Pl 6 - 10 dias) são fornecidas dietas microencapsuladas e rações. Durante a larvicultura ocorre rígido controle dos parâmetros físico-químicos da água dos tanques, com renovações constantes e intensa aeração. As pós-larvas, ao atingirem o estágio de Pl 10, estão prontas para a comercialização, após um período de larvicultura de 20 dias, com sobrevivência em torno de 65 %. Para comercialização as pls são concentradas, contadas e acondicionadas em sacos plásticos/caixas de isopor ou tanques especiais, contendo água, oxigênio e náuplios de *Artemia*, sendo transportadas via terrestre ou aérea para as unidades de cultivo.

Alguns laboratórios utilizam 2 fases na larvicultura, em que as pós-larvas de 2 dias (Pl 2) são transferidas para tanques externos a céu aberto e cultivadas até Pl 10 a 11 (Figura 2).

Figura 2 - Tanques externos para pós-larvas em laboratório de larvicultura – Aquatec.



Fonte: Aquatec¹.

2.1.1 Avaliações da qualidade das pós-larvas

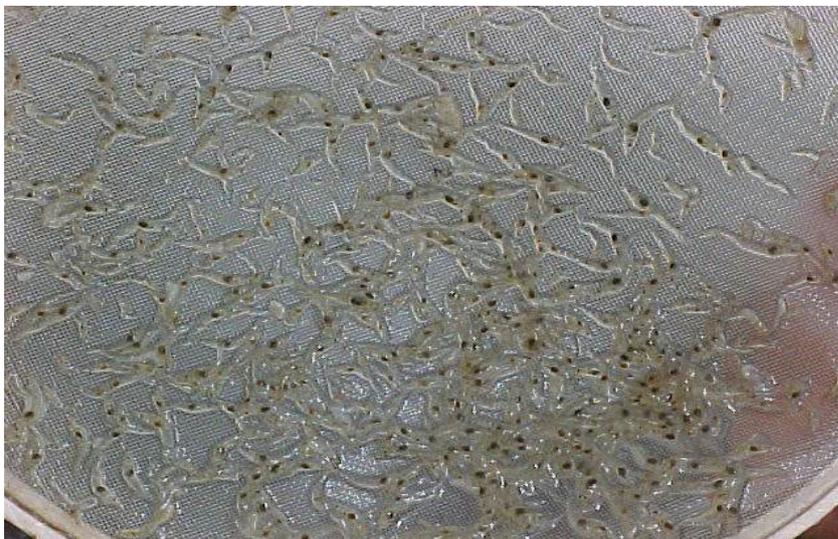
A avaliação da qualidade das pós-larvas pode ser feita em três níveis de acordo com critérios descritos pela FAO (2003) conforme segue:

¹ Disponível em: <http://scontent.cdninstagram.com/t51.2885-15/s480x480/e15/11311177_1138629112829416_1131385337_n.jpg?ig_cache_key=NDYyODg5MzQ3NDY5NDIyOTI3.2.>. Acesso em: 19 nov. 2017.

Nível 1 - Características visuais

As observações são baseadas em simples características visuais da condição das larvas e da água, que podem ser facilmente vistas a olho nu em um copo de vidro ou peneira de animais tomadas a partir do tanque. Especial atenção é dada ao comportamento ou à atividade das larvas, o seu comportamento de natação (de acordo com a fase larval), a qualidade da água, a presença de alimentos para animais e nas fezes e, mais tarde, disparidade, tamanho e homogeneidade (Figura 3).

Figura 3 - Observação visual das pós-larvas.



Fonte: Autor.

Nível 2 - Microscopia

Observações são baseadas em exames microscópicos da pós-larvas e de montagens e lâminas de *squash* de amostra de pelo menos 20 pls retiradas aleatoriamente de cada tanque. Especial atenção deve ser dada ao estado do hepatopâncreas e conteúdo intestinal, necrose e deformidade de membros, organismos incrustantes e a presença de baculovírus nas fezes ou hepatopâncreas de larvas mais velhas (Figura 4).

Figura 4 - Pós-larvas observadas em microscópio.



Fonte: Autor.

Nível 3 - Diagnósticos moleculares

Realização de análises para verificar a presença de agentes patogênicos virais no momento em que as pós-larvas estão prontas para serem transferidas até as fazendas. A técnica de PCR é a mais recomendada por ser relativamente mais sensível que as demais técnicas, como no caso do *dot blot*.

2.1.2 Transportes

Como medida de biossegurança, as densidades praticadas no transporte de PL's devem ser diminuídas para minimizar o estresse provocado aos animais durante a realização desta operação. O transporte pode ser realizado através de sacos plásticos com oxigênio ou por meio de caixas de transporte (Figura 5). A temperatura deve ser adequada ao tempo de transporte, desta forma o metabolismo dos animais é reduzido e conseqüentemente o consumo de alimento e oxigênio e as alterações no pH. Como sugestão de redução da temperatura em função do tempo de transporte podemos indicar 24 a 26 °C até 4 horas de transporte, 22 a 24 °C até 12 horas e 20 a 22 °C acima de 12 horas (Tabela 1), (SANTOS; CARVALHO; ALENCAR, 2005).

2.1.3 Aclimações

O tempo de aclimação deve ser o menor possível para evitar o estresse. A redução do tempo de aclimação depende da sincronia entre o produtor e o Laboratório. Os parâmetros de salinidade, temperatura, pH, alcalinidade e dureza da água de chegada deverão estar compatíveis com a água dos tanques. Caso estejam diferentes, a aclimação (Tabela 2) deverá ser iniciada pelo parâmetro que apresentar a maior diferença (SANTOS; CARVALHO; ALENCAR, 2005).

Tabela 1 - Valores sugestivos de temperatura, densidade de camarões em função do tempo de transporte de pós-larvas 10 do laboratório até a fazenda de cultivo.

Tempo de Transporte (horas)	Temperatura (°C)	Densidade de transporte (PL/L)	Alimento (Náuplios/PL) Sacos plásticos	Alimento (Náuplios/PL) Caixa de transporte
0 – 3	Ambiente	1.000	30	35
3,1 – 5	25	1.000	35	40
5,1 – 8	24	1.000	45	50
8,1 – 12	23	1.000 – 900	50	55
12,1 – 15	22	900	55	Não recomendado
15,1 – 18	20	900 – 800	60	Não recomendado
Mais de 18hs*	18	800 – 700	65	Não recomendado

Fonte: Santos; Carvalho; Alencar (2005).

Tabela 2 - Aclimação de salinidade, pH e temperatura em tanque berçários e viveiros

Parâmetro	Intervalo	Procedimento
Salinidade (ppt) Baixar	35 a 15	1 ppt a cada 20 minutos
	15 a 10	1 ppt a cada hora
	10 a 0	Consultar Tabela 14
Salinidade (ppt) Elevar	30 a 40	1 ppt a cada 15 minutos
	40 a 50	1 ppt a cada hora
pH (unidade)	-	Aumentar ou diminuir apenas 0,5 unidades por hora
Temperatura (° C)	Baixar	1°C a cada 15 minutos
	Elevar	1°C a cada 30 minutos
Salinidade (ppt)	6 a 10 ppt	1 ppt a cada 3 horas
	3 a 6 ppt	1 ppt a cada 4 horas
	0 a 3 ppt	1 ppt a cada 6 horas

Fonte: Santos; Carvalho; Alencar (2005).

2.2 Pré-engorda

Ao chegar à fazenda podem ocorrer variações de tecnologias para o povoamento, onde algumas fazendas povoam diretamente os viveiros de engorda com Pl 10 ou Pl 20, vindas diretamente do laboratório, ou realizam fases intermediárias com período de cultivo em berçários intensivos e também berçários de terra.

Figura 5 - Transporte de pós-larvas em sacos plásticos e em caixas de transporte.



Fonte: Autor.

2.2.1 Berçários intensivos

Esta fase ocorre nas fazendas de engorda, em tanques ao ar livre, circulares ou retangulares, com volume entre 30 a 80 mil litros, abastecidos com água da própria fazenda, durante o período de 15 dias. Os tanques recebem fertilização inicial para produção de alimento natural, aeração constante, não sendo realizadas trocas de água, estocados com densidade de 30 pós-larvas/Litro. Esse processo favorece melhor avaliação da qualidade das pós-larvas antes do povoamento, a aclimatação as condições da fazenda com a redução do estresse. Algumas fazendas estão trabalhando com duas fases de berçários intensivos. Berçários Primários, com volume aproximado de 40 m³, com ou sem cobertura, densidade aproximada de 5 pós larvas por litro, tempo de cultivo em torno de 15 dias. Berçários secundários, também denominados “raceway”, em formato de estufas, com volume aproximado de 120 m³, densidade aproximada de 1,5 pós larvas por litro, tempo de cultivo de 30 a 40 dias, peso de despesca entre 1 a 3 gramas.

2.2.3 Berçários intermediários

Em algumas fazendas o povoamento inicial é feito em pequenos viveiros de terra até 0,5 ha com densidade de estocagem de até 100 camarões/m², onde são cultivadas por um período de 30 dias, até o peso de 3 g, quando são transferidos para viveiros de engorda. A vantagem deste tipo de cultivo é a redução no tempo de cultivo e a adequação do cronograma da fazenda.

2.3 Tecnologias de cultivo nos viveiros de engorda

O sistema de engorda de camarões empregado na maioria das fazendas do Brasil é o semi-intensivo, em viveiros de terra com tamanho entre 3 a 7 hectares, com densidades de cultivo entre 15 a 25 camarões/m², na maioria dos casos, podendo ocorrer maior intensificação (Figura 6). Os cultivos duram entre 90 a 150 dias, permitindo a realização de 2,5 ciclos por ano com camarões de 7 a 25 gramas, com sobrevivências entre 55 a 80 %.

Figura 6 - Fazenda de camarões no estado de Santa Catarina.



Fonte: Autor.

2.3.1 Critérios para implantação de fazendas de cultivo

a) Seleção da área

Alguns fatores são muito importantes na escolha da área para cultivo, dependendo da disponibilidade de recursos como: suprimento de energia, mão de obra disponível nas proximidades, acesso ao mercado e suprimentos, disponibilidade de água, terreno e característica do solo. No entanto dois fatores são geralmente decisivos no insucesso da atividade, as condições adequadas da área e o tipo de solo associado à avaliação da qualidade da água, (BOYD, 1995);

b) Localização dos viveiros

A maioria dos problemas que ocorrem na atividade do cultivo de camarões são resultantes diretos do local onde os viveiros são construídos. (BOYD, 1995). A avaliação dos impactos ambientais dos projetos recebe especial atenção para a escolha do local do viveiro. A localização dos impactos ecológicos fora e dentro dos viveiros é baseada nos dados de qualidade de água, vegetação e outros ecossistemas que permitem o monitoramento efetivo destes impactos causados pela aquicultura. Portanto, os locais selecionados para implantação dos viveiros devem considerar a viabilidade dos solos, excluindo os solos orgânicos, ácidos e com dificuldade de drenagem que geralmente trarão problemas de fundo do viveiro e, principalmente, na qualidade da água, tanto do cultivo como do ambiente associado. (WILEY, 1992);

c) Infraestrutura e construção dos viveiros

O cultivo de camarões marinhos em viveiros é uma atividade tecnicamente viável, socialmente desejável e economicamente rentável, desde que esteja fundamentada em estudos seguros que originarão projetos tecnicamente sólidos (JOLLY; CLONTS, 1992). Projetos tecnicamente sólidos são aqueles que na fase de planejamento, dentre outras características, levam em consideração estudos de risco e a sustentabilidade ambiental, econômica e social. A ausência de planejamento inicial ocasionará, dentre outros problemas, condições inadequadas de funcionamento, degradação ambiental, inviabilidade econômica do projeto e impedimentos ao desenvolvimento futuro da atividade;

Para isto, os projetos devem acontecer sobre a observação técnica rigorosa, principalmente no que se refere às condições mínimas de funcionamento, tais como:

- Sistema de abastecimento e Drenagem;
- Comportas de drenagem seguras para realização das despescas;
- Condições de circulação nos taludes;
- Capacidade de drenagem completa dos viveiros;
- Equipamentos de acompanhamento do cultivo;
- Instalações de apoio necessário.

Goldburg e Clay (1999) abordam que o *layout* dos viveiros inclui o estabelecimento de áreas alternativas para o tratamento de resíduos, tal como áreas encharcadas com dificuldade de drenagem. Quando as águas de abastecimento contêm alta carga de sólidos em suspensão é necessário estabelecer viveiros de sedimentação para diminuir a velocidade da água no canal e permitir a decantação destes resíduos. Já a profundidade do viveiro deve ser apropriada para não permitir a estratificação da coluna de água do viveiro.

É importante também instalar telas nas comportas de entrada de água para as bombas e os

viveiros a fim de permitir o controle do ingresso da biota nativa e redes para o controle de escape de espécimes exóticas para o ambiente;

d) Uso das águas

Segundo Boyd (1995) e Wiley (1992), as variáveis críticas para a qualidade da água de abastecimento dos viveiros de cultivo de camarões são a salinidade, sólidos em suspensão, pH, nutrientes, alcalinidade total, dureza total, material orgânico e poluentes derivados das atividades humanas industriais e agrícolas.

Os projetos devem ser concebidos, considerando a possibilidade de utilização do circuito fechado de circulação da água, reduzindo ao máximo a quantidade de água a ser utilizada, principalmente nos sistemas intensivos e semi-intensivos;

e) Legislação para carcinicultura:

A legislação que normatiza o licenciamento ambiental da aquicultura no Brasil é composta por vários instrumentos legais distribuídos nas esferas federais e estaduais. Dentre estes instrumentos, alguns são específicos para o licenciamento da carcinicultura ou estão diretamente relacionados, destacando-se os mais importantes:

- Resolução CONAMA nº 312, de 10 de outubro de 2002 - Dispõe sobre o procedimento de licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira;

- Instrução Normativa MMA nº 03, de 16 de abril de 2008 - Suspende as concessões de anuência e de autorização para instalação de novos empreendimentos ou atividades de carcinicultura, nas unidades de conservação federais e em suas zonas de amortecimento;

- Resolução CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006 – Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente (APP);

I - utilidade pública: implantação de instalações necessárias à captação e condução de água e de efluentes tratados para projetos privados de aquicultura, obedecidos os critérios e requisitos previstos nos §§ 1º e 2º do art. 11, desta Resolução;

- Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (Revoga a Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986;

- Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011- Complementa e altera a Resolução nº 357/2005;

- Lei 12.651 de 25 de maio de 2012 - Novo Código Florestal - Dispõe sobre implantação de instalações necessárias à captação e lançamento de efluentes, uso de apicuns e salgados.

2.3.2 Preparações dos viveiros para o cultivo

O objetivo da preparação dos viveiros é proporcionar aos camarões ótimas condições ambientais, livres de predadores e de competidores, sem fatores causadores de estresse e com adequada oferta de alimento natural. A preparação dos viveiros passa por algumas etapas, conforme segue (BIANCHINI, 2003):

a) Limpeza

Faz parte da limpeza a retirada de qualquer material existente nos viveiros como troncos, pedras etc. Quando possível, a raspagem do material fixado nas comportas (cracas) também é uma prática saudável, a fim de facilitar o trabalho de manuseio das telas e tábuas. A revisão das telas de entrada e de saída dos viveiros deve ser realizada neste momento.

A erradicação de predadores (peixes, siris etc.), os quais podem ter ficado nas partes úmidas e poças do viveiro, também deve ser realizada nesta etapa. Para tanto podem ser empregadas redes ou alguma substância como a rotenona, a qual mata os peixes por asfixia. Alguns autores recomendam a utilização de hipoclorito de sódio numa concentração de 5g/l para eliminar predadores, entretanto, quando empregado em grande quantidade pode acarretar problemas na obtenção de adequada proliferação do fitoplâncton no próximo ciclo;

b) Secagem

A secagem do fundo do viveiro é uma prática essencial para manter a condição saudável para os camarões no próximo ciclo. Com a secagem, a matéria orgânica presente pode ser oxidada. Na maioria dos casos, deve-se deixar o tanque seco por alguns dias (7-14). O revolvimento do solo com o arado de grade torna a oxidação mais eficiente pela aeração do solo. No caso de viveiros com solo excessivamente ácidos, a secagem é recomendada somente por um curto período a fim de evitar o agravamento deste problema. Neste caso a lavagem do fundo, a retirada do material e a calagem apresentam-se como as soluções viáveis;

c) Calagem

Após a secagem e a retirada dos resíduos do fundo do viveiro o pH do solo deve ser medido. Em solos ácidos, geralmente devido ao excesso de matéria orgânica ou aos compostos de enxofre, há a necessidade de se fazer a correção do pH.

A calagem eleva o pH do solo e da água, bem como aumenta a alcalinidade e a dureza da água. A neutralização da acidez do solo melhora as condições para os organismos do viveiro e aumenta a disponibilidade do fósforo adsorvido ao sedimento. Quando aplicado à água pode ajudar a eliminar partículas em suspensão. Observa-se, no entanto, que somente devem receber calagem os viveiros com solo ácido ou baixa alcalinidade, a calagem em excesso pode ser prejudicial, tornando o fósforo indisponível e diminuindo a quantidade de carbono (CO_2) para as algas.

As substâncias comumente empregadas na calagem dos viveiros são: calcário agrícola (CaCO_3), cal virgem (CaO) e cal hidratada (Ca(OH)_2). A aplicação de calcário pode ser realizada com o viveiro povoado (a cada vez que o pH da água se tornar ácido) ou com o viveiro vazio, entre ciclos de produção, para incrementar a decomposição da matéria orgânica. A aplicação da cal virgem ou da cal hidratada em viveiros povoados pode elevar demasiado o pH e matar os camarões bem como aumentar a toxicidade da amônia. Quando aplicadas com o viveiro vazio, estas substâncias podem matar praticamente todos os organismos do solo, inclusive as bactérias, retardando o processo de decomposição da matéria orgânica. O principal benefício da aplicação da cal virgem ou cal hidratada é a esterilização do viveiro. Caso a opção seja a de empregar estas substâncias, deve-se aplicar com o solo úmido. Em viveiros com solo ácido por sulfatos, com pesadas enfermidades, com pobre produtividade, ou naqueles em que seja impossível a secagem do fundo, o uso da cal virgem ou hidratada é recomendável;

d) Enchimento dos viveiros

Somente após os procedimentos anteriores deve-se proceder ao enchimento dos viveiros, uma vez que muitos dos problemas não podem ser resolvidos quando os viveiros estiverem cheios e, há tendência de estes tornarem-se ainda mais críticos durante o cultivo.

Para o enchimento devem-se levar em conta as condições existentes na tomada de água (bombeamento). É recomendável captar água quando as melhores condições se apresentarem, isto é, quando a salinidade estiver mais próxima daquela recomendada para os camarões e quando existir uma adequada população fitoplanctônica (diatomáceas). De maneira geral, estas condições são encontradas no horário da maré enchente. O enchimento deve ser realizado em etapas de acordo com o processo de fertilização;

e) Fertilização

Os viveiros devem ser fertilizados para estimular o crescimento dos organismos fitoplanctônicos, incrementando assim a produtividade natural (cadeia alimentar) e para manter adequada a qualidade da água. A fertilização inicial realizada em parcelas (3 aplicações em dias alternados) mostra-se mais eficiente do que a fertilização integral. Já para a manutenção da produtividade nos viveiros, no decorrer do ciclo, a aplicação periódica (a cada 10 dias ou segundo a transparência) de fertilizantes (10 % da inicial) propicia a manutenção da população fitoplanctônica.

A maneira mais eficiente de fertilização é a diluição dos fertilizantes tradicionais com água seguida da distribuição do “caldo” sobre a superfície do viveiro.

Em condições ideais, a fertilização deve ser realizada tomando como base a concentração de nutrientes existente na água do viveiro. Na literatura são encontrados os mais diversos programas de fertilização, no entanto, níveis de nitrogênio próximos a 1mg/l (nitrogênio total) e de fósforo próximos a 0,1 mg/l (P) numa relação (N:P) de 10:1, mostram-se adequados para o crescimento das diatomáceas.

2.4 Manejos durante o cultivo**2.4.1 Alimentações**

A alimentação é fornecida 2 a 4 vezes ao dia, nos primeiros dias com ração farelada de 40 a 50 % de proteína e depois ração peletizada com 32 % de proteína. A ração é fornecida exclusivamente através de comedouros ou bandejas (Figura 7), que permitem melhor controle do consumo, reduzindo a conversão, além de evitar que as sobras causem a degradação do ambiente de cultivo. A quantidade de bandejas varia entre 20 a 30 unidades por hectare.

2.4.2 Monitoramentos dos parâmetros físico-químicos da água

O monitoramento dos parâmetros de qualidade da água é realizado rotineiramente para garantir as condições adequadas de cultivo e para adoção de medidas preventivas e corretivas, mantendo o ambiente em equilíbrio.

Os parâmetros essenciais que precisam ser monitorados são: temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, salinidade e amônia. Outros parâmetros como nitritos, sulfatos, alcalinidade e dureza,

também podem ser monitorados. Na Tabela 3 estão os valores dos parâmetros recomendados para o cultivo da espécie *Litopenaeus vannamei* (SANTOS; CARVALHO; ALENCAR, 2005).

Figura 7 - Bandejas para fornecimento de rações para alimentação dos camarões.



Fonte: Autor.

2.4.3 Monitoramentos da sanidade dos camarões

O monitoramento da sanidade dos camarões cultivados é de extrema importância para o êxito da atividade. Esse monitoramento fornece informações relativas à presença ou não de patógenos, por isso, a fim de se obter um diagnóstico seguro, este deve embasar-se, além das observações de campo, em análises laboratoriais (CUÉLLAR-ANJEL, 2008).

Na carcinicultura, os diagnósticos se baseiam nas informações obtidas na anamnese, nos achados clínicos, no resultado da análise microbiológica (presuntivas), no exame histopatológico e em técnicas moleculares (confirmatórias). O exame clínico fundamenta-se na inspeção *in situ* dos animais, com posterior realização de exame mais detalhado dos camarões (MORALES-COVARRUBIAS, 2004). Na fazenda é realizado o exame clínico dos camarões através da observação de alterações na coloração da carapaça, dos apêndices (pereiópodos, pleópodos, urópodos e antenas) e brânquias, deformidades no rosto, abdômen e apêndices e repleção intestinal (CUÉLLAR-ANJEL, 2008).

Tabela 3 - Valores máximos recomendados para os principais parâmetros Físico-químicos da água dos viveiros.

Parâmetro	Frequência	Horários	Onde Medir	Faixa Ideal (limite)
Temperatura	Diária	03:00,05:00, 11:00, 16:00, 20:00, 23:00	Superfície e fundo	26 a 32°C (18 a 36°C)
Salinidade	Diária	13:00	Superfície e Fundo	15 a 25 ppt (0,5 a 60 ppt)
Oxigênio Dissolvido	Diária	03:00, 05:00,16:00, 20:00 e 02:00	Fundo e superfície	> 5 mg/l (>3,7mg/l)
pH	Diária	05:00 e 16:00	Meia-água	7 a 9 oscilação diária <0,5
Alcalinidade	Semanal	07:00	Meia-água	Água Doce > 80 mg/L Água Salgada > 120 mg/L
Dureza Total	Semanal	07:00	Meia-água	Água Doce: > 100 mg/L Água Salgada: > 1000 mg/L
Transparência	Diária	13:00	Meia-água	35 a 50 cm
Amônia (Como NH ₃)	Semanal	17:00	Fundo	< 0,12 mg/L (ver tabela)
Nitrito	Semanal	17:00	Fundo	< 0,1 mg/l
Silicatos	Semanal	07:00	Meia-água	> 1 mg/L
H ₂ S (forma tóxica)	Semanal	07:00	Fundo	Máximo de 0,001 mg/litro

Fonte: Cuéllar-Anjel (2008).

No laboratório, com os camarões vivos, efetua-se o cálculo do tempo de coagulação da hemolinfa (TCH) a partir de amostras de hemolinfa espalhadas em lâmina histológica (AGUIRRE-GUSZMÁN; SÁNCHEZ MARTÍNEZ, 2005). A análise presuntiva de vibrios na hemolinfa é realizada a partir da semeadura em placa contendo meio de cultura TCBS (Tiosulfato bile sacarose) (CUÉLLAR-ANJEL, 2008). A análise a fresco é realizada através da montagem de tecidos em lâminas e observação direta em microscópio óptico (AGUIRRE-GUSZMÁN; SÁNCHEZ MARTÍNEZ, 2005). Com essa técnica observa-se a presença de epicomensais nos pleópodos, pereiópodos e brânquias e avalia-se o grau de estresse (Figura 8) a partir da observação da coloração dos apêndices e expansão dos cromatóforos. Após a dissecação dos camarões faz-se a observação de deformidades e quantidade de lipídios no hepatopâncreas e a presença de gregarinas (Figura 9), cianobactérias e restos de outros camarões (canibalismo) no conteúdo intestinal. Para cada parâmetro estudado determina-se um valor numérico do grau médio de severidade em uma escala de 0 a 4, seguindo critérios descritos por Lightner (1996) e Cuéllar-Anjel (2008).

Na análise histopatológica são preparadas lâminas histológicas coradas em Hematoxilina e Eosina (HE) para posterior exame em microscópio óptico para observação da presença de características de patógenos. Dentre as análises moleculares, a de PCR é considerada a mais poderosa e sensível e é comumente utilizada para varredura de potenciais portadores de vírus e particularmente para determinar o status sanitário de pós-larvas, antes da estocagem em viveiros de cultivo (HOSSAIN et al., 2001).

Figura 8 - Grau de stress 4.

Fonte: Autor.

Figura 9 - Presença de gregarinas grau 4.

Fonte: Autor.

2.4.4 Aerações

Para garantir os níveis adequados de oxigênio dissolvido na água durante o cultivo são utilizados aeradores na proporção de 4 a 6 hp/ha. Pelo batimento das pás na superfície (aerador de pás) e movimentação da água, estes equipamentos fazem com que a taxa de entrada do oxigênio na água aumente, incrementando os níveis deste elemento. O horário mais comum para a aeração é entre a meia-noite e o amanhecer, quando as concentrações de oxigênio dissolvido são as mais baixas.

Outro benefício que se pode obter com a utilização de aeradores é a circulação da água nos viveiros. A circulação favorece a uniforme distribuição do oxigênio dissolvido por toda a coluna d'água bem como a quebra da estratificação térmica. A ocorrência de chuvas densas e frias também pode ser prejudicial, causando a chamada inversão térmica e originar os mesmos problemas com o oxigênio dissolvido, os quais podem ser atenuados com a utilização de aeradores.

2.4.5 Usos de probióticos

O uso de probióticos nos cultivos de camarões no Brasil tem se tornado uma prática rotineira, podendo ser utilizado na água – melhorando a qualidade e reduzindo a renovação, nas rações – prevenindo enfermidades, e no solo – reduzindo o lodo e excesso de matéria orgânica. É uma combinação de organismos aeróbicos e anaeróbicos facultativos, bastante versáteis para a utilização dos nutrientes presentes, reduzindo efeitos tóxicos da amônia, do nitrito e do gás sulfídrico, além de conter a proliferação de bactérias nocivas eventualmente presentes.

2.4.6 Despesca

Quando os camarões atingem o tamanho comercial é feita uma análise da consistência da carapaça para programar a despesca, a qual não pode ocorrer em momentos de muda. A despesca acontece através da drenagem da água dos viveiros com a colocação de redes *bag net* (manual) (Figura 10) ou por meio de máquinas (mecânica) na parte posterior da comporta de drenagem, onde os camarões ficam retidos. Os camarões retirados da rede são colocados em monoblocos plásticos e imersos em solução contendo água, gelo e metabissulfito de sódio. Após esse tratamento, são acondicionados em caixa com gelo e transportados em caminhões isotérmicos para a indústria de processamento, ou embalados em caixas isotérmicas, contendo gelo, para o mercado local.

Figura 10 - Despesca com uso de redes. Laguna – SC.



Fonte: Autor.

2.5 Doenças em cultivo de camarões

As doenças de camarões peneídeos cultivados incluem síndromes de origem infecciosa e não infecciosa. Entre as doenças infecciosas de importância econômica estão as causadas por vírus, rickettsias, bactérias, fungos e parasitas. As doenças não infecciosas, importantes para a indústria de cultivo de camarões, são causadas por condições ambientais extremas, problemas nutricionais, agentes tóxicos e fatores genéticos (LIGHTNER; REDMAN, 1998). Entre as doenças infecciosas de camarões cultivados, as causadas por vírus sobressaem-se como as mais significantes em relação às perdas econômicas (LIGHTNER, 2005).

Mais de 20 vírus têm sido descritos por infectar camarões marinhos. Muitos não têm sido associados com sinais clínicos de doenças e alguns têm sido observados somente por microscopia eletrônica e pouco caracterizados (WALKER; MOHAN, 2009).

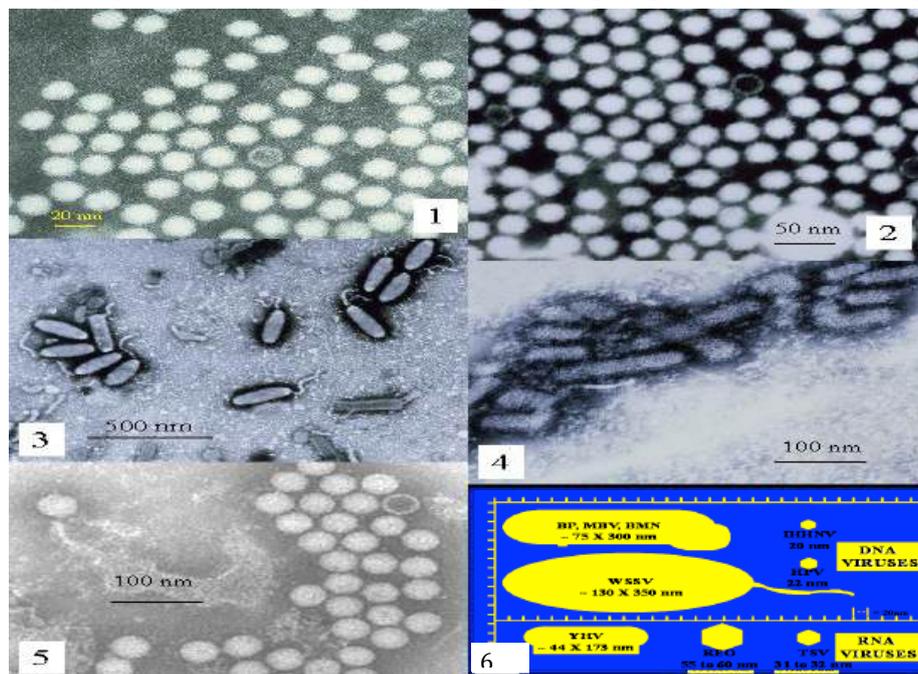
Os impactos sociais e econômicos das pandemias causadas pelos vírus WSSV e TSV, e em menor

extensão IHNV e YHV têm sido profundos em países em que o cultivo de camarões constitui uma indústria significativa (LIGHTNER; PANTOJA, 2001). No Hemisfério Leste os vírus IHNV, TSV, WSSV, e IMNV têm causado doenças com sérias consequências econômicas (LIGHTNER, 2003) (Figura 11).

O vírus da síndrome da mancha branca (WSSV) é reconhecido como o patógeno mais devastador do cultivo de camarões, infectando todos os peneídeos cultivados, e responsáveis por grande parte do impacto de doenças na produção global de camarões (WALKER; MOHAN, 2009; ESCOBEDO - BONILLA, 2008).

Uma nova doença que surgiu no ano de 2009 vem trazendo sérios prejuízos em fazenda de camarão da China (2009), do Vietnã (2010), da Malásia (2011), da Tailândia (2012) e do México (2013). Trata-se da EMS – Síndrome da Mortalidade Precoce, cuja definição técnica é Síndrome da Hepatopancreatite Necrotizante Aguda (AHPNS). O patógeno causador é uma bactéria (*Vibrio parahaemolyticus*), que quando infectada por um vírus conhecido como fago, coloniza o trato gastrointestinal do camarão e produz uma toxina que destrói o tecido e provoca a disfunção do hepatopâncreas, órgão digestivo do camarão. Essa enfermidade ainda não foi detectada no Brasil, mas causa preocupações no setor produtivo. (ROCHA, 2016).

Figura 11 - 1 - 5 microscopias eletrônica de transmissão de preparados de vírus de camarões peneídeos corados com pta 2%. Escala de barras em nanômetros como indicado. 1 - IHNV; 2 - TSV; 3 - WSSV; 4 - YHV e 5 - IMNV; 6 - esquema dos principais vírus de camarões peneídeos agrupados por tipo de ácido nucleico do genoma, tamanho relativo e perfil geral.



Fonte: Lightner (2003).

2.5.1 Medidas de controle para o WSSV

A aplicação de medidas de biossegurança tem sido recomendada para reduzir o risco de surtos de WSSV em cultivos de camarões (LIGHTNER; PANTOJA, 2001). O principal objetivo destas tecnologias é impedir o ingresso do vírus no sistema de cultivo através da aplicação de diversas estratégias de manejo, como utilização de pós-larvas SPF, eliminação de patógenos residuais do solo ou uso de geomembrana no fundo dos viveiros, filtração e desinfecção da água antes da estocagem, monitoramento sanitário dos camarões, cercas para evitar o ingresso de vetores potenciais, não renovação da água, redes para impedir aves, entre outros. Em alguns países são utilizados produtos químicos para eliminar patógenos, vetores

e predadores de camarões, como desinfetantes (cloro), pesticidas (carbaryl, malathion) ou substâncias biocidas (torta de semente de chá) (WESTON, 2000).

Lightner (2005) menciona que o monitoramento regular dos camarões em cultivos biosseguros é um componente necessário para conter ou erradicar possível doença. A introdução de camarões *Litopenaeus vannamei* SPF na Ásia, no início dos anos 90, foi fundamental para a superação de problemas de enfermidades que atingiram a região e permitiu o crescimento sustentável triplicando a produção entre 2000 e 2007 (WYBAN, 2009).

As tecnologias de cultivo biosseguro vêm sendo aplicadas nos principais países produtores da Ásia como Tailândia, China e Indonésia, como alternativa aos sérios problemas de enfermidades enfrentados no passado. Essas fazendas foram adaptadas para intensificação dos cultivos, utilizando pequenos viveiros, construídos em módulos, com área de 0,5 a 1 ha, com o fundo coberto por geomembrana, cimento ou terra, densidades de estocagem de 150 a 200 camarões/m², aeração em torno de 50 Hp / ha, uso de geradores elétricos. A produtividade nestes viveiros pode superar 36 t / ha em 180 dias de cultivo. Essas fazendas fazem uso do conceito de Sistema Mixotrófico, que poderia ser descrito como uma interseção entre o sistema intensivo, sem renovação, e o sistema de bioflocos. Nesse “Sistema Mixotrófico” há aquilo que eles chamam de Fase do Fitoplâncton (até os primeiros 40-50 dias) e que como consequência da utilização de bactérias, minerais e fertilizantes, promove uma “virada” para a etapa seguinte, conhecida como Fase dos Flocos Bacterianos (bioflocos) (BORBA, 2012). Ressalta-se que neste sistema não é realizada trocas de água durante todo o cultivo e faz-se o uso de probióticos para manutenção da qualidade da água durante os cultivos, além das práticas para evitar o ingresso de enfermidades, mencionadas anteriormente. Outro fator importante diz respeito ao melhoramento genético que tem produzido aumento na taxa de crescimento, diminuição da conversão alimentar e a consequente redução dos custos de produção.

O sistema “asiático” vem sendo empregado em uma fazenda no sul do Brasil (Figura 12) com produtividade de 9,6 t / ha em 106 dias de cultivo. A grande dificuldade para adequação das fazendas a este novo sistema é o alto investimento necessário e o elevado risco durante o cultivo.

Sistema intensivo biosseguro também foi implantado no estado do Rio Grande do Norte em 2014, com adaptação de várias tecnologias empregadas no mundo, desenvolvendo uma tecnologia própria de cultivo registrada como AquaScience (CARVALHO FILHO, 2014).

Figura 12 - Fazenda com sistema heterotrófico em Santa Catarina.



Fonte: Autor.

Tecnologias de cultivo em sistema de flocos microbianos (bioflocos) vêm sendo testadas no Brasil em cultivos superintensivos de *raceways* com a perspectiva da sua aplicação em sistemas comerciais de cultivo (SAMPAIO; TESSER; WASIELESKY JUNIOR, 2010).

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE-GUSZMÁN, G.; SÁNCHEZ MARTÍNEZ, G. Analisis en fresco de camarón, un proceso rápido para el diagnóstico presuntivo de enfermedades. **Panorama Acuicola Magazine**, v. 19, p. 59-65, 2005.
- BIANCHINI, R. **Preparação e manejo dos viveiros**. Florianópolis: UFSC, 2003. (Apostila, 2).
- BORBA, M. Um mergulho na carcinicultura asiática: paradigmas para o Brasil. **Revista ABCC**, v. 14, p. 53-58, 2012.
- BOYD, C. Source water, soil an water quality impacts on sustainability in aquaculture. Honolulu. In: PACON CONFERENCE ON SUSTAINABLE AQUACULTURE, 95., 1995, Honolulu. **Proceedings of the sustainable aquaculture**. Hawaii: [s.n.], 1995. p. 24-33.
- BRASIL. Ministério de Pesca e Aquicultura. Departamento de Pesca e Aquicultura. **Plataforma tecnológica do camarão marinho cultivado: seguimento de mercado**. Brasília, DF: CNPq, 2001. 276 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 312, 10 de outubro de 2002. Dispõe sobre licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 10 out. 2001.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 369, 28 março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 de mar. 2006.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 03, 16 de Abril de 2008. Suspende concessões ou anuências de autorizações para instalação de novos empreendimentos ou atividades de carcinicultura nas unidades de conservação federais e suas zonas de amortecimento. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 abr. 2008.
- _____. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 maio 2011.

_____. Lei nº 12.651, de 24 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, Leis nº 7.754, de 14 de abril de 1989, Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001 e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 maio 2012.

BRIGGS, M. et al. **Introductions and movement of *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Asia and the Pacific**. Bangkok: FAO, 2004. 32 p.

CARVALHO FILHO, J. Camanor se reinventa e lucra mesmo com o vírus da macha branca. **Panorama da Aquicultura**, v. 24, p. 46-51, 2014.

CUÉLLAR-ANJEL, F. Métodos de diagnóstico de enfermidades en camarones marinos de cultivo. In: MORALES, V.; CUÉLLAR-ANJEL, J. (Ed.). **Guía Técnica** - patología e inmunología de camarones penaeidos. Panamá: Programa CYTED Red II-D *vannamei*, 2008. 270 p.

ESCOBEDO-BONILLA, C. M. A review on the morphology, molecular characterization, morphogenesis and pathogenesis of white spot syndrome virus. **Journal of Fish Diseases**, v. 31, p. 1-18, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global Aquaculture Production 1950-2015**. 2016. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/en>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

_____. **Health management and biosecurity maintenance in white shrimp (*Penaeus vannamei*) hatcheries in Latin America**. Rome: FAO, 2003. 64 p. (FAO Fisheries Technical Paper, n. 450).

GOLDBURG, R.; CLAY, J. **Draft guidelines for sustainable shrimp aquaculture**. 1999. Disponível em: <<http://www.earthsummitwatch.org/shrimp/index.html>>. Acesso em: 2012.

HOLTHUIS, L. B. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. **FAO Fisheries & Synopsis**, v. 1, n. 125, p. 271, 1980.

HOSSAIN, S. et al. Detection of new hosts for white spot syndrome virus of shrimp using nested polymerase chain reaction. **Aquaculture**, n. 198, p. 1-11, 2001.

HSU, Y. L. et al. Diagnosis of *Penaeus monodon*-type baculovirus by PCR and by ELISA of occlusion bodies. **Diseases of Aquatics Organisms**, v. 40, p. 93-99, 2000.

HUDINAGA, M. Reproduction, development and rearing of *Penaeus japonicus* Bate. **Japan J. Zool.**, n.10, p. 305-393, 1942.

JOLLY, C. M.; CLONTS, H. **Economics of aquaculture food products**. New York: Press Harworth Inc, 1992.

- LIGHTNER, D. V. **Handbook of pathology and diagnostic procedures for diseases of penaeid shrimp**. Luisiana: World Aquaculture Society, 1996. 304 p.
- _____. REDMAN, R. M. Shrimp diseases and current diagnostic methods. **Aquaculture**, v. 164, p. 201-220, 1998.
- _____. PANTOJA, C. Biosecurity in shrimp farming. In: HAWS, M. C.; BOYD, C. E. (Ed.) **Methods for improving shrimp farming in central America**. Nicaragua: [s.n.], p. 123-165, 2001.
- _____. The penaeid shrimp viral pandemics due to IHHNV, WSSV, TSV and YHV: history in the Americas and Current Status. In: UJNR AQUACULTURE PANEL MEETING, 32., 2003, **Proceedings...** Davis: [s.n.], p. 1-20, 2003.
- _____. Biosecurity in shrimp farming: pathogen exclusion through use of SPF stock and routine surveillance. **Jour. World Aquac. Soc.**, v. 36, p. 229-248, 2005.
- MORALES-COVARRUBIAS, M. S. Métodos de diagnóstico. In: MORALES-COVARRUBIAS, M. S. **Enfermedades del camarón: detección mediante análisis en fresco e histopatología**. México: Trillas, 2004. p. 23-34.
- PRIMAVERA, J. H. A review of maturation and reproduction in closed thelycum penaeids. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE CULTURE OF PENAEID PRAWNS/SHRIMPS, 1., 1984, Iloilo. **Proceedings...** Iloilo: [s.n.], p. 47-64, 1985.
- ROCHA, I. P. A. Cultivo de camarão marinho: realidade mundial e brasileira, mitos e verdades sobre sua sustentabilidade ambiental e contribuição para a socioeconômica das regiões de sua intervenção. **Revista da ABCC**, edição especial, p. 1-27, 2015.
- _____. A importância da aquicultura e da carcinicultura no contexto da produção mundial de pescado: desafios e oportunidades para o Brasil. **Revista da ABCC**, v. 15, p. 16-23, 2013.
- _____. O princípio da precaução como fundamento para a manutenção da proibição das importações de camarões e os desafios tecnológicos para produzir o *Litopenaeus vannamei* na presença da “mancha branca” no Brasil. **Revista da ABCC**, v. 18, p. 22- 28, 2016.
- SAMPAIO, L. A.; TESSER, M. B.; WASIELESKY JUNIOR, W. Avanços da maricultura na primeira década do século XXI: piscicultura e carcinicultura marinha. **Rev. Bras. Zootec.**, v. 39, p. 102-111, 2010.
- SANTOS, A. A.; COSTA, S. W. Os resultados da maricultura catarinense em 2014. **Panorama da Aquicultura**, v. 25, p. 36 – 41, 2015.
- SANTOS, M. L.; CARVALHO, R.; ALENCAR, R. **Programa de biossegurança para fazendas de camarão marinho**. Recife: Associação Brasileira de Criadores de Camarões, 2005. 61 p.
- WALKER, P. J.; MOHAN, C. V. Viral disease emergence in shrimp aquaculture: origins, impact and the effectiveness of health management strategies. **Reviews in Aquaculture**, v. 1, p. 125-154, 2009.

WESTON, D. P. Ecological effects of the use of chemicals in aquaculture. In: MEETING ON THE USE OF CHEMICALS IN AQUACULTURE IN ASIA, 1996, Tigbauan. **Proceedings...** Tigbauan: [s.n.], p. 23-30, 2000.

WILEY, K. C. The application of environmental assessment to the management of risk in shrimp aquaculture in southeast Asia. Global conference on the shrimp industry, Malasia. **Proceedings...** Malasia: [s.n.], p. 118-145, 1992.

WYBAN, J. World shrimp farming revolution: industry impact of domestication, breeding and widespread use of specific pathogen free *Penaeus vannamei*. In: SPECIAL SESSION ON SUSTAINABLE SHRIMP FARMING, WORLD AQUACULTURE, 2009, Luisiana. **Proceedings...** Luisiana: [s.n.], p. 12-21. 2009.

CAPÍTULO IV

FORMULAÇÃO DE RAÇÕES PARA PEIXES DE CONSUMO

*Maria de Jesus Jorge Rodrigues¹
Raimundo Aderson Lobão de Souza²
Fabricio Nilo Lima da Silva³
Alex da Silva Lobão de Souza⁴*

1 INTRODUÇÃO

A criação de organismos aquáticos constitui importante fonte de produção de proteína de origem animal de alta qualidade (SILVA, 2015). Assim, a piscicultura é a área zootécnica que mais cresce no Brasil. Dentro da cadeia produtiva desta atividade, um dos principais entraves encontrados é a nutrição dos animais. Pesquisas apontam que o custo com a alimentação na produção de peixes pode chegar a 70 % do total, podendo elevar os custos operacionais (BOSCOLO et al., 2010; ROUBACH et al., 2002).

Neste sentido, a nutrição e alimentação adequada são os pilares da lucratividade e sustentabilidade de um empreendimento aquícola (FRACALLOSSI; CYRINO, 2012). A formulação de rações para peixes é baseada principalmente em milho, farelo de soja e farinha de peixe, os quais, em função de grande variabilidade de preço, dependem da oferta no decorrer do ano (LIRA, 2014). Brandão (2011) considera que uma das opções para baratear estes custos seria o uso de ingredientes alternativos introduzidos nas formulações.

Com o crescente aumento da piscicultura torna-se cada vez mais importante realizar estudos

¹ Mestre em Produção Animal pela Universidade Federal do Pará - UFPA. Engenheira Agrônoma - Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e da Pesca do Estado do Pará (SEDAP). E-mail: jesusrodrigues@gmail.com

² Doutor em Ciências. Professor Voluntário no Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais do Instituto Socioambiental e Recursos Hídricos -PPGAQRAT da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: adersonlobao@globo.com.

³ Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - IFPA/Campus Breves. E-mail: fabricio_nilo@hotmail.com.

⁴ Doutor em Ciência pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP. Mestre em Ciência Animal pela Universidade Federal do Pará - UFPA. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - IFPA/ Campus Abaetetuba. E-mail: alex.souza@ifpa.edu.br.

voltados a nutrição, em busca de elaborar rações, nutricionalmente completas, que possam suprir as exigências nutricionais de cada espécie (GERALDO JUNIOR et al., 2014). Neste sentido, a formulação de ração é uma ferramenta de grande importância para técnicos e produtores de animais, independente da espécie, já que as exigências nutricionais dos animais devem ser atendidas para que estes possam apresentar um bom desempenho produtivo, o que está diretamente relacionado com a viabilidade técnica e econômica do sistema de produção animal (SALMAN; OSMARI; SANTOS, 2011).

Portanto, a formulação de rações balanceadas traduz o máximo de benefício a aquicultura, de modo geral, haja vista conter os nutrientes adequados a produção de espécies aquáticas, assim como promove o aproveitamento de resíduos agroindustriais, evitando o acúmulo desses subprodutos na natureza que originar-se-á em ponto de frequência e de reprodução de animais nocivos à saúde, além de proporcionar o aumento da poluição ambiental.

2 IMPORTÂNCIA DA NUTRIÇÃO NA PISCICULTURA

A boa nutrição irá garantir melhor assimilação dos nutrientes, sanidade aos organismos, melhor desenvolvimento dos peixes e lucratividade ao produtor.

2.1 Conceitos básicos

Alimento: são substâncias que quando consumidas por um indivíduo são capazes de contribuir para assegurar o ciclo regular de sua vida e a sobrevivência da espécie à qual pertence, pois é aproveitada, fornecendo nutrientes para a manutenção e desenvolvimento dos tecidos que compõem o corpo dos animais (SALMAN; OSMARI; SANTOS, 2011).

Alimentos básicos: os alimentos naturais ou processados devem conter os elementos essenciais para a espécie cultivada que são: proteínas, gordura, carboidrato, fibra, cálcio e fósforo.

Proteína e Proteína ideal: Proteínas são moléculas orgânicas de alto peso molecular, formadas por aminoácidos e ligados entre si por cadeias peptídicas. São importantes no funcionamento do corpo através da formação das estruturas e nas reações químicas dos organismos (CHAMBE; HAVEY; FERRIE, 2012).

Proteína ideal considera-se como uma mistura de aminoácidos ou proteína que atenda às exigências do animal, possua total digestão e metabolismo para a manutenção e crescimento (MITCHELL, 1964; PARSONS; BAKER, 1994).

Digestão: O tempo de trânsito gastrointestinal ou tempo de retenção do alimento é um dos fatores que regula a digestão do alimento e absorção dos nutrientes (FABREGAT et al., 2015). Compreende os processos químicos e físicos responsáveis pela transformação do alimento em seus nutrientes, e os mecanismos de transporte (absorção) até as células do intestino (SALMAN; OSMARI; SANTOS, 2011). Portanto, muitos alimentos vêm sendo testados com a finalidade de melhorar o bem-estar e o desempenho dos peixes (MOURA et al., 2007). Destacam ainda que, pelo fato de os peixes serem animais ectotérmicos, a temperatura do meio onde vivem influencia o seu metabolismo fisiológico, afetando os processos de digestão e, conseqüentemente, o desempenho.

Digestibilidade: A digestibilidade pode ser descrita como a fração do nutriente ou da energia do alimento

que não é excretada nas fezes, podendo também ser definida como um instrumento de avaliação de valor nutricional (BOMFIM; LANNA, 2004) expressada por um coeficiente de digestibilidade. O conhecimento dos nutrientes dos ingredientes a serem utilizados para compor rações para peixes se torna imprescindível para melhor precisão e ajuste das formulações (HISANO et al., 2008). De acordo com Cho (1987), a determinação da digestibilidade dos nutrientes de uma matéria prima é o primeiro cuidado quando se pretende avaliar seu potencial de inclusão em uma ração para peixes.

Para as espécies tropicais poucas são as informações dos valores digestíveis da proteína e da energia da maioria dos alimentos nacionais. Somente a partir de rações com altos coeficientes de digestibilidade será possível obter-se melhores respostas de conversão alimentar, maximizar os lucros e, principalmente, minimizar o impacto ambiental que alguns desses alimentos podem proporcionar (SILVA et al., 2007; MOREIRA et al., 2015).

Diante desses conceitos básicos percebe-se que a piscicultura de água doce é uma atividade que dispõe de grande diversidade de espécies cultivadas (FRACALOSSO et al., 2004). Assim, o manejo alimentar animal é de grande importância para o êxito da atividade, pois, independentemente da fase de crescimento, influencia o desempenho do animal, uma vez que está diretamente relacionada ao fornecimento da ração e à utilização da mesma pelos peixes (HAYASHI et al., 2004).

Em uma dieta balanceada, a proteína é o nutriente mais oneroso e de maior importância para o crescimento animal (ABIMORAD; CASTELLANI, 2013). Para peixes carnívoros este problema é geralmente mais grave, isto porque suas exigências proteicas são maiores quando comparadas às demais espécies (SANTOS et al., 2013). O que reflete a estrutura adaptativa de seu trato digestório, caracterizada por um intestino curto, enquanto peixes onívoros apresentam intestino mais longo, permitindo que o alimento permaneça mais tempo em contato com as enzimas, aumentando a eficácia da digestão para compensar o baixo valor nutritivo dos alimentos ingeridos (ROTTA, 2003).

A utilização de subprodutos reduz o custo de produção relacionado a alimentação (ROSA; NOLETO; RIBEIRO, 2014). Escolher as melhores rações, com formulações precisas que atendam às exigências nutricionais dos animais criados é extremamente importante para o sucesso da atividade (BOSCOLO et al., 2010).

Nutrientes: Compostos químicos orgânicos e inorgânicos presentes nos alimentos que são aproveitados pelo organismo animal, preenchendo alguma fração nutricional, participando diretamente dos processos metabólicos dos animais (SALMAN; OSMARINI; SANTOS, 2011). De acordo com Pezzato, Barros e Furuya, (2009), tal conhecimento permite suprir os nutrientes deficitários ou ausentes, especialmente àqueles considerados limitantes ao crescimento animal, como aminoácidos e minerais, ou ainda, melhorar os processos de obtenção desses alimentos, de forma que as perdas nutritivas sejam minimizadas. Assim, torna-se importante o conhecimento da utilização dos nutrientes como a proteína, os lipídios, os carboidratos, as vitaminas e os minerais nas formulações de rações para produção de dietas de baixo custo (MENDONÇA et al., 2012).

3 PRINCIPAIS NUTRIENTES E NECESSIDADES NUTRITIVAS DOS PEIXES CULTIVADOS

Os peixes necessitam basicamente de proteínas, aminoácidos, lipídios (gorduras), fibras, vitaminas e minerais em suas dietas. Os tipos e quantidades desses nutrientes variam, não somente de espécie para espécie, mas, também, com o estágio de desenvolvimento do animal (alevino, juvenil, adulto). Machos e fêmeas em maturação de gônadas requerem maiores níveis de nutrientes do que peixes em repouso gonadal. No entanto, essas necessidades não estão bem estabelecidas para a grande maioria das espécies cultivadas ou potencialmente importantes para a piscicultura (KUBITZA, 1997; LOGATO, 2000).

3.1 Energia e exigência de calorias

Os peixes necessitam de grande quantidade de energia para o seu crescimento, atividades físicas, processos digestivos, reprodução e outras atividades. O processo biológico de todas essas atividades é denominado de metabolismo, a taxa em que cada utilização de energia ocorre é chamada taxa metabólica. Nos peixes, é influenciada pela espécie, tamanho, idade, atividade fisiológica, temperatura da água, salinidade, tipo de alimento, exposição a luz, fatores ambientais, condições químicas da água, composição da dieta, entre outros. A energia liberada pelo metabolismo dos alimentos assume as formas de energia livre, usada nos diferentes trabalhos orgânicos (LOGATO, 2000).

Os peixes utilizam diversas fontes de energia, havendo diferença na utilização da mesma pelas distintas espécies. As espécies de clima temperado aproveitam muito bem proteínas e lipídios como fontes de energia e pouco os carboidratos. Já as espécies de clima tropical utilizam carboidratos digestíveis relativamente bem (KUBITZA, 1997).

3.1.1 Fontes Energéticas

- a) **Milho:** É uma das principais fontes de energia para peixes onívoros e herbívoros. A forma mais utilizada é o milho moído. Seu teor de inclusão é dado em função da disponibilidade, da viabilidade econômica, analisando sempre seu teor de umidade, presença de micotoxinas, resíduos de pesticidas e sementes tóxicas (KUBITZA, 1997; LOGATO, 2000);
- b) **Sorgo:** Este nutriente pode substituir o milho em alguns casos, porém, a presença do tanino (MYER; GORBET; COMBS, 1986) dá uma certa restrição ao seu emprego devido as alterações nos órgãos internos dos peixes, na qualidade nutricional da carne e ao desenvolvimento dos animais (CHUNG; BAILEY; COLLINS, 1994; FREIRE, 2002; BUTOLO, 2003; MONTEIRO, ALBUQUERQUE; ARAÚJO, 2005; PAIVA, 2010). Entretanto, Furuya et al, 2004, utilizaram esse ingrediente na alimentação da tilápia, com resultados satisfatórios;
- c) **Farelo de arroz:** No mercado existe o farelo de arroz desengordurado, o farelo de arroz integral e o farelo de arroz integral com casca. Podem ser usados em substituição ao milho, trigo aveia, sorgo, dentre outros (KHAN, 1994, PEZZATO et.al, 2002; COSTENARO-FERREIRA et al, 2013). Ao utilizar esse ingrediente em rações para peixes deve-se adicionar junto um antioxidante, pois são sujeitos à rancificação.

3.2 Proteínas e Aminoácidos

As proteínas são moléculas complexas, constituídas de aminoácidos, sendo que 20 deles compõem a maioria das proteínas. Estes são os mais importantes nutrientes para crescimento e produção dos peixes. São compostos essenciais que exercem papel central na estrutura e funcionamento de todos os organismos vivos, perfazendo em torno de 65 a 75 % da matéria seca. Exceto a água, as proteínas formam a maior porção do corpo dos peixes, variando, em média, de 15 a 20 %. As gorduras podem aparecer em quantidades moderadas ou pequenas. Hidratos de carbono e fibras estão praticamente ausentes nos peixes (KUBITZA, 1997; LOGATO, 2000).

Os peixes, principalmente carnívoros, parecem viver e crescer melhor quando consomem dietas

com altos teores proteicos, até 35 % da matéria seca. Espécies herbívoras prosperam com baixos níveis relativos deste nutriente, até 20 % ou menos da matéria seca. A maioria das dietas para peixes contém 24 a 49 % de proteína bruta, mais frequentemente 25 a 35 %. Há recomendações de 28 % de proteínas, com mínimo de 22 % e máximo de 35 %, para dietas (peletizadas ou granuladas) destinadas à piscicultura intensiva em clima tropical (KUBITZA, 1997; LOGATO, 2000).

Proteínas são boas fontes de energia, mas, usualmente, são mais caras do que os hidratos de carbono e as gorduras. Uma dieta balanceada de baixo custo deve conter suficientes quantidades de gorduras e hidratos de carbono, para reduzir ao mínimo o uso de proteínas como fonte de energia, ficando as mesmas como matéria prima para o crescimento dos peixes (LOGATO, 2000).

3.2.1 Fontes Proteicas

A proteína é o nutriente mais oneroso da ração, chegando entre 60 a 70 % do custo total de produção. (TACON; FORSTERS, 2003).

- a) **Farelo de soja:** Amplamente empregado na formulação de rações para peixes (REFSTIE; HELLAND; STOREBAKKEN, 1997; MEURER et al., 2008) pode ser encontrado nas mais diversas regiões do país, em quantidades suficientes e preço variável, sendo o ingrediente de maior potencialidade em substituição a farinha de peixe como fonte de proteína (TEIXEIRA et al, 2006). A qualidade deste alimento pode sofrer influências de fatores antinutricionais que podem comprometer o desempenho dos animais. Mas, a torragem adequada da soja, antes do preparo da ração, é fundamental para bloquear a ação destes fatores;
- b) **Farinha de peixe:** É um subproduto desidratado e moído, obtido pela cocção do peixe integral, do corte de órgãos ou de ambos, após extração parcial do óleo. Apresentam equilíbrio ideal em aminoácidos essenciais e é importante fonte de fósforo e microminerais (zinco, manganês, cobre, selênio e ferro) aos peixes. A farinha de peixes apresenta preços elevados e muitas vezes qualidade duvidosa, embora apresente alta atractopalatabilidade em relação aos de origem vegetal (PEZZATO, 1995);
- c) **Farelo de algodão:** O farelo de algodão se constitui na terceira fonte proteica de origem vegetal (SWIK; RATAN, 1995). Esse ingrediente apresenta alto nível de proteína; mas também apresenta fatores antinutricionais, o que limita sua utilização a níveis preestabelecidos, de acordo com cada espécie;
- d) **Farelo de amendoim:** Este alimento, embora tenha níveis bons de proteína (BUTOLO,2003), apresenta alguns problemas de utilização, tais como: alto teor de óleo, tornando-se susceptível à rancidez, e pode apresentar contaminações por fungos que promovem a aflatoxinas (WILSON; PAYNE, 1994), entre outros;
- e) **Farelo de canola:** O uso deste alimento nas rações de peixe ainda não foi muito estudado, mas, acredita-se que seja uma fonte potencial de origem vegetal. Soares et al, (2001) estudou esse ingrediente em substituição da soja na alimentação da tilápia do Nilo;

- f) **Concentrados proteicos de origem vegetal:** Em muitos casos, estes concentrados se assemelham à farinha de peixe quanto ao nível proteico. Geralmente, podem ser incluídos nas rações em maior quantidade que os farelos. Como exemplos podem ser utilizados concentrado proteico de soja, concentrado proteico de folhas de diferentes plantas. Tyska et al. (2013) utilizaram concentrado proteico vegetal em pesquisa com o jundiá, *Rhandia quelen*;
- g) **Farinha de carne e ossos:** É um alimento proteico de origem animal com elevada atratividade palatabilidade (PEZZATO, 1995), que tem limitações quanto à sua inclusão nas rações, muitas vezes atribuída aos altos teores de cálcio e fósforo nela presentes. Graef e Serafini (2012) utilizaram farinha de carne e ossos como fonte proteica em substituição da soja na alimentação da carpa comum, *Cyprinus carpio*, e obtiveram bons resultados; assim como Kureshi, Davis e Arnold, (2000) e Millamena (2002) na alimentação de outras espécies;
- h) **Farinha de sangue:** Na maioria das vezes, a digestibilidade deste alimento é baixa para os peixes, devido ao processamento inadequado. A qualidade do produto deve ser a melhor possível, para evitar problemas posteriores. Otobusin (1987) observou que a substituição de 10 % da farinha de soja pela farinha de sangue pode ser utilizada em cultivo de tilápia. Já, Martins e Guzmán (1994) recomendam a inclusão de 5 % desse ingrediente em substituição à farinha de peixe na dieta do *Colossoma macropomum*.

4 TIPOS DE RAÇÕES

O processamento da dieta tem a finalidade de facilitar a apreensão da ração pelo animal, aumentando, deste modo, a eficiência do alimento e reduzindo perdas para o sistema aquático (RODRIGUES; FERNANDES, 2006). As rações para peixes podem ser diferenciadas ainda pela estrutura na qual ela é fornecida aos animais (MORO; RODRIGUES, 2015).

Neu et al. (2011) destacaram três técnicas de processamento que dominam a fabricação de ração na aquicultura: fareladas, peletizadas e extrusadas. Sendo assim, o processamento adequado da ração é fundamental na alimentação dos animais. A Tabela 1 apresenta as formas físicas e suas características nas quais pode se fornecer a ração aos peixes de produção.

A escolha do processamento da ração, adequado a cada espécie, é primordial para o sucesso do manejo alimentar e eficiência de utilização das dietas pelos peixes (REIS et al., 2012). A Figura 1 apresenta o processamento da ração artesanal peletizada, utilizando casca de manga, *Mangifera indica*, como ingrediente alternativo para piscicultura de água doce.

Tabela 1- Processamento de rações para peixes de produção.

Tipos de rações	Descrição	Considerações
I) Fareladas	¹ A ração farelada é a mistura homogênea dos ingredientes finamente moídos, com pouca estabilidade na água, sofrendo lixiviação devido a sua forma de apresentação e granulometria.	² As rações fareladas têm as desvantagens de proporcionar maiores perdas de minerais e vitaminas devido à sua instabilidade na água e de permitir a seleção de alguns ingredientes mais palatáveis pelos peixes, acarretando em menor ganho de peso.
II) Peletizadas	³ O processo de peletização consiste em compactar mecanicamente a dieta, através do aquecimento pelo atrito mecânico, durante a prensagem dos alimentos pelos rolos compressores contra a matriz. Diminuindo perdas por lixiviação, já que o pellet, de alta densidade, afunda na água.	⁴ Dietas peletizadas oferecem vantagem no transporte e armazenamento, facilitam o manuseio e aumentam a eficiência alimentar.
III) Extrusadas	⁵ A extrusão de uma ração envolve alta pressão (30 a 60 atm), umidade e temperaturas entre 130 e 150 °C, causando expansão da mistura de ingredientes e gelatinização do amido, além de produzir pellets de baixa densidade que flutuam na água. O processo de extrusão provoca modificações físicas e químicas no alimento, acarretando em melhora na digestibilidade da fração proteica do amido.	⁶ A utilização de rações extrusadas na alimentação de organismos aquáticos flutua na superfície da água, com menor formação de finos, maior estabilidade na água, maior facilidade no manejo alimentar, possibilidade de visualizar seu consumo pelos peixes e maior digestibilidade dos nutrientes.

Fonte: ¹Rodrigues; Fernandes (2006); ²Ceccarelli; Senhorini; Volpato (2000); Meurer et al. (2005); ³Millan; Herrero; Guerrero (1987); Reis et al. (2012); ^{4,5}Furuya et al. (1998); ⁵Vieira et al. (2005) e ⁶Moro; Rodrigues (2015).

Figura 1 - A - casca de manga *Mangifera indica* L.; B - pesagem dos resíduos moídos; C - mistura dos ingredientes; D - homogeneização da massa e obtenção da ração; E - ração seca ao sol e F - utilização da ração artesanal na piscicultura (tanques-rede) do tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818).



Fotos: Fabricio N. L. da Silva.

5 A IMPORTÂNCIA DA FORMULAÇÃO DE RAÇÕES

O crescimento e a intensificação da aquicultura têm aumentado a demanda por ingredientes de qualidade para utilização na formulação de rações, este fato está aliado à menor disponibilidade de farinha de peixe e por ser um custo muito elevado (FEIDEN et al., 2009). De acordo com Lopes et al. (2010) e Lemos, Guimarães e Miranda (2011), um dos grandes desafios da piscicultura, então, tem sido identificar novos ingredientes que possam reduzir os custos com a alimentação sem, no entanto, comprometer a qualidade da água e o desempenho dos peixes.

Silva (2015) menciona que a escolha de um ingrediente para a formulação de dietas eficientes deve considerar diversos critérios (Figura 2). Rodrigues, Bergamin e Santos, (2013) destacam que os ingredientes podem ser classificados em: Fibrosos (possuem acima de 18 % de fibra bruta da matéria seca); Energéticos (possuem menos do que 20 % de proteína e menos do que 18 % de fibra bruta da matéria seca, são geralmente de origem vegetal); Proteicos (apresentam mais do que 20 % de proteína, podem ser de origem vegetal ou animal); Suplementos vitamínicos e minerais (geralmente fornecidos na forma de uma pré-mistura premix de vitaminas e minerais incorporados a um veículo sólido) e Aditivos (ingredientes adicionados à formulação sem função nutricional, como, por exemplo, medicamentos, imunostimulantes, palatabilizantes, pingmentos, aglutinantes, antioxidantes etc).

Figura 2 - Critérios básicos para escolha de um alimento alternativo para elaboração de uma ração.



Fonte: Fabricio N. L. da Silva.

Por esta razão, fica clara a necessidade de se encontrar fontes alternativas de alimentos para peixes (RODRIGUES, 2014). Torna-se importante lembrar que nas formulações de dietas é preciso sempre considerar a fase de vida do animal cultivado (larvas, pós-larvas, juvenis ou adultos), para as primeiras fases, objetivando-se obter rações eficientemente balanceadas, que promovam um rápido crescimento ao menor custo possível. As rações devem conter, ao menos, um nutriente de origem animal e sua formulação deve garantir a inclusão de todos os aminoácidos necessários ao desenvolvimento da espécie, através dos nutrientes utilizados.

6 USO E RESTRIÇÕES DOS ALIMENTOS CONCENTRADOS

Alguns ingredientes embora bastante utilizados (FARIA; HAYASHI; GALDIOLI, 2001; SIMÃO et al., 2008; PONTES et al., 2010; GRAEFF; SERAFINI, 2012), possuem algumas restrições conforme a (Tabela 2).

Tabela 2 - Processamento de rações para peixes de produção.

Ingredientes	Restrição (%)	Causas da restrição
Farinha de peixe	4 a 20	Alto teor de cálcio
Farinha de carne	<25	Alto teor de cálcio
Farinha de carne e ossos	<10 a 15	Alto teor de cálcio; aa limitantes
Farinha de vísceras	<20	Alto teor de gordura; aa limitantes
Farinha de penas	<10	Baixa palatabilidade; aa limitantes
Farinha de sangue	<5 a 10	aa limitantes; alto teor de Fe; baixa. palatabilidade
Farelo de soja	SR ou RC	Baixa. palatabilidade; RC p/carnívoros;
Farelo de soja integral	<3	Elevado teor de óleo
Farelo de algodão	RC 20 a 30	RC < 20 p/ peletização; RC<20 p/ extrusão; presença de gossipol; aa limitantes; alto teor de FB
Farelo de glúten de milho	SR ou RC <6	RC<6 se não desejar pigmentação amarelada no filé
Farelo de amendoim	SR ou RC	RC aos teores de aflatoxina e aos aa limitantes
Farelo de trigo	<25	Alto teor de fibra; laxativo
Farelo de arroz integral	<15	Alto teor de gordura e fibra; rancificação
Milho	SR ou RC	RC ao nível total de amido em rações p/carnívoros
Sorgo	<20	Presença de tanino e baixa palatabilidade

SR → Sem Restrição

RC → Restrição condicionada

aa → aminoácidos

Fonte: Kubitza (1997).

Assim, é importante lembrar que a mandioca deve ser seca ao sol pleno ou estufa para eliminar excesso de ácido cianídrico. A farinha de peixe fabricada no Peru é a mais indicada devido ser padronizada internacionalmente, porém é mais cara. A farinha de Peixe brasileira não tem padrão, isto é, analisada quimicamente apresenta índices variados de nutrientes, devido ser fabricada com qualquer parte estrutural do peixe.

7 BALANCEAMENTO DE RAÇÕES

Para se balancear a ração deve-se considerar as composições nutricionais dos alimentos consultando-se as tabelas de composição dos alimentos. O balanceamento da ração consiste em calcular as porcentagens de ingredientes a serem misturados, de modo a se obter uma ração com as especificações previstas e o mais barato possível e que atenda as exigências nutricionais de cada espécie, as quais são informadas nas tabelas de exigências.

O nível ótimo de proteína para cada espécie de peixe depende do balanço energético, da composição de aminoácidos, da digestibilidade da proteína, e da quantidade de fonte da energia não proteica da ração. O excesso de energia na dieta pode limitar o consumo de alimento, já que os peixes se alimentam para suprir suas necessidades energéticas. A necessidade proteica dietária geralmente decresce com o aumento de tamanho e com a idade (TAKAHASHI, 2005).

Tabela 3 - Mostra o percentual de PB% exigido por algumas espécies.

Espécies	Peso dos Peixes (g)	PB(%)
Matrinchã	125 a 170	25
Matrinchã	> 170	36
Matrinchã	juvenil	28*
Pacu	5 a 40	26 a 28
Pacu	80 a 144	22
Tambaqui	1 a 30	40
Tambaqui	30 a 90	30 a 40

Fonte: Kubitza (1999) e *Izel et al. (2004).

8 MÉTODOS DE CÁLCULO DE RAÇÃO

O balanceamento de ração consiste em calcular as porcentagens de ingredientes a serem misturados, de modo a se obter uma ração com as especificações previstas e o mais barato possível, e que atenda as exigências nutricionais de cada espécie, conforme informações fornecidas pela literatura.

8.1 Sistema de equações

Este método é utilizado aplicando-se sistemas equacionais e permite, quando desejado, o ajuste de mais de um nutriente, de acordo com Rodrigues Filho; Camarão; Dias (1997)., como exemplo da Tabela 4.

Tabela 4 – Exemplo de ingredientes do farelo de soja e do farelo de trigo para o cálculo de ração.

Ingredientes	PB (%) no ingrediente	% do ingrediente na ração	% PB fornecida pelo ingrediente
Farinha (carne e ossos)	40	15,00	15 x 0,40 = 6,0
Farelo de soja	45	S	(S)x 0,45 =
Farelo de trigo	15	T	(T) x 0,15 =
Total		100,00	28,0

Fonte: Autores.

- 1) Saber o percentual de Farelo de Soja (*S*) e de Farelo de Trigo (*T*) a ser usado na ração:

Eq. 1.

Utilizando a 3ª coluna do quadro:

$$S + T + 15 = 100 \quad \text{ou} \quad S + T = 85 \quad \text{ou} \quad S = (85 - T)$$

Eq. 2.

Utilizando a 4ª coluna do quadro:

$$0,45 \times (S) + 0,15 \times (T) = (28 - 6) \quad \text{ou} \quad 0,45(S) + 0,15(T) = 22$$

Substituindo os valores de S na Equação 2 pela expressão $(85-T)$ teremos:

$$0,45(85 - T) + 0,15T = 22 \rightarrow (0,45 \times 85) - (0,45 T) + 0,15T = 22$$

$$38,25 - 0,45T + 0,15T = 22 \rightarrow 38,25 - 22 = 0,30T \rightarrow 16,25 = 0,30T$$

$$T = 16,25/0,30 \rightarrow T = 54,17 \% \text{ de Farelo de Trigo}$$

2) Calcular o valor de S , que corresponde a porcentagem de farelo de Soja na ração:

$$S = 85 - T = 85 - 54,17 \rightarrow S = 30,83 \% \text{ de Farelo de Soja}$$

Retornar à Tabela para confirmar se os valores estão corretos.

Portanto, para se fazer 100 kg de ração serão necessários 15 kg de farinha de carne, 30,83 kg de farelo de soja e 54,17 kg de farelo de trigo (Tabela 5).

Tabela 5 – Percentagens dos ingredientes de farelo de soja e de trigo e seus correspondentes de proteína bruta já calculados.

Ingredientes	PB (%) no ingrediente	% do ingrediente na ração	% PB fornecida pelo ingrediente
Farelo (carne e ossos)	40	15,00	$15,00 \times 0,40 = 6,00$
Farelo de soja	45	30,83	$30,83 \times 0,45 = 13,87$
Farelo de trigo	15	54,17	$54,17 \times 0,15 = 8,13$
Total		100,00	28,00

Fonte: Autores.

3) Qual o custo dos ingredientes desta ração:

$$(15 \times 1,00^*) + (30,83 \times 0,65^*) + (54,17 \times 0,45^*) = 15,00 + 20,04 + 24,38 = \text{R\$ } 59,42/100 \text{ kg ou R\$ } 0,59/\text{kg.}$$

*Valor do ingrediente (R\$)

8.2 Programação linear

Este método consiste na utilização de programas de computador, é o mais eficiente de todos e de mais fácil elaboração. Tem como vantagens o custo mínimo do produto, trabalha com grande número de alimento e orienta na compra dos alimentos. As desvantagens englobam o custo de operação e mão de obra especializada.

8.3 Quadrado de Pearson, segundo Freitas (2014)

Este método é bastante prático e permite o ajuste de proteína bruta ou digestível dos alimentos. Ele leva em consideração o valor relativo (percentual) de um determinado nutriente, normalmente a proteína.

Nesse método podem ser utilizados dois alimentos ou grupos de alimentos previamente misturados.

Exemplo 1:

Balanceamento de ração com 28 % PB (proteína bruta) para peixes onívoros, formulada pelo Quadrado de Pearson:

- Escolher ingredientes proteicos de origem animal (Farinha de Carne e Ossos), proteicos de origem vegetal (Farelo de Soja) – Mistura A (Tabela 6) e energéticos (Milho e Raspa de Mandioca) – Mistura B (Tabela 7).

Tabela 6 – A mistura A constituída dos ingredientes farinha de carne e ossos e farelo de soja.

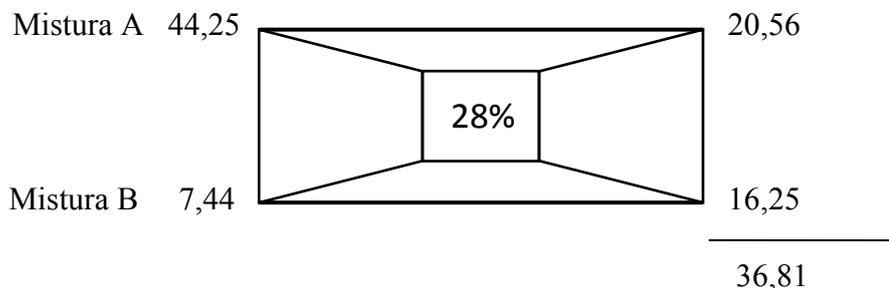
Ingredientes	% PB no ingrediente	% do ingrediente na ração	% de PB fornecida pelo ingrediente
Farinha de carne e ossos (FCO)	40	15	$15 \times 0,40 = 6,00$
Farelo de soja	45	85	$85 \times 0,45 = 38,25$
TOTAL A		100	44,25

Fonte: Autores.

Tabela 7 – A mistura B constituída dos energéticos raspa de mandioca e milho.

Ingredientes	% PB no ingrediente	% do ingrediente na ração	% de PB fornecida pelo ingrediente
Raspa de mandioca	3,6	40	$40 \times 0,036 = 1,44$
Milho	10	60	$60 \times 0,10 = 6,00$
TOTAL B			7,44

Fonte: Autores.



$$\frac{36,81 \text{ partes da mistura total}}{100 \text{ partes}} = \frac{20,56 \text{ partes da mistura A}}{X}$$

$$X = 55,85 \text{ partes (kg) de FCO + Farelo de soja}$$

$$\frac{36,81 \text{ partes da mistura total}}{100 \text{ partes}} = \frac{16,25 \text{ partes da mistura B}}{X}$$

$$X = 44,15 \text{ partes (kg) de Raspa de mandioca + Milho}$$

Somando as quantidades

55,85kg de FCO + farelo de soja + 44,15 kg de raspa mandioca + milho = 100,00kg de ração com 28% de PB.

Resta saber quais as quantidades de cada ingrediente, respectivamente:

Se 55,85 -----100% de A

$$\left. \begin{array}{l} \\ \end{array} \right\} \boxed{X = 8,38\text{kg de FCO}}$$

Em X ----- 15% de FCO

Se 55,85 ----- 100% de A

Em X----- 85% de Farelo de Soja



X = 47,47kg de Farelo de Soja

Se 44,15kg ----- 100% de B

Em X ----- 40% Raspa de mandioca



X = 17,66kg de Raspa de mandioca

Se 44,15kg ----- 100% de B

Em X ----- 60% Milho



X = 26,49kg de milho

Composição da Ração:

8,38kg FCO + 47,47kg Farelo de soja + 17,66 kg Raspa mandioca + 26,49 kg Milho = 100,00 kg de ração.

Adicionar a essa mistura 0,50 kg de Cloreto de Sódio (sal comum) e 0,50 a 0,80 kg de premix vitamínico-mineral.

Exemplo 2:

Os cálculos a seguir obedecem ao raciocínio desenvolvido por Kubitzka (1997). Qual ingrediente tem a proteína mais barata?

A Tabela 8 abaixo mostra os preços médios dos ingredientes das misturas A e B.

Tabela 8 – Preços médios dos ingredientes das misturas A e B.

INGREDIENTES	A⁵ R\$/kg de Ingrediente	B kg de PB/kg de Ingrediente	A/B R\$/kg de PB
Babaçu (farelo)	1,00	0,20	5,00
Dendê (torta)	1,00	0,14	7,14
Coco (torta)	0,20*	0,22	0,91
Farinha de carne e ossos 45% PB	1,30*	0,45	2,22
Farinha de sangue	1,00	0,78	1,28
Farinha de peixe	3,78	0,60	6,30
Mandioca (raspa integral)	0,20*	0,03	3,33
Milho grão	0,90*	0,10	3,00
Resíduo de cervejaria	0,20*	0,17	0,82
Soja (farelo)	2,00*	0,45	1,44
Trigo (farelo)	0,90*	0,15	3,00

Fonte: Autores.

⁵ Preços médios levantados em novembro/2015 em casas agropecuárias na cidade de Castanhal/PA.

Escolher Ingredientes e fazer o cálculo da Ração:

A Tabela 9 mostra o percentual de ingrediente a ser substituído nos farelos de soja e de trigo.

Tabela 9 – Percentagens dos ingredientes a serem substituídos nos farelos de soja e de trigo.

Ingredientes	PB (%) no ingrediente	% do ingrediente na ração	% PB fornecida pelo ingrediente
Farinha de carne e ossos (FCO)	40	15,00	$15 \times 0,40 = 6,0$
Farelo de soja	45	X	$\mathbf{X} \times 0,45 = ?$
Farelo de trigo	15	Y	$\mathbf{Y} \times 0,15 = ?$
Total		100,00	28,0

Fonte: Autores.

Saber o percentual de Farelo de soja (**X**) e de Farelo de trigo (**Y**) a ser usado na ração:

Equação 1, usando a 3ª coluna do quadro

$$X + Y + 15 = 100 \quad \text{ou} \quad X + Y = 85 \quad \text{ou} \quad X = (85 - Y)$$

Equação 2, usando a 4ª coluna do quadro

$$0,45.X + 0,15.Y = (28 - 6) \quad \text{ou} \quad 0,45.X + 0,15.Y = 22$$

Substituindo os valores de **X** na Equação 2 pela expressão (85-**Y**) teremos:

$$0,45 (85 - Y) + 0,15.Y = 22 \rightarrow (0,45 \times 85) - (0,45.Y) + 0,15.Y = 22$$

$$38,25 - 0,45.Y + 0,15.Y = 22 \rightarrow 38,25 - 22 = 0,30.Y \rightarrow 16,25 = 0,30.Y$$

$$Y = 16,25/0,30 \rightarrow Y = 54,17 \% \text{ de Farelo de trigo}$$

Calcular o valor de **X**, que corresponde à porcentagem de farelo de soja na ração:

$$X = 85 - Y = 85 - 54,17 \rightarrow X = 30,83 \% \text{ de Farelo de soja}$$

Retornar ao quadro, para verificar se a fórmula está correta.

Portanto, para se fazer 100 kg da ração serão precisos 15 kg de farinha de carne e ossos, 30,83 kg de farelo de soja e 54,17 kg de farelo de trigo (Tabela 10).

Tabela 10 - Percentagens dos ingredientes de farelo de soja e de trigo e seus correspondentes de proteína bruta já calculados.

Ingredientes	PB (%) no ingrediente	% do ingrediente na ração	% PB fornecida pelo ingrediente
Farinha de carne e ossos (FCO)	40	15,00	15,00 X 0,40 = 6,00
Farelo de soja	45	X = 30,83	30,83 x 0,45 = 13,87
Farelo de trigo	15	Y = 54,17	54,17 x 0,15 = 8,13
Total		100,00	28,00

Fonte: Autores.

4) Qual o custo dos ingredientes desta ração:

$$(15 \times R\$ 1,00) + (30,83 \times R\$ 0,65) + (54,17 \times R\$ 0,45) = (R\$ 15,00 + R\$ 20,04 + R\$ 24,38) = R\$ 59,42/100 \text{ kg ou } R\$ 0,59/\text{kg}.$$

REFERÊNCIAS

- ABIMORAD, E. G.; CASTELLANI, D. Prévias de estudos em nutrição e alimentação do lambari-dorabo amarelo. **Pesquisa & Tecnologia**, v. 10, n. 2, 2013.
- BOMFIM, M. A. D.; LANNA, E. A. T. Fatores que afetam os coeficientes de digestibilidade nos alimentos para peixes. **Revista Eletrônica Nutri time**, v.1, n.1, p. 20-30, 2004.
- BOSCOLO, W. R. et al. **Manual técnico: criação de pacu em tanque-rede para produção de carne mecanicamente separada (CMS)**. Toledo: ITAIPU Binacional, 2010.
- BRANDÃO, L. V. **Utilização de resíduos de frutos e da fitase em dietas para juvenis de tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818)**. 77 f. 2003. Tese (Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior)-Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2011.
- BUTOLO, J. E. **Qualidade de ingredientes de alimentação animal**. Campinas: Colégio Brasileiro de Nutrição animal, 2003. 430 p.
- CECCARELLI, P. S.; SENHORINI, J. A.; VOLPATO, G. L. **Dicas em piscicultura: perguntas e respostas**. Botucatu: Santana, 2000. 247 p.
- CHAMBE, P. C.; HAVEY, R. A.; FERRIE, D. R. **Bioquímica ilustrada**. 5. ed. [S.I.]: Arned, 2012. 528 p.
- CHO, C.Y. La energia en la nutrición de los peces. In: MONTEROS, J. E.; LABARTA, U. **Nutrición en acuicultura II**. Madrid: Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica, 1987. p. 197-243.
- CHUNG, M. J.; BAILEY, J. W.; COLLINS, J. L. Dietary tnnins from cowpeas and tea transiently alter apparent calcium absorption and utilization of protein in rats. **Journal of Nutrition**, v. 124, p.283-288, 1994.
- COSTENARO-FERREIRA, C.; SILVA, L. P. Farelo de arroz desengordurado com baixo teor de ácido fítico na alimentação da carpa capim. **Arch. Zootec.**, Córdoba, v. 62, n. 237, mar. 2013.
- FABREGAT, T. E. H. P. et al. Caracterização das proporções anatômicas e tempo de trânsito gastrointestinal do apaiari e do acará-bandeira. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 3, n. 41, p.671 – 676, 2015.
- FARIA, A. C. E. A.; HAYASHI, C.; GALDIOLI, E. M. Farinha de peixe em rações para alevinos de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L.), linhagem tailandesa. Maringá, **Acta Scientiarum**, v.23, n. 4, p.903-908, 2001.
- FEIDEN, A. et al. Rendimento e análise bromatológica do lambari do rabo vermelho *Astyanax* F (Pisces: characidae) submetido ao processo de defumação. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 30, n. 4, p. 859-866, 2009.

- FRACALOSSO, D. M.; CYRINO, J. E. P. **Nutriaqua**: nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2012. 375 p.
- FRACALOSSO, D. M. et al. Desempenho do jundiá, *Rhamdia quelen*, e do dourado, *Salminus brasiliensis*, em viveiros de terra na região sul do Brasil. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, Maringá, v. 26, n. 3, p. 345-352, 2004.
- FREIRE, E. S. **Avaliação biológica de sorgo alto e baixo tanino por meio do desempenho e digestibilidade em tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)**. 2002. 65 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia)-Universidade Estadual Paulista de Botucatu, São Paulo, 2002.
- FREITAS, Amadeu Borges de. **Técnicas de formulação**: exercícios resolvidos. Évora: Universidade de Évora, 2014.
- FURUYA, W. M. et al. Dietas peletizadas e extrusadas para machos revertidos de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) na fase de terminação. **Ciência Rural**, v.28, p. 438-487, 1998.
- FURUYA, W. M. et al. Apparent digestibility coefficients of energy and protein of low and high tannin silage sorghum for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Ciência Rural**, v. 34, n. 4, p. 1213-1217, 2004.
- GERALDO JUNIOR, E. et al. Energia digestível para alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em baixa temperatura. **Acta Iguazu**, Cascavel, v. 3, n. 2, p. 36-43, 2014.
- GRAEFF, A. SERAFINI, R. L. Uso de farinha de carne e osso bovina como fonte de proteína para carpas comum (*Cyprinus carpio* L.) em fase de recria. **Rev. Electrón. Vet.**, v. 13, n. 4, 2012.
- HAYASHI, C. et al. Frequência de arraçamento para alevinos de lambari do rabo-amarelo (*Astyanax bimaculatus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.33, n. 1, p. 21-26, 2004.
- HISANO, H. et al. Composição nutricional e digestibilidade aparente da levedura íntegra, da levedura autolisada e da parede celular pela tilápia-do-nilo. **Ciência Animal Brasileira**, v. 9, n. 1, p. 43-49, 2008.
- IZEL, A. C. U. et al. Avaliação de níveis protéicos para a nutrição de juvenis de matrinxã (*Brycon cephalus*). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 2, p. 179 – 184, 2004.
- KHAN, M. S. Apparent digestibility coefficients for common feed ingredients in formulated diets for tropical catfish (*Mystus nemorus*). **Aquacult. Fish. Manage**, v. 25, n. 2, p. 167-174, 1994.
- KUBITZA, F. **Nutrição e alimentação dos peixes**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1997. 74 p.
- KURESHI, N.; DAVIS, D. A.; ARNOLD, C. R. Partial replacement of fish meal with meat-and-bone meal, flash-dried poultry by product meal, and enzyme-digested poultry by product meal in practical diets for juvenile red drum. **North American Journal of Aquaculture**, v. 62, n. 4, p. 266-272, 2000.
- LEMOES, M. V. A.; GUIMARÃES, I. G.; MIRANDA, E. C. Farelo de coco em dietas para o tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 12, n. 1, p.188-198, 2011.

- LIRA, A. D. **Farelo de girassol na alimentação de tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*)**. 2014. 59 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia)-Universidade Federal da Bahia, 2014.
- LOGATO, P. V. R. **Nutrição e alimentação de peixes de água doce**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2000, 128 p.
- LOPES, J. M. et al. Farelo de babaçu em dietas para tambaqui. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 11, n. 2, p. 519-526, 2010.
- MARTINS, S. N.; GUSMÁN, E. C. Effect of drying method of bovine blood on the performance of growing diets for tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier 1818) in experimental culture tanks. **Aquaculture**, v. 124, n. 1-4, p. 335-341, 1994.
- MENDONÇA, P. P. et al. Efeito da suplementação de fitase na alimentação de juvenis de tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Revista Archivos de Zootecnia**, v. 61, n. 235, p. 437-448, 2012.
- MEURER, F. et al. Farelo de soja na alimentação de tilápias-d-nilo durante o período de reversão sexual. **R. Bras. Zootec.**, Viçosa, v. 37, n. 5, 2008.
- MEURER, F. et al. Grau de moagem dos alimentos em rações para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) durante o período de reversão sexual. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 81-85, 2005.
- MILLAMENA, O. M. Replacement of fish meal by animal product meals in a practical diet for grow-out culture of grouper *Epinephelus coioides*. **Aquaculture**, v. 204, n. 21, p. 75-84, 2002.
- MILLAN, L. M.; HERRERO, A. V.; GUERRERO, I. C. Tecnologia de fabricación de piensos para la acuicultura. In. MONTEROS, J. E.; LABARTA, U. **Alimentacion en acuicultura**. Madri: Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica, 1987. p. 131- 166.
- MITCHELL, H. H. **Comparative nutrition of man and domestic animals**. New York: Academic Press, 1964.
- MONTEIRO, J. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L. Taninos: uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova**, v. 28, n. 5, p. 892-896, 2005.
- MOREIRA, P. O. et al. Óleo de soja utilizado pré e pós-processamento de rações para tilápia do Nilo. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 41, n. 3, p. 547 – 555, 2015.
- MORO, G. V.; RODRIGUES, A. P. O. **Rações para organismos aquáticos: tipos e formas de processamento**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2015. (Documentos, 14).
- MOURA, G. S. et al. Desempenho e atividade de amilase em tilápias-do-nilo submetidas a diferentes temperaturas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 11, p. 1609-1615, 2007.
- MYER, R. O.; GORBET, D. W.; COMBS, G. E. Nutritive value of high and low-tannin grain sorghums harvested and stored in the high-moisture state for growing finishing swine. **Journal of Animal Science**, v. 62, n. 5, p. 1290-1297, 1986.

- NEU, D. H. et al. Processamento da dieta para larvas de mandi-pintado (*Pimelodus britskii*). **Revista Archivos de Zootecnia**, v. 60, n. 231, p. 809-812, 2011.
- OTOBUSIN, S. O. Effects of diferente levels of blood meal in pelleted feeds on tilapia, *Oreochromis niloticus*, production in floating bamboo net-cages. **Aquaculture**, v. 65, n. 3-4, p. 263-266, 1987.
- PAIVA, K.C. **Utilização de ração a base de sorgo na alimentação de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) sobre as características zootécnicas do peixe e características físicas, químicas, bioquímicas, histomorfológicas viscerais e sensoriais do filé**. 2010. 122 f. Tese (Doutorado em Alimentos e Nutrição) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, Araraquara, 2010.
- PARSONS, C. M.; BAKER, D. H. The concept and usage of ideal proteins in the feeding of nonruminants. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO DE NÃO RUMINANTES, 1994, Maringá. **Anais...** Maringá: EDUEM, 1994. p. 119-128.
- PEZZATO, E. P. et al. Digestibilidade aparente de ingredientes pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 4, p. 1595-1604, 2002.
- PEZZATO, L. E. Alimentos convencionais disponíveis para indústria da nutrição de peixes no Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE NUTRIÇÃO DE CRUSTÁCEOS, 1., 1995, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: [s.n], 1995. p. 34-52.
- _____. BARROS, M. M.; FURUYA, W. M. Valor nutritivo dos alimentos utilizados na formulação de rações para peixes tropicais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p.43-51, 2009.
- PONTES, E. C. et al. Níveis de farinha de peixe em rações para juvenis de tilápia. **R. Bras. Zootec.**, v. 39, n. 8, p. 1626-1632, 2010.
- REFSTIE, S.; HELLAND, S. J.; STOREBAKKEN, T. Adaptation to soybeen meal in dets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. **Aquaculture**, v. 153, p. 263-272, 1997.
- REIS, E. S. et al. Processamento da ração no desempenho de juvenis de Jundiá (*Rhamdia voulezi*) cultivados em tanques-rede. **Revista Ciência Animal Brasileira**, v. 13, n. 2, 2012.
- RODRIGUES FILHO, J. A; CAMARÃO, A. P.; DIAS, J. C. **Composição química e valor nutritivo de alimentos disponíveis na Amazônia para nutrição animal**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1997. 31 p.
- RODRIGUES, A. P. O.; BERGAMIN, G. T.; SANTOS, V. R. V. Nutrição e alimentação de peixes. In: RODRIGUES, A. P. O. et al. (Ed.). **Piscicultura de água doce: multiplicando conhecimentos**. Brasília: Embrapa, 2013. p. 171-214.
- _____. Nutrição e alimentação do tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 40, n. 1, p. 135-145, 2014.

RODRIGUES, L. A.; FERNANDES, J. B. K. Influência do processamento da dieta no desempenho produtivo do acará bandeira (*Pterophyllum scalare*). **Acta Scientiarum Animal Sciences**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 113-119, 2006.

ROSA, J.; NOLETO, R.B.; RIBEIRO, M.O. Avaliação do efeito substitutivo de ração por adubação orgânica na alimentação em alevinos de tilápia (*Oreochromis niloticus*). **Revista Luminária**, v. 16, n. 2, 2014.

ROTTA, M. A. **Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 48 p. (documentos, 53).

ROUBACH, R. et al. **Nutrição e manejo alimentar na piscicultura**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2002. (Documentos, 23).

SALMAN, A. K. D.; OSMARI, E. K.; SANTOS, M. G. R. **Manual prático para formulação de ração para vacas leiteiras**. Porto Velho: EMBRAPA, 2011. 24 p. (Documentos, 145).

SANTOS, E. L. et al. Considerações sobre o manejo nutricional e alimentar de peixes carnívoros. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 11, n. 2, p. 2314 – 2351, 2013.

SILVA, F. N. **Alimentos da agricultura**: substituição do milho (*Zea mays* L.) pela farinha de manga (*Mangifera indica* L.) na nutrição do tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) cultivado em tanques-rede durante a fase de recria. 2015.102 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais)-Universidade Federal Rural da Amazônia, 2015.

SILVA, J. A. M. et al. Digestibilidade aparente dos nutrientes e energia de ração suplementada com enzimas digestivas exógenas para juvenis de tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818). **Revista Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 157 – 164, 2007.

SIMÃO, B. R. et al. Farinha de carne e ossos como substituto da farinha de peixe em dietas de camarão. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, p. 22-28, jan. /mar. 2008.

SOARES, C. M. et al. Replacement of soybean meal protein by canola meal protein in diets for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in the growing phase. **Journal Animal Science**, v. 30, p.1172-1177, 2001.

SWIK, R. A.; RATAN, P. H. **Considerations in using common Asian protein meal**. Singapore: American Soybean Association Technical Bulletin MITA, 1995.

TACON, A. G. J.; FORSTERS, I. P. Aquafeeds and the environment: policy implications. **Aquaculture**, v. 226, p. 181-189, 2003.

TAKAHASHI, N. S. **Carência de proteína na aquicultura**. São Paulo: Instituto de Pesca, 2003.
Disponível em: <<http://www.abrappesq.com.br/materia11>>. Acesso em: 19 set. 2005.

TEIXEIRA, E. A. et al. Substituição de farinha de peixes em rações para peixes. **Ver. Bras. Reprod. Anim**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3, p. 4118-125, jul./dez. 2006.

TYSKA, D. et al. Concentrados proteicos vegetais na alimentação de Jundiás (*Rhandia quelen*). **Cienc. Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 7, jul. 2013.

VIEIRA, J. S. et al. Efeito do processamento do milho sobre o desempenho e composição de carcaça de piaba (*Leporinus friderici*) criada em tanques-rede. **Ciência e Agrotecnologica**, v. 29, n. 2, p. 453-458, 2005.

WILSON D. M.; PAYNE, G. A. Factors affecting *Aspergillus flavus* group infection and aflatoxin contamination of crops. In: EATON, D. L.; GROOPMAN, J. D. (Ed.). **Toxicology of aflatoxins**: Human Health, Veterinary, and Agricultural Significance. SanDiego: Academic Press, 1994. p. 309-325.

CAPÍTULO V

PISCICULTURA FAMILIAR: ESTUDO DE CASO

*Jefferson Murici Penafort*¹

*Raimundo Aderson Lobão de Souza*²

*Marco Antônio Igarashi*³

1 INTRODUÇÃO

A piscicultura familiar se caracteriza pelo tamanho da propriedade, mão de obra familiar e ocasionalmente força de trabalho assalariado, além da produção utilizada sendo para consumo próprio.

Sob o ponto de vista socioeconômico, a piscicultura pode ser um instrumento de ocupação e renda. Estima-se que para 3 hectares de lâmina d'água destinado à atividade gere um posto de trabalho.

O objetivo se prende a mostrar um modelo de piscicultura familiar que pode servir de exemplo dessa atividade na Amazônia Oriental.

2 CARACTERIZAÇÃO DO MODELO

- Área total do modelo: 1.200 m² (área incluindo edificações);
- Área hídrica: 600 m²;
- Captação de água: pluviométrica e poço semiartesiano.

¹ Mestre em Engenharia de Pesca, Área de Concentração: Aquicultura pela Universidade Federal do Ceará - UFC. Professor Adjunto IV da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Sócio Ambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH. E-mail: jefferson.penafor@ufra.edu.br.

² Doutor em Ciências. Professor Voluntário no Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais do Instituto Socioambiental e Recursos Hídricos - PPGAQRAT da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: adersonlobao@globocom.com.

³ PhD em Engenharia de Pesca. Professor Associado da Universidade Federal do Ceará - UFC a disposição da DFDA/PR, Secretaria Especial de Agricultura Familiar e Desenvolvimento Agrário da Casa Civil da Presidência da República. E-mail: igarashi@ufc.br; marco.igarashi@mda.gov.br.

A captação de água é proveniente da chuva através de uma calha feita de pupunheira, *Bactris gasipaes*, Kunth (com vida útil de 4 anos) (Figura 1) e através de um poço semiartesiano do tipo amazonas que é bombeado para um reservatório semiescavado (volume aproximado de 60.000 l) e depois para os viveiros à jusante.

Figura 1 - Sistema de captação de água da chuva utilizando calha de casca de pupunheira, *Bactris gasipaes*.



Fonte: R. A. L. Souza.

2.1 O Berçário

O berçário (Figura 2) tem como objetivo aumentar a taxa de sobrevivência dos alevinos. Possui 1,5 m de comprimento x 1,5 m de largura x 1,0 m de profundidade, totalizando 2,25 m³. Construído artesanalmente, com estrutura de madeira local e contenção do material biológico (panagem) de tela plástica com malha de 3mm. O fundo do berçário tem que estar no mínimo 50 cm do fundo do viveiro, o qual está instalado. Este constitui manejo fácil e o material incrustante ou aderido (perifiton, por exemplo) se desprende com mais facilidade. Nesse ambiente era colocado até 500 alevinos por um período de no máximo 60 dias.

Figura 2 - Berçário com estrutura de madeira e tela de plástico para recepção de alevinos.



Fonte: R. A. L. Souza.

2.2 Os viveiros

Os três viveiros são do tipo semiescavados (Figura 3) com dimensões de 12 m x 15m cada, perfazendo uma área de 180 m², construídos com mão de obra local. O solo, apesar de ser classificado como areno-argiloso, os viveiros foram corrigidos com aplicação de camada de argila de aproximadamente 5 cm para favorecer a retenção da água (Figura 4), visto que na época da estiagem as perdas através da percolação, evaporação à evapotranspiração constituiu-se um volume de água considerável.

Figura 3 - Sequência de viveiros exibindo o reservatório à montante no canto esquerdo da imagem.



Fonte: R.A. L. Souza.

Figura 4 - Viveiro sendo recapeado com argila para impermeabilização dos viveiros.



Fonte: J. M. Penafort.

2.3 As espécies de cultivo

2.3.1 O acará, *Mesonauta festivus* (HECKEL, 1840)

A espécie, segundo Kullander (2003), atinge o comprimento máximo de 150 mm, onívoro, desova parcelada com primeira maturação sexual com 70 mm, possuindo habitat nas margens dos rios e lagos entre plantas flutuantes.

2.3.2 Tambaqui, *Colossoma macropomum* (CUVIER, 1818)

Segundo Souza (2004), o ganho de peso do tambaqui (Figura 5) compreende de 65 a 95 g / mês, e a alimentação constituída de ração, grãos e subprodutos da agroindústria (HISANO et al., 2008). O peso médio pode chegar entre 800 a 1.600 g em 12 meses de cultivo em densidade de estocagem 0,7 a 1 peixe/m², ou 1kg/m².

Figura 5 - Tambaqui, *Colossoma macropomum*.



Fonte: R. A. L. Souza.

2.4 Peixes ornamentais

A produção de peixes ornamentais pode ser feita utilizando as cristas dos viveiros semiescavados, em área de 3,5 m x 1,20 m x 0,80 m (Figura 6). Constitui-se de um importante recurso que deverá ser inserido na piscicultura familiar. O manejo é de fácil aprendizado e as mulheres que vivem nas comunidades poderão ser capacitadas para tal. O espaço utilizado para a produção desses peixes é pequeno, assim como o volume de água.

Figura 6 - Pequeno viveiro para o cultivo de peixes ornamentais no talude entre dois viveiros.



Fonte: R. A. L. Souza.

2.5 Aproveitamento das macrófitas aquáticas

A produção natural de macrófitas aquáticas no interior dos viveiros pode ser comercializada como ornamental ou aproveitar como adubo (compostagem) para os cultivares na mesma área de cultivo (Figura 7).

Figura 7 - Excedente de macrófitas aquáticas utilizados como adubação em cultivares.



Fonte: R. A. L. Souza.

3 UTILIZAÇÃO DE ÁREAS DE VÁRZEA PARA O CULTIVO EM ESCALA MAIOR

3.1 Barragens artesanais

É necessária para a contenção de volume de água nessas planícies inundadas. Para tanto a construção de barragens (primárias e secundárias) constitui-se de um importante procedimento. O ribeirinho tem o conhecimento sobre a engenharia empírica e com isso facilita a construção, e o material a ser utilizado. As Figuras 8 e 9 exibem alguns aspectos relevantes na construção e funcionamento de barragens construídas para retenção de água em planícies inundadas, as áreas de várzea. Neste caso trata-se de várzea dependente do regime de marés diária. Nas marés de sizígia (maré de lance) a troca de água se faz naturalmente e com volumes grandes. Já nas marés de quadratura (marés fracas, mortas) o nível não chega a inundar as áreas modificadas. Nesse caso, as fontes de água que abastece os canais se encarregam de abastecer e repor água nos espaços aproveitados para o cultivo de peixes.

Figura 8 - Barragem construída com casca ou lascas de madeira de lei e encapamento com lona plástica.



Fonte: R. A. L. Souza.

3.2 Que tipos de madeiras devem ser utilizadas?

O material para formar as estruturas rígidas das barragens artesanais pode ser de madeira da própria região. Os moirões e cascas ou lascas de madeira, como refugos de serrarias são mais utilizados, além de toras mais completas. As espécies da flora mais comuns para tal são: anani (*Symphonia globifira*), andiroba (*Carapa guianensis*), macacaúba da várzea (*Platymiscum ulei*), taxi (*Triplaris surinamensis*), ucuúba (*Virola surinamensis*), pracuúba (*Pentaclethra macroloba*), dentre outras. Essas espécies foram classificadas segundo Rizzini (1971).

A Figura 9 mostra dois aspectos de uma barragem. No lado A percebe-se os moirões de diversas espécies de madeira da várzea servindo de sustentação ao núcleo da barragem, além de toras de ucuúba e macacaúba servindo de transversal para fechar o igarapé (furo do rio). No lado B o núcleo está quase completo. Logo em seguida são feitas atracações para reforçar a estrutura, visto que a pressão das águas é muito grande.

Figura 9 - Barragem em processo de construção mostrando a estrutura de madeira e preenchimento com o material da própria várzea.



Fonte: J. M. Penafort¹.

3.3 O dreno de tronco de árvore vazado a que madeira pertence?

O material utilizado para constituir o dreno para eventual esvaziamento, quando da necessidade na despesca ou mesmo para manutenção, dar-se do próprio local. No decorrer dos trabalhos, os ribeirinhos encontraram árvores brocadas, ou seja, com seu núcleo desgastado e praticamente oco. Conforme relato dos mesmos é muito comum essas árvores, inclusive castanheiras. A Figura 10 exhibe uma barragem que intercepta um furo de rio, com um dreno de tronco de árvore e o ladrão (sangradouro) feito de tubo de PVC de 200 mm. Nesse caso, o dreno estava aberto para teste antes de abastecer o furo à montante.

Figura 10 - Barragem artesanal mostrando dreno de tronco de árvore.



Fonte: J. M. Penafort².

¹ As imagens pertencem ao acervo do autor.

² As imagens pertencem ao acervo do autor.

A Figura 11 demonstra o ribeirão com peixe produzido na Unidade de Piscicultura Familiar.

Figura 11 - Peixes redondos cultivados na área.



Fonte: J. M. Penafort³.

³ A imagem pertence ao acervo do autor.

REFERÊNCIAS

HISANO, H. et al. **Potencial da utilização da mandioca na alimentação de peixes**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2008. 29 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 94).

KULLANDER, S. O. Cichlidae (Cichlids). In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JUNIOR, C. J. (Ed.). **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p. 605-654.

RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil**: manual de dendrologia brasileira. São Paulo: Blücher, 1971. 294 p.

SOUZA, R. A. L. (Ed.). **Piscicultura sustentável na Amazônia**: perguntas e respostas. Belém: UFRA, 2004. 257 p.

CAPÍTULO VI

METAIS PESADOS NO AMBIENTE AQUÁTICO

Gilmara Maureline Teles da Silva de Oliveira¹

Eder Silva de Oliveira²

Nuno Filipe Alves Correia de Melo³

1 INTRODUÇÃO

Metais pesados são elementos químicos que ocorrem na natureza, em pequenas concentrações, da ordem de parte por milhão (ppm) a parte por bilhão (ppb). Estes elementos também são chamados frequentemente de metais-traço, micronutrientes, elementos-traço. A denominação mais aceita ultimamente é a de elementos-traço, visto que alguns elementos classificados como metais pesados, na realidade não são metais, como é o caso do Arsênio (ESTEVES, 2011).

Os metais são alguns dos elementos mais abundantes na crosta terrestre sendo inseridos nos ecossistemas através dos processos intempéricos, de origem natural ou através de atividades industriais (NOVOTNY, 1995).

2 CARACTERÍSTICAS DOS METAIS PESADOS

De acordo com Tundisi, J. e Tundisi, T. (2008), alguns metais pesados são monitorados devido sua importância ecológica e toxicidade, dentre eles têm-se: cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês, níquel, chumbo e zinco.

¹ Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. Engenheira Ambiental da UFRA. E-mail: gilmara.teles@ufra.edu.br.

² Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais. Professor do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Pará - UEPA. E-mail: ederso@uepa.br.

³ Doutor em Oceanografia. Professor Associado da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca. E-mail: nuno.melo@ufra.edu.br.

Arsênio (As)

O elemento arsênio é naturalmente encontrado na crosta terrestre e apesar de suas características de metaloide, ou seja, tendo propriedades tanto de metais como de não metais, é frequentemente usado como metal. Ocorre nos estados de oxidação -3, +3 e +5, sendo o As⁰ metálico o mais raro na natureza (FIGUEIREDO, 2010).

As principais fontes naturais do arsênio são atividades vulcânicas e as emissões para atmosfera por queima de vegetação e carvão que contenham o As, podendo ser também liberado no ambiente através da mineração de Au, Cu e Pb, podendo também estar associado a estes metais. Por outro lado, as principais fontes antrópicas do metal são a metalurgia do cobre e mineração do ouro (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCE AND DISEASE REGISTRY - ATSDR, 2007). Sendo que os valores limites de concentração de As na água não tratada são de 50 µg.L⁻¹, e 10 µg.L⁻¹ em água tratada (BRASIL, 2005).

Baird (2004) enfatiza que a ingestão de água, especialmente a subterrânea, constitui a principal fonte de arsênio para a maioria das pessoas, porém ressalta que a inalação de gases e ingestão de pó podem ter importância local na saúde humana.

O arsênio é cancerígeno, sendo a fração inorgânica a mais nociva ao homem. A toxicidade do As +3 é várias vezes superior ao As +5, podendo provocar sérios problemas metabólicos, incluindo hiperqueratose, câncer pulmonar, distúrbios no sistema nervoso, aumento da frequência de abortos, entre outras doenças graves (FIGUEIREDO, 2010).

Cádmio (Cd)

O cádmio é encontrado na crosta terrestre associado com sulfetos de zinco (esfalerita), chumbo (galena) e cobre (calcopirita). Puro, o cádmio é um metal dúctil, de cor prata-branco, extraído como subproduto durante a produção de outros metais como o zinco, cobre ou chumbo (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). É utilizado na fabricação de pilhas (83 %), pigmentos (8 %), estabilizantes de plásticos (1,2 %), dispositivos fotovoltaicos e outros usos em ligas de aço (0.8%). As principais fontes deste metal são antropogênicas e estão relacionadas à metalurgia do Cu, Zn e Pb. Outras fontes potenciais de poluição para os ecossistemas aquáticos são a incineração de resíduos e o uso de combustíveis fósseis, é importante ressaltar que esse metal quando submetido a faixas de pH ácido, mostra baixa disponibilidade no meio aquático. (NASCIMENTO; KURZWEIL; FENZL, 2006).

Para os seres vivos é um poluente cumulativo e extremamente tóxico, podendo ser inalado e causar sérios danos aos pulmões. Por via oral pode se acumular nos rins e nos ossos. O Departamento de Saúde dos Estados Unidos tem relatado alguns casos de câncer de pulmão relacionados à exposição ao cádmio (ATSDR, 2008).

Cobalto (Co)

O cobalto juntamente com outros metais, entre eles o Cr e o Ni, faz parte do grupo de metais ferrosos industriais. É produzido associado ao Ni em lavras de jazidas sulfetadas, onde ocorrem junto a outros sulfetos de Fe e Cu. Ocorre no estado de oxidação Co²⁺ (FIGUEIREDO, 2010).

É um metal duro, cinza prateado, normalmente misturado a outros elementos mais resistentes a corrosão para formar ligas metálicas que são usadas com aplicações militares e industriais, tais como motores de aeronaves, ímãs e ferramentas de moagem e corte. Compostos de Co são utilizados como

corantes de vidros, cerâmicas e tintas, como catalizadores e aditivos de oligoelementos na agricultura e medicina.

Pode entrar no ambiente tanto por fontes naturais como por atividades humanas. É encontrado naturalmente em pequenas quantidades em rochas, solos, água, planta e animais, podendo entrar no ambiente por intemperismo de rochas e solos expostos, material particulado, lixiviação de solos próximos a rodovias e aeroportos, bem como a poluição industrial pode conter altas concentrações de Co (ATSDR, 2004).

O composto bioquimicamente importante do Co é a Vitamina B12 (Cianocobalamina), sendo essencial para a saúde de humanos e animais.

A especiação do Co em solos e sedimentos depende das condições ambientais como concentração do quelante / agentes complexantes, pH e potencial redox (Eh). O Co dissolvido pode ser adsorvido por troca iônica ou por outros mecanismos, podendo formar complexos com ácidos húmicos e fúlvicos.

A redução do potencial redox do solo / sedimento pode ocorrer quando estes são inundados ou quando estão em camadas profundas, sem oxigênio, podendo alterar a especiação do Co, podendo resultar na liberação do elemento adsorvido aos óxidos minerais, resultando assim no aumento de sua mobilidade (ATSDR, 2004).

Cromo (Cr)

O Cromo é um metal branco, duro, lustroso, com ponto de fusão de 1860 °C, cuja fonte natural é um mineral chamado Cromita (FeCr_2O_4), encontrado em rochas eruptivas (vulcânicas) e também em areais detríticas sob a forma de mineral pesado (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). Pode apresentar várias formas em ambiente aquático, sendo as duas principais o Cromo (+6) e Cromo (+3). O estado de oxidação mais importante do Cromo é +3, que forma grande número de complexos cineticamente inertes (MOORE; RAMAMOORTHY, 1984). Em ambientes de água doce o Cromo +6 solúvel é removido pela redução a Cromo +3 e posteriormente adsorvido aos sedimentos e matéria orgânica.

É utilizado na indústria metalúrgica na confecção de ligas metálicas com características anticorrosivas. Estas ligas de Ferro são amplamente utilizadas na fabricação de aço inoxidável e aços resistentes a altas temperaturas, empregados na indústria petroquímica, turbinas e fornos, ferramentas mecânicas, etc.

As principais emissões de Cromo são em águas superficiais oriundas de processos de finalização metálica como a cromagem e a galvanoplastia. Estas emissões têm grande potencial para a contaminação de ecossistemas aquáticos com Cromo +6, a forma mais tóxica do elemento (GUSMÃO, 2004).

O Cromo apresenta-se na maioria das vezes na forma +3, que é cerca de 100 vezes menos tóxica que a forma +6. Em termos de efeitos tóxicos a saúde os problemas são principalmente no trato respiratório. Estes efeitos incluem irritação do revestimento e corrimento nasal, asma, falta de ar, entre outros. Os efeitos do Cromo quando ingerido via oral podem ser detectados no estômago (ulceras), intestino delgado e no sangue, sendo que a Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (IARC), dos Estados Unidos determinou que o Cromo fosse incluído como agente cancerígeno (ATSDR, 2008).

Este metal apresenta alto potencial de bioacumulação ao longo da cadeia trófica, pois se inicia na biomassa planctônica indo até os consumidores de topo, como peixes e o homem (GUSMÃO, 2004).

Cobre (Cu)

O Cobre é encontrado na natureza associado a vários minerais, dentre eles pode-se citar a calcopirita

que é um sulfeto de cobre e ferro (CuFeS_2), a malaquita $\text{Cu}_2(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$, cobre na forma nativa, cloretos, carbonatos, entre outros. É de cor avermelhada, bastante dúctil, alta condutividade e resistência a corrosão, sendo bastante utilizado na indústria elétrica. Nos ecossistemas aquáticos o Cobre pode ser encontrado na forma particulada, associado aos colóides ou solúvel (MOORE; RAMAMOORTHY, 1984). Alguns complexos de estados de oxidação de Cobre são conhecidos, como o (+1), (+2) e (+3), sendo o (+2) o mais comum.

Nos ecossistemas aquáticos o Cobre ocorre tanto na forma solúvel, como particulada e coloidal, sendo as duas últimas mais frequentes. Na fração solúvel o elemento pode ocorrer tanto na forma iônica, como complexado às matérias orgânicas e ligantes inorgânicos. É transportado principalmente na forma adsorvida, o que ocorre facilmente em contato com sedimentos, resultando em níveis residuais muito altos. Sendo considerado um metal essencial em concentrações baixas, por estar presente em praticamente todos os organismos vivos (GUSMÃO, 2004).

A maior fonte sólida de Cobre é o rejeito de mineração, seguida pela produção de fertilizantes, esgoto doméstico e industrial. É utilizado amplamente como fungicida na agricultura ou como pigmento para a fabricação de tintas (MOORE; RAMAMOORTHY, 1984). Porém sua utilização mais importante e em consequência a principal fonte poluidora é a indústria elétrica, pois é utilizado na confecção de cabos de transmissão e equipamentos elétricos e eletrônicos, sendo responsável por mais de 50 % de toda produção do metal.

De acordo com Moore e Ramamoorthy (1984), a concentração de cobre na água é que determina a taxa de absorção por invertebrados planctônicos. Já a absorção do metal por invertebrados bentônicos está relacionada aos níveis deste no sedimento.

Apesar de ser essencial a todos os organismos, o cobre é considerado altamente tóxico a algas, fungos, sementes de plantas e invertebrados e moderadamente tóxico aos mamíferos. Em experimentos em tanques com comunidade zooplancônica observaram que em concentrações de 3 mg.kg^{-1} de CuSO_4 houve uma diminuição das populações de cladóceros e rotíferos, já em concentrações de 1 mg.kg^{-1} de CuSO_4 , os efeitos somente foram perceptíveis nos cladóceros (GUSMÃO, 2004).

Chumbo (Pb)

O chumbo é encontrado na crosta terrestre praticamente em todas as rochas, com concentrações que variam $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ em sedimentos calcários até de 40 mg.kg^{-1} em rochas ígneas e sedimentos argilosos. O principal mineral de Pb é a Galena (PbS) encontrada principalmente em veios pegmatíticos e rochas calcossilicáticas, associada a esfalerita (ZnS) que é a principal fonte natural de Zinco (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). As fontes naturais produzem em torno de 19.000 ton/ano ao passo que as fontes antropogênicas produzem em torno de 4.000.000 ton/ano (MALAVOLTA, 1994).

As principais fontes antrópicas deste metal são industriais, principalmente a produção de baterias de automóveis, como aditivo antidetonante da gasolina, em tintas de impressão, embalagens, indústria de vidro, cerâmica, além das indústrias de ferro e aço (MORALES, 2002). O escoamento superficial urbano e a deposição de material particulado atmosférico são também fontes indiretas importantes deste metal nos ecossistemas (ATSDR, 2007).

Quanto a toxicidade o Pb é uma das principais fontes de envenenamento por metais pesados. Desde a época da Roma antiga, usavam-se encanamentos de chumbo, tintas e utensílios de cozinha feitos do metal. Com o advento dos motores a combustão da gasolina, foram adotados os compostos orgânicos chumbo tetra-etila e chumbo tetra-metila; como antidetonantes da gasolina, o que provocou a emissão de toneladas do metal na atmosfera através de material particulado. As chumbo-tetraquilas são compostos

voláteis extremamente venenosos, que afetam o sistema nervoso central. Porém o mais preocupante é o Pb inorgânico oriundo do material particulado, pois a maior parte das partículas contendo o metal caem no solo e nos sistemas aquáticos e o Pb acaba sendo incorporadas aos sedimentos destes ecossistemas (OTTAWAY, 2005).

Ferro (Fe) e Manganês (Mn)

O Ferro é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, presente em praticamente todo tipo de rocha, formando minerais essenciais e acessórios, principalmente na forma de silicatos e óxidos. Sua distribuição em água, solos e sedimentos é bastante vasta, mesmo em concentrações baixas. Possui estado de oxidação (+2) e (+3). O mineral mais importante em termos econômicos é a Hematita (Fe_2O_3), encontrada principalmente em rochas sedimentares.

É considerado um nutriente, pois faz parte da manutenção da homeostase celular, sendo que tanto sua deficiência quanto seu excesso são prejudiciais aos organismos.

O seu comportamento no ambiente e sua disponibilidade para a biota são determinados pelo seu estado de oxidação, sendo que na água pode ocorrer solubilizado como íon Fe^{+2} ou Fe^{+3} , em estado coloidal ou formando quelato com a matéria orgânica (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O Manganês é metal de transição com coloração branco acinzentada, amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo é o terceiro metal mais abundante, ficando atrás somente no Ferro e Alumínio. Destacam-se como fontes mais importantes deste metal os minerais Rodocrozita (MnCO_2) e perulúzia (MnO_2) (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). Apresenta estado de oxidação +4, +3 e +2, porém apenas os dois últimos são comuns na natureza.

Estes metais são utilizados na indústria metalúrgica para a fabricação de ligas metálicas, principalmente ligas de aço em suas diversas variedades.

De acordo com Forstner e Wittmann (1983), os íons Ferro e Manganês entram no sistema hídrico através das águas superficiais e subterrâneas, sendo que nas águas subterrâneas seus estados de oxidação são reduzidos na forma de Mn^{+2} e Fe^{+2} , já nas águas superficiais, devido a presença de oxigênio dissolvido estes íons são oxidados formando óxidos e hidróxidos insolúveis.

Mercúrio (Hg)

O mercúrio é um elemento metálico que ocorre naturalmente na crosta terrestre, nos depósitos de cinábrio e metacinarita, em forma de sulfetos insolúveis. É o único metal com capacidade de existir em formas de gases, líquidos e sólidos. Segundo Reddy e Delaunne (2008) o mercúrio pode existir em três diferentes estados de oxidação, são eles: mercúrio elementar (Hg^0), mercúrio mercurioso (Hg^+), e mercúrio mercúrio (Hg^{2+}).

De acordo com Figueiredo (2010), uma das formas antrópicas mais importantes para a liberação de mercúrio no ambiente é através da garimpagem de ouro, pelo processo de amalgamação do ouro seguido da evaporação do mercúrio por evaporação. Do total de mercúrio volatilizado 45 % são fixados nos sedimentos de fundo dos rios e 55 % residem por um período de até dois anos na atmosfera, sendo transportados pelo vento de posteriormente incorporado ao solo e a biota.

A contaminação do ecossistema por mercúrio relaciona-se principalmente à possibilidade da metilação no ambiente aquático de sua forma inorgânica (Hg^{2+}) por bactérias e sua complexação com compostos orgânicos dissolvidos (equação 1), possibilitando a manutenção de elevadas concentrações do metal na coluna d'água e acesso preferencialmente a biota aquática (LACERDA; MALM, 2008).

Este fato é corroborado pelo estudo realizado por Mascarenhas et al. (2004) em material particulado e sedimentos de fundo do rio Acre, região amazônica, em uma área onde não há atividade garimpeira, mas apresenta valores altos, da ordem de $1,28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em peixes carnívoros e valores médios do metal em material particulado e sedimentos de fundo, atribuindo este fato a eficiência do processo de metilação do metal.



O metilmercúrio (CH_3Hg^+) é lipossolúvel e facilmente transportado através das membranas celulares. Devido sua grande afinidade com o grupo sulfidril (SH), que é abundante no protoplasma, este metal liga-se a proteínas e bloqueia as atividades enzimáticas, de onde advem seu efeito tóxico (FIGUEIREDO, 2010).

Níquel (Ni)

É encontrado na crosta terrestre, associado a sulfetos de ferro e cobre e a depósitos aluviais de silicatos e óxidos e hidróxidos. O mineral minério de níquel é a Pentlandita (FeNi_9S_8) (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). Possui coloração branco-prateada, aceita polimento, é maleável e bom condutor de calor e eletricidade. Pode atingir níveis de oxidação de (-1) a (+4), sendo o estado (+2) o mais comum (SOUZA, 2003).

Este metal é muito utilizado na proteção de peças metálicas, uma vez que é resistente a oxidação. É aplicado em ligas ferrosas e não ferrosas no setor industrial, em material militar, moedas, aeronaves, aços inoxidáveis etc. As principais fontes antrópicas do níquel são a indústria de galvanoplastia, fabricação de pilhas e baterias, a indústria de componentes eletrônicos, produtos do petróleo, pigmentos, como catalisadores para a hidrogenação de gorduras e na incineração de lixo (ATSDR, 2005).

Nas águas o níquel se apresenta na forma iônica Ni^{+2} , formando complexos com ligantes orgânicos, já nos sedimentos ocorre associado aos óxidos de ferro e manganês e a matéria orgânica em menor quantidade (ANDRADE; PATCHINEELAM, 2000).

Quanto à toxicidade do metal, o principal efeito nos seres humanos é a reação alérgica. Cerca de 10 a 20 % da população é sensível ao níquel. Pessoas não sensíveis ao metal precisam ingerir uma quantidade muito grande para sofrer danos a saúde. Os efeitos mais graves de exposição ao níquel, tais como bronquite crônica, redução da função pulmonar e câncer de pulmão, ocorreram em pessoas que respiravam poeira com certos compostos de níquel enquanto estavam trabalhando em refinarias de níquel. (ATSDR, 2005).

Zinco (Zn)

A principal fonte de zinco na natureza é um mineral chamado esfalerita (ZnS). Trata-se de um sulfeto de zinco que ocorre geralmente em sedimentos e lavas não metamorfozadas, podendo ocorrer também em magmas graníticos intrusivos e veios pegmatíticos (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 2008). É amplamente utilizado na indústria de metais na confecção de chapas galvanizadas e na fabricação de ligas na indústria automobilística.

O zinco ocorre nos sedimentos associado a óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, argilo-minerais e a matéria orgânica. Nas águas superficiais o elemento ocorre na forma iônica livre, com

complexo dissolvido, na forma de hidretos iônicos, entre outros. Seu transporte no ambiente aquático é controlado por espécies aniônicas, nas águas naturais, ácidos orgânicos podem ligar-se ao zinco, sendo que a dissolução destes complexos controla a quantidade total do metal em solução. Este processo de dissolução dos complexos orgânicos está relacionado com o pH da água. Assim, à medida que o pH aumenta, ocorre a dissolução dos compostos orgânicos presentes no sedimento, liberando o zinco para a coluna d'água (GUY; CHAKRABARTI, 1976).

3 METAIS NO ECOSISTEMA AQUÁTICO

De acordo com Forstner e Wittman (1983), o termo metal designa um elemento que é bom condutor elétrico, alta condutividade térmica, alta densidade, maleabilidade e ductibilidade. Geralmente o termo metal é usado indiscriminadamente tanto para elementos como para compostos. Algumas outras definições também são usadas para definir metais em estudos ambientais tais como: *metais traço* (metais encontrados em baixas concentrações em algumas fontes específicas como plantas, águas subterrâneas); *metais disponíveis* (metais encontrados na forma que será facilmente assimilável pela biota); *metal tóxico* (todos os metais são tóxicos, mas o grau de toxicidade varia muito de metal para metal, de organismo para organismo e da concentração no ambiente); *metal pesado* (metal de transição por terem propriedades de se ligarem às substâncias orgânicas e inorgânicas); *metal essencial* (faz parte do ciclo de vida de organismos).

Alguns metais como o Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo e B são essenciais aos seres vivos, pois ainda que em pequenas concentrações desempenham algum papel no metabolismo dos organismos aquáticos. Outros elementos, porém, não possuem nenhuma função na atividade biológica dos organismos e geralmente são tóxicos tais como o Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni, Sn entre outros. Mesmo os metais ditos essenciais, em grandes concentrações tornam-se tóxicos aos organismos (ESTEVEVES, 2011).

Em termos de ecossistemas aquáticos os metais têm grande importância, pois ajudam na precipitação da matéria orgânica dissolvida, através da quelação, o que melhora as condições óticas da coluna d'água, influenciando a produção fitoplanctônica. Todavia com o aumento da atividade industrial e a demanda crescente por recursos minerais, vários elementos têm sido concentrados nos ecossistemas causando problemas ambientais. De acordo com Salomons e Förstner (1980) a concentração de metais pesados tem aumentado nos sedimentos de ambientes fluviais, estuarinos e marinhos, relacionados com navegação e disposição final de efluentes. Ainda segundo os autores este problema tem se intensificado em ambientes semifechados como é o caso de lagoas e em canais de navegação.

As principais fontes de metais pesados para os ecossistemas são geológicas, dentre elas o intemperismo das rochas e a erosão dos solos figuram como as que mais contribuem para o aporte geológico destes elementos no ecossistema. Porém os dados mais recentes têm mostrado um aporte destes elementos de outras fontes relacionadas a atividades industriais tais como: efluentes despejados nos corpos hídricos, poluentes lançados na atmosfera, bem como efluentes domésticos e resíduos provenientes da atividade agrícola. Todas estas fontes têm contribuído sobremaneira para o enriquecimento dos metais pesados no ambiente (ESTEVEVES, 2011).

Os metais podem destacar-se de um ecossistema aquático para o outro e sua concentração nos sedimentos é altamente nociva para a qualidade da água. Dependendo do grau de oxidação de um determinado íon metálico sua toxicidade pode aumentar. De um modo geral a forma iônica dos metais é a mais tóxica (TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

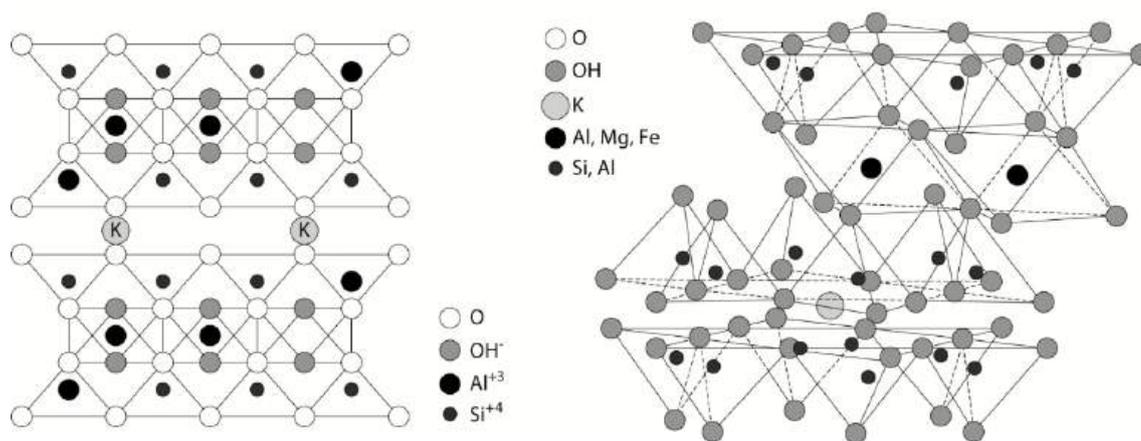
Segundo Calmano (1996 apud LEITE, 2004) e Salomons e Förstner (1984), a contaminação dos sedimentos por metais é originada de fontes difusas e pontuais. As fontes difusas típicas são a atmosfera,

lixiviação de áreas agrícolas, deposições sólidas, etc. Já as fontes pontuais podem-se citar as emissões de despejos industriais esgotos domésticos, depósitos de lixo, atividades de mineração, etc.

Os metais são transportados para a bacia de sedimentação através de: *advecção* (metais dissolvidos ou adsorvidos aos sedimentos em suspensão são transportados por fluxo hidráulico); *sedimentação* (atua nos metais em suspensão através adsorção destes elementos aos sedimentos de fundo); *precipitação/dissolução* (processo de transporte que causa alterações na fase do poluente, afetando a disponibilidade deste para outros processos de transporte) (NOVOTNY, 1995).

A elevada toxicidade dos metais pesados, sua mobilidade e disponibilidade nos sedimentos, têm sido alvo de vários estudos, principalmente no que tange à possibilidade de biodisponibilidade para os organismos. Esses elementos são frequentemente encontrados nos sedimentos de áreas expostas a contaminação, pois possuem alta capacidade de retenção e permanência nos sedimentos por longos períodos. Essa capacidade de acumulação ocorre devido à característica reativa dos sedimentos finos, principalmente as frações argilosas (Figura 1). Os sedimentos finos em suspensão têm uma superfície altamente reativa, capaz de interagir com a superfície de outras substâncias, como é o caso de nutrientes e metais pesados, notadamente se possuírem em sua composição mineralógica argilominerais 2:1 (duas lamina de tetraedros de silício e uma lamina composta por octaedro de alumínio).

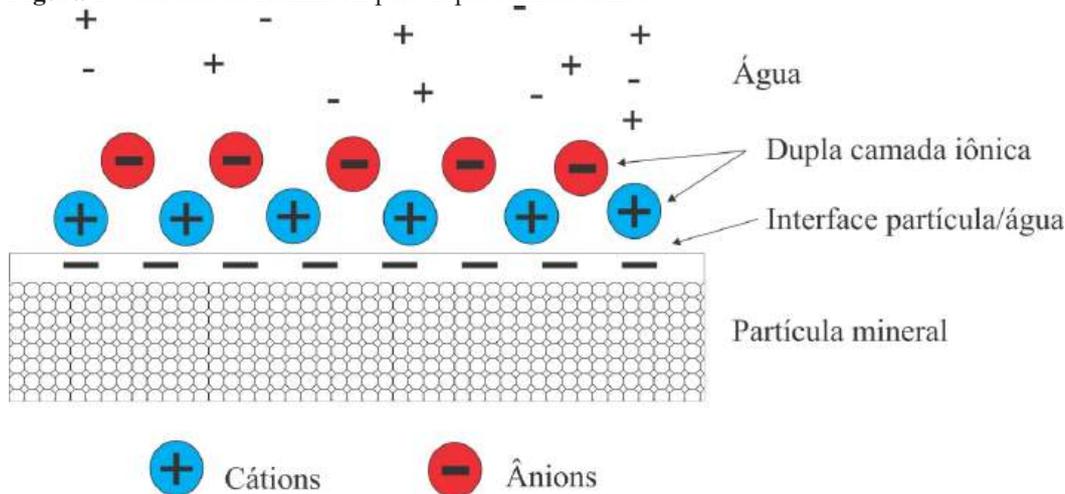
Figura 1 – Representação esquemática de uma estrutura atômica de um argilomineral 2:1.



Fonte: Lepsch (2013).

Outro fenômeno importante é o efeito da dupla camada iônica onde determinada espécie química é adsorvida na superfície dos sedimentos e gera uma segunda camada de carga oposta no meio aquoso. Esta segunda camada é responsável pela adsorção de cargas à superfície da partícula adsorvida ao sedimento, aumentando assim a quantidade total de partículas adsorvidas no meio (Figura 2). Então os sedimentos, principalmente em ambiente estuarino, agem como barreiras geoquímicas, realizando a filtração da água, onde partículas e contaminantes são retidos nos sedimentos e permanecem imobilizados por períodos relativamente longos. (WASSERMAN; WASSERMAN, 2008).

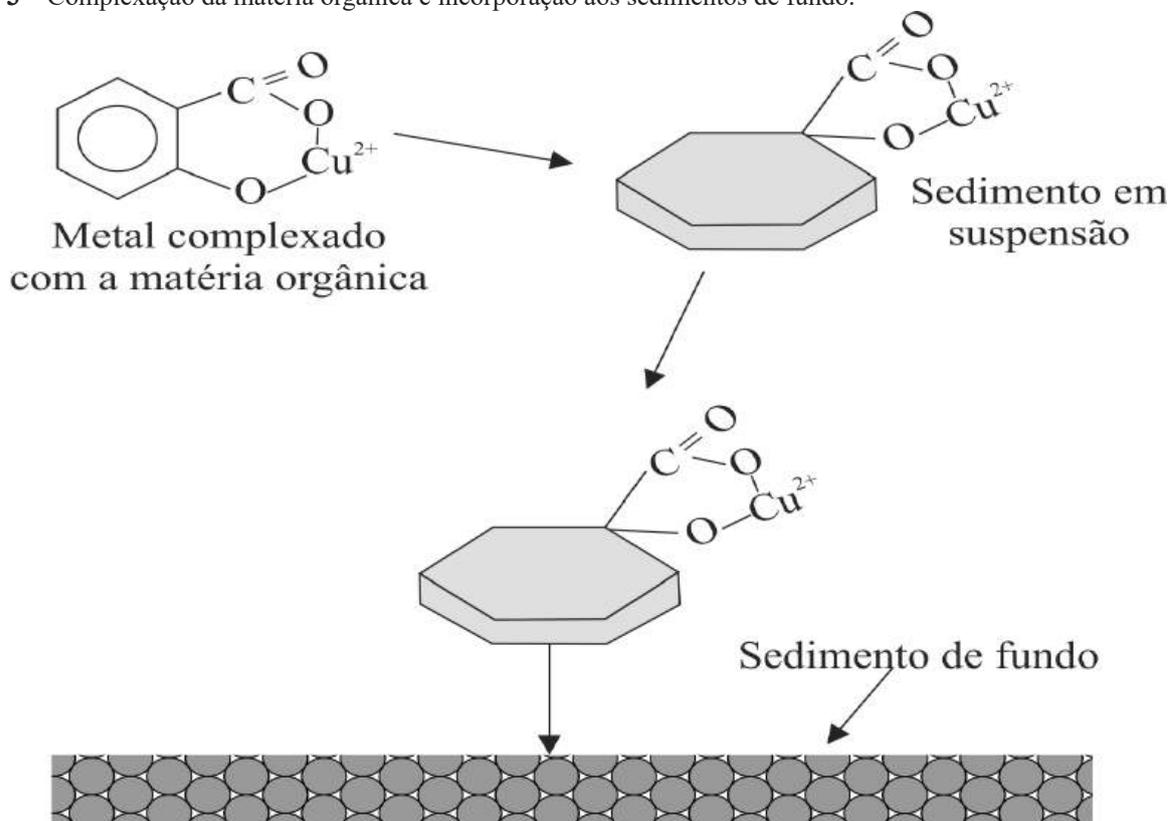
Figura 2 – Modelo de Helmholtz para dupla camada iônica.



Fonte: modificado de Myers (1999).

Com relação à associação dos metais pesados com a matéria orgânica, no ambiente aquático, a disponibilidade dos metais pesados é fortemente influenciada pela concentração da matéria orgânica dissolvida. Estes elementos, através do processo de quelação (Figura 3) formam os compostos orgânicos complexos, que se precipitam no sedimento. Este processo é de grande importância para a produtividade primária do sistema aquático, pois assim como os metais pesados, o fosfato também é adsorvido às moléculas orgânicas, porém com menor eficiência. Desta maneira, quando muitos quelatos se formam, grande parte do fosfato permanece livre no ambiente, podendo ser absorvido pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas, aumentando a sua produtividade (ESTEVES, 2011).

Figura 3 – Complexação da matéria orgânica e incorporação aos sedimentos de fundo.



Fonte: Thurman (1985).

Outra fonte importante de metais pesados para o ambiente aquático é o aporte petrogênico. De acordo com estudos realizados em amostras de óleo cru pelo American Petroleum Institute - API (2001) foram encontrados dezesseis metais em trinta e três amostras estudadas, entre eles estão: arsênico, bário, boro, cálcio, cobalto, cromo, cobre, potássio, ferro, mercúrio, magnésio, manganês, níquel, chumbo e zinco.

Metais como o Ni, V, Cu e Pb são frequentemente encontrados no petróleo. Diversos estudos têm demonstrado que o uso de marcadores metálicos tem sido eficiente para identificar a contaminação por petróleo, visto que os marcadores metálicos não são degradáveis.

Jaffé et al. (2003) identificaram em seu estudo na Jamaica fontes antropogênicas de metais como o Ni, Pb, Zn, Cu, bem como hidrocarbonetos relacionados com despejo de esgoto.

Garcia; Mirlean e Baisch (2010) em seu trabalho desenvolvido no município de Rio Grande, na zona estuarina da lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul destacam a presença de Ni e V como marcadores muito eficientes de emissões atmosféricas oriundas do refino do petróleo. Neste mesmo estudo os autores destacam que os elementos Zn, Cd, Cu e Pb não apresentaram relação com as atividades petroquímica e sim com fontes urbano-industriais.

Para determinar a extensão da contaminação em sistemas aquáticos por meio da carga sedimentar é fundamental o estabelecimento dos níveis naturais destas substâncias, para se medir o fator de enriquecimento dos metais nos sedimentos e assim determinar a influência antrópica no ambiente, visto que grande parte dos metais dissolvidos transportados pelas águas é rapidamente absorvida pelo material particulado. Porém estes metais aderidos aos sedimentos de fundo não necessariamente permanecerão nestas condições, podendo ser liberados como resultado de alterações químicas no ambiente aquático, sendo então potencialmente vulneráveis já que uma vez imobilizados nos sedimentos podem ser novamente liberados para a coluna de água e ficar biodisponíveis para a biota (FORSTNER; WITTMANN, 1983).

4 VALOR GUIA DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS (VGQS)

Os sedimentos nos ecossistemas aquáticos agem como verdadeiros filtros, retendo os contaminantes contidos nas águas e até certo ponto imobilizando estes contaminantes por períodos longos, dependendo das condições geoquímicas reinantes. Todavia a presença e a estocagem de contaminantes nos sedimentos de ambientes aquáticos pode trazer efeitos biológicos adversos aos seres vivos presentes nestes ambientes (WASSERMAN; WASSERMAN, 2008; CAMPOS, 2010).

Para se estimar o potencial de efeitos biológicos adversos existe uma gama de variedade de métodos baseados em critérios químicos e/ou biológicos que servem para avaliar o grau de contaminação dos sedimentos e seus possíveis efeitos nos organismos aquáticos. Todas estas técnicas baseiam-se em duas correntes empíricas. A primeira envolve a combinação de dados de efeito biológico associado à resposta química dos sedimentos para determinar sua toxicidade. A outra linha baseia-se no equilíbrio de partição e na biodisponibilidade entre os metais (CHAPMAN; MANN, 1999). Aqui será mostrada a corrente empírica de valores de referência para qualidade de sedimentos proposta por Long et al. (1995). Os autores propuseram dois valores de referência, com três faixas de concentração de uma determinada substância química. O valor inferior **ERL** (*effects range low* – intervalo de efeito baixo), que representa a concentração química abaixo da qual os efeitos adversos seriam raramente observados. O valor superior **ERM** (*effects range median* – intervalo de efeito médio), representa a concentração química acima da qual os efeitos adversos ocorrem com frequência (Tabela 1). Concentrações iguais e acima de ERL e abaixo de ERM representam a faixa de efeitos adversos que ocorrem ocasionalmente (LONG et al., 1995; MACDONALD; INGERSOLL; BERGER, 2000).

Tabela 1 – Valores de referência para qualidade de sedimentos marinhos e estuarinos.

Parâmetro	Valor de Referência (mg.kg ⁻¹)		Incidência de Efeitos Adversos (%)		
	ERL	ERM	<ERL	ERL-ERM	>ERM
Arsênio	8.2	70	5.0	11.1	63.0
Cádmio	1.2	9.6	6.6	36.6	65.7
Cromo	81	370	2.9	21.1	95.0
Cobre	34	270	9.4	29.1	83.7
Chumbo	46.7	218	8.0	23.5	90.2
Mercúrio	0.15	0.71	8.3	23.5	42.3
Níquel	20.9	51.6	1.9	16.7	16.9
Zinco	150	410	6.1	47.0	69.8

Fonte: Long et al. (1995).

5 ESTUDOS DE CASO

Os metais pesados têm sido estudados em diversas partes do mundo como indicador de impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos. Os sedimentos estuarinos, em particular, tem sido alvo de intensos estudos para se determinar fontes de contaminação por metais bem como seus efeitos na biota aquática. Alguns desses estudos estão expressos na tabela 2 e mostram os diferentes níveis de contaminação ambiental no mundo e no Brasil.

Van Griethuysen et al. (2005) estudando a remobilização de metais pesados em sedimentos de lagoas estuarinas, na Holanda, encontraram valores elevados para alguns metais pesados principalmente Cr e Pb. De acordo com os autores houve na região, ao longo do tempo, uma diminuição na concentração de metais pesados, porém os valores continuam altos, e dependendo da estação do ano, estes elementos podem ser disponibilizados para os invertebrados bentônicos do ecossistema local.

Tabela 2 - Comparação da concentração de metais pesados, em sedimentos de diversos ambientes no Brasil e no Mundo. Valores expressos em mg.kg⁻¹.

Local do Estudo	Cádmio	Cobalto	Cromo	Cobre	Níquel	Chumbo	Zinco
Exterior							
¹ Lago de várzea do Rio Waal, Holanda	0 - 10,4	-	-	39 - 118	28 - 112	67 - 297	255 - 915
² Lagoa de San Jose, Porto Rico	0,2 - 4,7	-	-	29 - 211	-	16 - 548	48 - 1530
² Lagoa de Joyuda, Porto Rico	0,03 - 0,17	-	-	12 - 38,9	-	3,3 - 10,4	52 - 71
³ Estuário do Rio das Pérolas, Mar da China	-	7,4 - 24,0	33,8 - 135	6,2 - 100	10,6 - 54,1	16,0 - 96,3	55,1 - 268
⁴ Guiyu, China	nd - 10,3	9, 51 - 24,1	-	125 - 4540	26,0 - 543	79,5 - 590	121 - 628
Brasil							
⁵ Plataforma Continental Amazônica	-	14,29 - 48,76	-	-	21,69 - 47,44	-	52,83 - 159,46
⁶ Foz do Rio Amazonas	-	20 - 65	25 - 79	11 - 75	30 - 79	-	40 - 167
⁷ Baía de Guajará, Amazônia	455 - 3679	-	-	-	-	-	-
⁸ Baía de Todos os Santos, Bahia	<0,1 - 0,56	-	5,60 - 24,60	16,09 - 27,33	8 - 19,66	<0,1 - 19,66	27,99 - 40,47
⁹ Porto de Mucuripi, Ceará	<0,06 - 1,41	-	5,16 - 50,13	0,49 - 16,76	<2,0 - 21,49	<2,0 - 6,69	25,03 - 583,51
⁹ Porto de Pecem, Ceará	<0,06 - 1,28	-	17,68 - 56,24	5,49 - 18,77	11,48 - 24,71	<2,0 - 3,55	215,03 - 639,95
⁹ Porto de Santos, São Paulo	<0,06 - 1,28	-	26,31 - 42,74	9,01 - 27,28	10,88 - 22,28	7,57 - 16,70	509,08 - 1077,33

(1) Van Griethuysen et al. (2005); (2) Acevedo-Figueroa; Jiménez; Rodriguez-Sierra (2006); (3) Ip et al. (2007); (4) Wong et al. (2007); (5) Siqueira; Pereira; Aprile (2006); (6) Lima, E.; Siqueira; Lima, W. (2006); (7) Nascimento; Kurzweil; Fenzl (2006); (8) Celino et al. (2008); (9) Buruaem et al. (2012).

Azevedo-Figueroa; Jiménez e Rodríguez-Sierra (2006) analisaram os sedimentos de duas lagoas estuarinas, a lagoa de San José e Lagoa de Joyuda, em Porto Rico. De acordo com os dados apresentados, a concentração de metais pesados mostrou-se elevada na lagoa de San José, principalmente Pb e Zn, indicando contaminação dos sedimentos através de efluentes domésticos e águas superficiais. Já a lagoa

de Joyuda, apresentou valores considerados naturais para os metais pesados.

Ip et al. (2007) estudaram os sedimentos do rio das Pérolas, na China, para caracterizar a qualidade ambiental do ecossistema do ponto de vista de metais pesados. Segundo os autores, o estuário do rio das Pérolas tem recebido *input* de metais pesados oriundos da própria zona estuarina, da cidade de Hong Kong e adjacências, sendo que os metais que apresentaram maior concentração nas amostras de sedimentos foram Cr, Pb e Zn.

Wong et al. (2007) analisaram sedimentos fluviais na região de Guiyu, no sul da China, área que há quase uma década recicla lixo eletrônico, além de desenvolver a atividade agrícola. Para entender a degradação ambiental causada pelo processamento de resíduos, os autores analisaram os metais pesados nos sedimentos da área em questão. Os valores de metais pesados encontrados nos sedimentos mostraram-se bem elevados, porém o valor máximo de Cu encontrado ficou mais de 15 vezes o valor máximo de referência para o Cu em sedimentos marinhos e estuarinos proposto por Long et al. (1995). Chama atenção que não só o Cu, mas o Cd, Ni, Pb e Zn que também estão acima do limite máximo de referência.

Siqueira; Pereira e Aprile (2006) determinaram a concentração Co, Ni e Zn em sedimentos de fundo nos sedimentos da plataforma continental amazônica. Os autores mostraram em seu trabalho que os valores encontrados são considerados como de ocorrência natural, não havendo, portanto, fontes poluidoras liberando estes elementos para os ambientes em questão.

Lima, E.; Siqueira e Lima, W. (2006) estudaram os sedimentos finos (pelíticos) da plataforma continental amazônica e quantificaram os metais pesados Co, Cu, Ni e Zn. Segundo os autores, os elementos metálicos encontrados estão ligados a duas frações distintas no sedimento. Uma chamada fração móvel e a outra fração total, sendo que os metais estão ligados a matriz mineralógica e, portanto, associados a fração total dos sedimentos, o que levou os autores a concluir que a origem destes metais nos sedimentos da plataforma é natural.

Nascimento; Kurzweil e Fenzl (2006) analisaram a concentração de Cd nos sedimentos de fundo da baía de Guajará, na região nordeste do estado do Pará. O valor máximo de Cd encontrado no referido estudo está 360 vezes o valor máximo de referência proposto por Long et al. (1995) para sedimentos marinhos e estuarinos. Segundo os autores a origem deste valor anômalo de Cd ainda é desconhecida, porém os autores indicam que as prováveis fontes deste elemento nos sedimentos analisados são as atividades industriais desenvolvidas na cidade de Belém, queima de combustíveis fósseis e despejo de efluentes domésticos.

Celino et al. (2008), desenvolvendo pesquisa nos mangues da baía de Todos os Santos, encontraram nos sedimentos deste ecossistema baixas concentrações de Cd, Cr e Cu. Todavia os autores relacionaram a presença destes metais a esgoto doméstico das cidades da região, atividades de turismo e a falta de tratamento das águas residuárias despejadas na baía.

Buruaem et al. (2012) estudaram os metais pesados em sedimentos de três zonas portuárias ao longo da costa brasileira, a zona portuária de Mucuripi, localizada na baía de Mucuripi, cidade de Fortaleza, Ceará, o complexo portuário industrial de Pecém, localizado a 60 km da Capital cearense e a zona portuária de Santos, a maior do Brasil. Segundo os autores, os níveis de metais pesados encontrados nas três zonas portuárias excedem os níveis internacionais de referência para sedimentos não contaminados e estão associadas as atividades portuárias devido a movimentação de navios e cargas, bem como ao processo de urbanização e industrialização.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO-FIGUEROA, D.; JIMÉNEZ, B. D.; RODRÍGUEZ-SIERRA, C. J. Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. **Environmental Pollution**, v. 2, n. 141, p. 336-342, 2006.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for cobalt**. Atlanta: ATSDR, 2004. 156 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for nickel**. Atlanta: ATSDR, 2005. 397 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for zinc**. Atlanta: ATSDR, 2005. 352 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for arsenic**. Atlanta: ATSDR, 2007. 599 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for lead**. Atlanta: ATSDR, 2007. 582 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Draft toxicological profile for cadmium**. Atlanta: ATSDR, 2008. 512 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for chromium**. Atlanta: ATSDR, 2008. 610 p.
- ANDRADE, C. B.; PATCHINEELAM, S. R. Especificação de metais-traço em sedimentos de manguezais com *Avecennia* e *Rhizophora*. **Química Nova**, São Paulo, v. 6, n. 23, p. 733- 736, 2000.
- AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (API). **Risk-based methodologies for evaluation petroleum hydrocarbon impacts at oil and natural gas E&P Sites**. Washington: American Petroleum Institute, 2001. 100 p. (Publicação API, 4709).
- AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais: gerenciamento e toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003, 554 p.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Tradução Maria Angela Lobo Recio; Luis Carlos Marques Correa. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. 622 p.
- BRASIL. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

- BURUAEM, L. M. et al. Contamination of port zone sediments by metals from Large Marine Ecosystems of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 64, n. 3, p. 479-488, mar. 2012.
- CAMPOS, M. L. A. **Introdução a biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas: Átomo, 2010. 212 p.
- CHAPMAN, P. M.; MANN, G. S. Sediment Quality Values (SQVs) and Ecological Risk Assessment (ERA). **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 38, n. 5, p. 339-344, 1999.
- CELINO, J. J. et al. Assessment of contamination by trace metals and petroleum hydrocarbons in sediments from the tropical estuary of Todos os Santos Bay, Brazil, **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, n. 4, p. 753-760, dez. 2008.
- DEER, W. A.; HOWIE, R. A.; ZUSSMAN, J. **Minerais constituintes das rochas: uma introdução**. 3. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2008. 727 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- FIGUEIREDO, B. R. **Minérios e ambiente**. Campinas: Unicamp, 2010. 399 p.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 486 p.
- GARCIA, F. A. P.; MIRLEAN, N.; BAISCH, P. R. Marcadores metálicos como avaliação do impacto crônico de emissões petroquímicas em zona urbana. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 716-720, 2010.
- GUSMÃO, L. F. M. **Efeitos do cobre e cromo na comunidade zooplanctônica: um estudo experimental em mesocosmos**. 2004. 288 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Carlos (USP), São Carlos, 2004.
- GUY, R. D; CHAKRABARTI, C. L. Studies of metal-organic interactions in model systems pertaining to natural waters. **Canadian Journal of Chemistry**, v. 54, p. 2600-2611, 1976.
- IP, C. C. M. et al. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 2, p. 311-323, may. 2007.
- JAFFÉ, R. et al. Organic compounds and trace metals of anthropogenic origin in sediments from Montego Bay, Jamaica: assessment of sources and distribution pathways. **Environmental Pollution**, n. 123, p. 291-299, 2003. Disponível em: <<http://webmineral.com/specimens/picshow.php?id=1283&target=Kaolinite#.UIceuoa5W9t>>. Acesso em: 16 out. 2012.
- LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 173-190, 2008.

LEITE, M. L. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do Reservatório de Salto Grande, Americana-SP.** 2002. 215 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Carlos (USP), São Paulo, 2004.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 611 p.

LIMA, E. A. R. D.; SIQUEIRA, G. W.; LIMA, W. N. Utilização dos critérios de avaliação ambiental de metais pesados nos sedimentos de fundo da plataforma continental do Amazonas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 1, p. 105-114, jan.-abr. 2006.

LONG, E. et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. **Environmental Management**, v. 19, n. 1, p. 81-97, 1995.

MACDONALD, D. D.; INGERSOLL, C. G.; BERGER, T. A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. **Archives Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 1, p. 20-31. 2000.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e impactos ambientais: micronutrientes e metais pesados.** São Paulo: Produquímica, 1994. 153 p.

MASCARENHAS, A. F. S. et al. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 1, p. 61-68, 2004.

MYERS, D. **Surfaces, interfaces, and colloids: principles and applications.** 2. ed. Nova York: Wiley-VCH. 1999. 519 p.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy metal in natural waters.** New York: Springer-Verlag, 1984. 268 p.

MORALES, G. P. **Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solos e sedimentos na área de abrangência do depósito do Aurá, Belém-Pa.** 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Geologia e Geoquímica) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

NASCIMENTO, F. S.; KURZWEIL, W. W.; FENZL, N. Cadmium in the Amazonian Guajará Estuary: distribution and remobilization. **Environmental Pollution**, Inglaterra, v. 140, p. 29-42, mar. 2006.

NOVOTNY, V. Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. In: SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. (Ed.). **Heavy Metals: problems and solutions.** Alemanha: Springer-Verlag, 1995. p. 32-52.

OTTAWAY, J. H. **Bioquímica da poluição.** Tradução Luiz Pitombo; Sergio Massaro. São Paulo: EPU, 2005. 74 p.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands: science and applications.** Boca Raton: CRC Press, 2008. 806 p.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. Trace metal analysis on polluted sediments: Part II: Evaluation of environmental impact. **Environmental Technology Letters**, v. 1, p. 506-517, 1980.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metal in the Hydrocycle**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. 349 p.

SIQUEIRA, G. W.; PEREIRA, S. F. P.; APRILE, F. M. Determinação dos elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 321-326, 2006.

SOUZA, E. S. **Métodos de escoamento superficial no solo**: Quantificação e biodisponibilidade de metais no efluente, percolado, solo e planta. 2003. 219 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2003.

THURMAN, E. M. **Organic biogeochemistry of natural waters**. 2. ed. Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1985. 407 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

VAN GRIETHUYSEN, C. et al. Temporal variation of trace metal geochemistry in floodplain lake sediment subject to dynamic hydrological conditions. **Environmental Pollution**, v. 137, n. 2, p. 281-294, 2005.

WASSERMAN, J. C.; WASSERMAN, M. A. V. Comportamento de metais em sedimentos. In: BATISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. (Org.). **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. p. 197-236. v. 1.

WONG, C. S. C. et al. Trace metal contamination of sediments in an e-waste processing village in China. **Environmental Pollution**, v. 145, n. 2, p. 434-442, jan. 2007.

CAPÍTULO VII

MANEJO ECOLÓGICO EM SISTEMA DE CRIAÇÃO DE PEIXES

Lúcia Helena Sipaúba-Tavares¹

1 INTRODUÇÃO

A palavra manejo significa ato de exercer, ter conhecimento, desempenhar de forma correta. O manejo ecológico trata da visão holística do ecossistema (viveiros ou tanques de piscicultura), sendo altamente relevante, pois através de seu estudo pode-se avaliar o grau de eutrofização dos sistemas de criação e desenvolver cuidados especiais quanto ao tratamento e uso do viveiro ou tanque que irão influenciar na sobrevivência e crescimento dos peixes. Estudos limnológicos que envolvem as técnicas de criação de peixes são importantes, pois permitem a aplicação de elementos alóctones com equilíbrio desse ecossistema, influenciando positivamente nos fatores bióticos, físicos e químicos da água de piscicultura.

Uma das principais causas da deterioração da água é o manejo adotado nos viveiros e tanques de piscicultura. A adição diária de alimento e fertilização para o crescimento do plâncton com incremento dos nutrientes na água são as técnicas aplicadas para criação de peixes. A água contém nutrientes que estimulam o crescimento da população planctônica e de plantas aquáticas, podendo conter grande quantidade de matéria inorgânica e orgânica, as quais influenciam a água do viveiro de criação de peixes (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; SIPAÚBA-TAVARES; DONADON; MILLAN, 2011).

Toda forma de produção de alimento, como qualquer outra atividade antrópica, afeta o meio ambiente, porém algumas são consideradas benéficas, outras não. Atualmente, o controle das condições ambientais em sistemas de criação de peixes é considerado a chave para promover melhoras neste empreendimento através do monitoramento da água, do entorno da bacia, do conhecimento técnico-científico das necessidades locais, da qualidade do produto, da proteção ambiental, da reciclagem e reutilização da água. Não basta construir bons viveiros a baixo custo, é necessário que a quantidade e qualidade da água, densidade de estocagem, espécie cultivada e alimentação sejam adequadas, visando obter alta produtividade com menor impacto ambiental.

¹ Doutora, Pós - Doutora e Livre Docente em Manejo Ecológico em Aquicultura. Pesquisadora III da Pós-Graduação em Aquicultura Universidade Estadual Paulista - UNESP, Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP-S. E-mail: lucia.sipauba@unesp.br.

A água que abastece os sistemas de criação de peixes reflete diretamente nas condições do ambiente, mas pouca importância tem sido atribuída a esse aspecto. Muitos sistemas de produção de peixes utilizam como água de abastecimento aquela proveniente de antigos viveiros ou reservatórios. Outras pisciculturas são construídas na área da nascente, comprometendo, assim, as condições locais. Quando a água de abastecimento é proveniente de rio ou córrego que já possui elevada carga de material orgânico e inorgânico, esta deve ser tratada por biofiltração antes de entrar na piscicultura (SIPAÚBA-TAVARES, 2006).

A baixa profundidade e a dinâmica dos tanques e viveiros de piscicultura são diretamente influenciadas pelas condições locais ao longo do dia (nictemeral). Os viveiros apresentam diferenças limnológicas entre si, mesmo que sejam manejados de forma similar, contendo o mesmo tipo de peixe, mesma densidade de estocagem, com abastecimento de água de uma única origem e posicionados um ao lado do outro (SIPAÚBA-TAVARES; BACHION; COLUS, 2006; SIPAÚBA-TAVARES; GUARIGLIA; BRAGA, 2007).

Todo ecossistema aquático continental apresenta dependência e relação hidrogeoquímica com as condições geológicas básicas da bacia hidrográfica e a origem das águas naturais que constituem os sistemas lóticos (água corrente) e lênticos (água lenta) de uma bacia. Os viveiros de piscicultura são complexos sistemas intermediários entre ambientes lóticos e lênticos e dependentes de inúmeros fatores, principalmente manejo e fatores climáticos locais. Sendo os viveiros e tanques de piscicultura sistemas rasos (em média 1,5 m de profundidade), ventos relativamente fracos são suficientes para promover a mistura completa na coluna de água, impedindo estratificações duradouras. No entanto, se elevadas densidades de peixes e quantidade excessiva de ração são adicionadas ao meio, a capacidade de suporte deste sistema pode ser afetada com mudanças radicais e déficit de oxigênio. Consequentemente ocorrerá o aparecimento de comunidades de algas, contendo uma única espécie, que podem se aglomerar na água formando florações (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2005; SANTEIRO; PINTO-COELHO; SIPAÚBA-TAVARES, 2006; SIPAÚBA-TAVARES; MILLAN; AMARAL, 2010).

A presença ou ausência do peixe na água interfere de forma direta em determinadas variáveis, por exemplo, a transparência tende a diminuir na presença de peixes no sistema, devido ao movimento de ressuspensão de partículas do sedimento, bem como pela adição de ração ao meio, cujo excesso pode incrementar a decomposição bacteriana. Outros parâmetros como nutrientes, alcalinidade, condutividade e oxigênio dissolvido são afetados pela presença do peixe em função do manejo alimentar e produtos de excreção (SIPAÚBA-TAVARES; BACHION; COLUS, 2006).

2 FATORES QUE INFLUENCIAM AS CONDIÇÕES DA ÁGUA

Em piscicultura, para melhorar as condições de oxigênio na água, quando a densidade de estocagem está elevada, é comum o uso de aeradores que apresentam grande variedade de tamanho e forma. A disponibilidade do uso de aeradores dependerá da necessidade das condições ambientais e da capacidade e compatibilidade do aerador com o tamanho do viveiro. A aeração em viveiros de piscicultura, aumenta a produção primária, reduz a estratificação, promove maior disponibilidade de nutrientes solúveis na água, decresce o acúmulo de matéria orgânica no sedimento e, consequentemente, aumenta a produção de peixes (SIPAÚBA-TAVARES; SOUZA; KRONKA, 1999).

Por outro lado, aeradores ligados por longo período podem trazer danos à biota aquática com mudanças drásticas na população planctônica, tendo como espécies dominantes Cyanobacteria e Euglenophyceae que se adaptam às mudanças mecânicas que ocorrem na água em função do aerador

(SIPAÚBA-TAVARES; FREITAS; BRAGA, 1999). Para o procedimento adequado no uso de aeradores, algumas recomendações podem ser adotadas, como:

- Avaliação das condições do local e da água do viveiro;
- Estimativa da demanda de oxigênio para a produção desejada;
- Tipo e operação do aerador selecionado;
- Avaliar as variações diárias e semanais da operação;
- Custo/benefício do produto.

A avaliação das condições da água é de importância primária em piscicultura. O oxigênio dissolvido e pH são parâmetros que variam ciclicamente, resultante do balanço contínuo entre os processos respiratório e fotossintético das comunidades aquáticas. Quando as concentrações de oxigênio são baixas, os peixes ficam estressados, afetando o desempenho e a sobrevivência. Para o crescimento mais equilibrado do fitoplâncton, as variáveis ambientais como pH deve estar acima de 6 (faixa adequada entre 6,5 a 7,5), alcalinidade e dureza total acima de 20 mg.L⁻¹ (40 a 150 mg.L⁻¹), sendo também importante evitar quantidades excessivas de partículas de solo em suspensão na água (BOYD, 1993).

Os nutrientes na água são de fundamental importância para a biota aquática, sendo o nitrogênio (N) e fósforo (P) os de maior relevância. A ração contém elevados teores de N e P, uma parte é assimilada pelo peixe e a outra é excretada na água. O peixe excreta fósforo em várias formas, geralmente divididas em solúveis e particuladas. As formas solúveis, como fósforo orgânico e fosfato, afetam diretamente a qualidade da água e as formas particuladas, por outro lado, acumulam no sedimento e liberam o fósforo lentamente. A relação N:P de 5:2 promove o aparecimento e dominância de Cyanobacteria em viveiros de piscicultura, uma vez que o fósforo é absorvido pelas plantas e adsorvido pelo sedimento ou precipitado como fosfato de cálcio (YUSOFF; MCNABB, 1997). Em relação ao N, a perda ocorre pela desnitrificação e volatilização, sendo que o fluxo de água nos viveiros de piscicultura também carrega parte destes nutrientes (RUSHTON; BOYD, 2000). Em geral, para os peixes cerca de 28% de N e 30% de P é absorvido, o restante vai para a água e/ou sedimento (AVNIMELECH, 1998). O ortofosfato (PO₄³⁻) é a forma disponível de P e rapidamente absorvida pelas algas (fitoplâncton) e plantas aquáticas (macrófitas).

Bactérias nitrificantes tornam-se ineficientes quando as concentrações de oxigênio dissolvido estão abaixo de 2 mg.L⁻¹. A amônia é subproduto da digestão da proteína, sendo a forma não ionizada (NH₃) mais tóxica ao peixe, por ser de natureza lipofílica, ou seja, possui afinidade pelas gorduras e, por isso, difunde-se facilmente através das membranas respiratórias, por outro lado, a amônia ionizada (NH₄⁺) tem características lipofóbicas (repele gorduras), penetrando mais lentamente nas membranas, as quais são de natureza lipoproteicas (ACKEFORS; ENELL, 1994). Os compostos nitrogenados podem afetar de forma negativa os peixes, causando elevada excitabilidade, maior ventilação nas brânquias, convulsões, perda de equilíbrio, diminuição da capacidade reprodutiva, suscetibilidade às doenças, cianose e hipóxia, diminuição do crescimento e conseqüentemente à morte do peixe. Para melhorar as concentrações de P e N provenientes da alimentação (ração) na água de tanques e/ou viveiros de piscicultura, o uso de fontes alternativas de proteínas e gorduras vem sendo adotada para maior eficiência alimentar utilizando produtos de origem vegetal (PERRY; VANDERKLEIN, 1996).

Devido à necessidade de alta produção, quantidades razoáveis de alimento e nutrientes são adicionados aos viveiros. Assim, as condições limnológicas da água podem ser rapidamente deterioradas, se manejada de forma imprópria, devido à dinâmica dos sistemas de criação de peixes (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

As peculiaridades físicas da água de um sistema de criação de peixes influenciam diretamente o

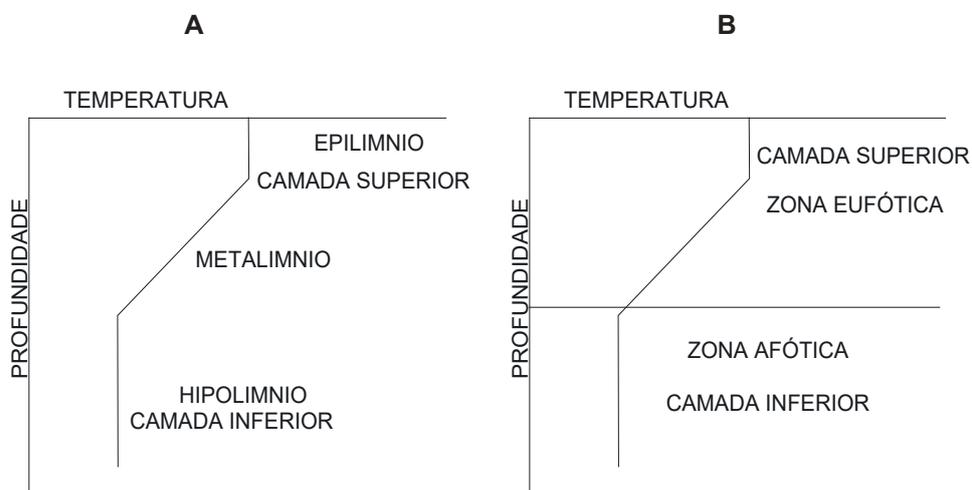
desenvolvimento e dominância das espécies e, desse modo, cada corpo de água será caracterizado por certos organismos que nele encontram condições ótimas para seu desenvolvimento e propagação.

A luz tem influência direta na qualidade do plâncton na água, sendo responsável pela maior ou menor transparência dela. A introdução de qualquer substância e o manejo em viveiros de piscicultura acarretam alterações na qualidade da água, nem sempre favoráveis ao desenvolvimento e sobrevivência dos organismos aquáticos. A deterioração da qualidade da água, além de causar diminuição no crescimento ou mesmo morte dos peixes, pode torná-los suscetíveis às doenças, principalmente infecções por bactérias. A penetração de luz em viveiros é influenciada pela quantidade de algas, partículas em suspensão, presença de macrófitas emergentes e turbidez da água. A turbidez da água em viveiros de piscicultura está, geralmente, associada a presença de fitoplâncton (SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

A luz solar aquece a água gerando gradientes de temperatura com camadas de água com diferentes densidades, formando barreira física, impedindo a mistura e, se a energia do vento não for suficiente para a circulação, o calor não se distribui uniformemente, criando condições de estabilidade ou estratificação térmica. Os estratos térmicos formados na coluna d'água determinam, frequentemente, diferenças verticais nos componentes abióticos e bióticos dos viveiros (Figura 1).

A temperatura é importante parâmetro na qualidade da água, uma vez que muitos processos físicos, químicos e biológicos são significativamente influenciados por esta variável e pelo fluxo d'água. As condições ópticas das águas naturais são de primordial importância para sua produtividade biológica.

Figura 1 - Gráfico esquemático mostrando a estratificação térmica na coluna d'água, com a formação das três camadas distintas (A) e duas zonas diferentes (B), uma mais quente com luz e outra de decomposição (afótica).



Fonte: Sipaúba-Tavares (2013).

Alta visibilidade durante o período de produção pode estar relacionada ao alto fluxo de água e à baixa fertilização, diminuindo a biomassa de algas na água. O fator luz interfere diretamente na comunidade fitoplanctônica, principalmente na sucessão das espécies. Quando a luz é impedida de entrar no sistema, seja por cobertura artificial ou excesso de sombreamento, ocorre na superfície dominância de espécies de fundo, como *Microcystis* sp. e *Peridinium* sp. que requerem bem menos luz do que outros grupos, como, por exemplo: Chlorophyceae (algas verdes).

Além da luz, a preferência e tolerância de algumas espécies planctônicas pelo ambiente podem

indicar as condições físicas e químicas reinantes no local, por exemplo, quando ocorre aparecimento em excesso de protozoários com seu hábito sapróbio, há indícios de condições de decomposição da matéria orgânica no ambiente (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; SIPAÚBA-TAVARES; MILLAN; AMARAL, 2010; SIPAÚBA-TAVARES; LOURENÇO; BRAGA, 2010; SIPAÚBA-TAVARES; MILLAN; SANTEIRO, 2010; SIPAÚBA-TAVARES; DONADON; MILLAN, 2011).

Ambientes eutróficos como viveiros e tanques de piscicultura podem promover o aparecimento de populações de Cyanobacteria, muitas vezes apresentando cianotoxinas prejudiciais aos peixes e seus consumidores. Cyanobacteria, também chamadas de algas azuis esverdeadas ou cianófitas, são similares às algas, porém podem utilizar sulfeto de hidrogênio (H_2S), em vez de água, como doador de hidrogênio. As espécies de Cyanobacteria pertencem ao domínio Bacteria, produzem amônia e nitrato necessários para a síntese de proteínas e, têm papel importante na ciclagem de nutrientes (REYNOLDS, 2006).

O desenvolvimento de florações de Cyanobacteria tornou-se um sério problema, devido à capacidade na produção de metabólitos secundários tóxicos (cianotoxinas) para muitos seres vivos, incluindo o homem. Uma forma de minimizar os impactos gerados pelo aparecimento desse tipo de população, nos sistemas de criação de peixes, é a adoção do uso racional da água, de forma que a presença desses organismos ocorra sem trazer prejuízos à produção.

As florações de Cyanobacteria são caracterizadas pelo intenso crescimento na superfície da água e formação de uma densa camada com espécies de ampla tolerância às alterações ambientais. Esses organismos possuem distribuição cosmopolita, altamente especializada para adaptação em diferentes ambientes, e são potenciais causadores de intoxicação de inúmeros animais domésticos e silvestres (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; BARROS et al., 2009).

As florações de algas estão associadas às fontes de nitrogênio, como também ao sedimento, sendo este o compartimento mais rico do sistema e também grande armazenador de fósforo e matéria orgânica. Assim, deve-se ter cuidado ao manejar um viveiro, principalmente se este já possui problemas de florações de algas ou infestações por macrófitas (BOYD, 1995; SIPAÚBA-TAVARES; BOYD, 2003).

Os organismos planctônicos são indicadores do estado trófico de um sistema, ou seja, a presença ou ausência de determinadas espécies pode indicar se o viveiro está em condições adequadas ou não para peixes (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2005). O plâncton pode ser cultivado em sistemas abertos, ou seja, utilizando antigos viveiros com intuito de cultivar somente algas e zooplâncton que servirão de alimento para larvas e alevinos de peixes.

Cuidados devem ser tomados neste tipo de procedimento, pois o uso excessivo de fertilizante inorgânico (não é recomendado o orgânico) gera eutrofização com aparecimento rápido de florações de algas e plâncton de baixa qualidade nutricional. Não basta produzir elevada densidade de plâncton e sim qualidade, cujo valor nutricional sustentará a produção de larvas. O uso de fertilizante orgânico rapidamente eutrofiza o ambiente, promovendo o aparecimento de espécies planctônicas (algas e zooplâncton) de baixo valor nutricional, como, também, a presença de coliformes fecais na água (SANTEIRO; PINTO-COELHO; SIPAÚBA-TAVARES, 2006; SIPAÚBA-TAVARES; IBARRA; FIORESE, 2009; SIPAÚBA-TAVARES; MILLAN; SANTEIRO, 2010).

A fertilização e calagem são procedimentos adotados com frequência em piscicultura, como forma de incrementar a produção e evitar problemas. A calagem é usada para neutralizar a acidez e aumentar a alcalinidade, elevando a produtividade do viveiro. A fertilização em viveiros e tanques de piscicultura promove a manutenção de uma ótima concentração de nutrientes para a manutenção da biota aquática e, desta forma, incrementando a produtividade (BOYD; TUCKER, 1998). Em geral, os problemas com a calagem e fertilização estão relacionados ao manejo inapropriado com falta ou excesso destes materiais que podem causar problemas nas condições da coluna d'água e sedimento (SIPAÚBA-TAVARES;

GOMES; BRAGA, 2003; SIPAÚBA-TAVARES; BACCARIN; BRAGA, 2006; SIPAÚBA-TAVARES; CELESTE; BRAGA, 2006).

O “metabolismo” ecológico dos viveiros de piscicultura é caracterizado pelas taxas de fotossíntese e de consumo. Ambas são afetadas pela radiação solar, temperatura, concentração de nutrientes, abundância do fitoplâncton e de macrófitas, turbulência na coluna d’água, taxa de renovação da água e profundidade dos viveiros. No período noturno, o “metabolismo” ecológico predominante é o do consumo/respiração. Neste caso, as concentrações de oxigênio dissolvido são menores que as de CO₂.

A Tabela 1 indica a amplitude de variação de algumas variáveis ambientais em sistemas de criação de peixes do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista-UNESP (Jaboticabal, SP), cujo objetivo deste Centro é a criação de peixes para fins de pesquisa científica.

Tabela 1 - Amplitude de algumas variáveis ambientais nos diversos viveiros e tanques de criação de peixes do CAUNESP.

Variáveis Ambientais	Unidade	Amplitude de Variação	X
Oxigênio Dissolvido	mg/L	1-9	5
pH		6-10	7
Condutividade	mS/cm	23-150	45
Temperatura	°C	18-32	25
Alcalinidade	mg/LCaCO ₃	13-50	30
Bicarbonato	mg/LCaCO ₃	0,1-50	22
CO ₂ Livre	mg/LCaCO ₃	0,1-39	16
CO ₂ Total	mg/LCaCO ₃	0,4-60	35
Transparência	m	0,2-4	1
Clorofila- <i>a</i>	mg/L	7-500	95
Amônia	mg/L	0,1-700	197
Nitrito	mg/L	0,1-430	109
Nitrato	mg/L	0,2-370	139
Nitrogênio Total	mg/L	75-840	339
Ortofosfato	mg/L	5-15	10
Tempo de Residência	dias	2-28	9

Fonte: Sipaúba-Tavares (2013).

3 MANEJO ECOLÓGICO EM AQUICULTURA

Estudos dos aspectos limnológicos permitem maior conhecimento e entendimento dos fatores bióticos e abióticos, melhorando o manejo adotado em aquicultura para a produção da biomassa rentável no mercado. Estes estudos ainda são insuficientes quanto a sua aplicação neste empreendimento

para completa compreensão do funcionamento de viveiros e tanques de piscicultura, dadas todas as particularidades do ambiente de criação de peixes e a grande diversidade de fatores que influenciam estes sistemas como água de abastecimento, clima, geologia, hidrologia, manejo, densidade de estocagem, tipo de peixe a ser produzido, fluxo de água, fatores físicos e químicos da água e suas inter-relações.

Mesmo com o avanço no emprego de técnicas de manejo relacionados a criação de peixes, os insucessos são frequentes devido a falta de conhecimento e controle ambiental. Nem todas as técnicas de produção de peixes têm consequências ambientais negativas, uma vez que muitas delas são altamente benéficas quando o manejo ambiental é efetivo e a atividade é realizada de forma racional dentro dos aspectos socioeconômicos. Com o crescente desenvolvimento da aquicultura nacional e preocupação de seus efeitos no ambiente, estão sendo desenvolvidas técnicas utilizando sistemas alternativos com possibilidade da reciclagem da biomassa, para incrementar a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Como forma de minimizar esse impacto negativo no corpo receptor (rios, córregos), técnicas devem ser adotadas para remoção da matéria orgânica e inorgânica, principalmente em relação aos compostos nitrogenados. O tratamento por meio de biofiltração é um manejo altamente recomendado. O termo biofiltro ou filtro biológico refere-se à técnica de filtração que utiliza organismos vivos como bactérias, fungos, algas e plantas superiores, para remover substâncias a partir de solução líquida. Os biofiltros possuem muitas espécies e cepas de microrganismos que se alimentam de diferentes componentes dos resíduos provenientes dos sistemas de aquicultura, metabolizando a matéria orgânica existente e oxidando amônia a nitrato pelas bactérias autotróficas (SIPAÚBA-TAVARES, 2000, 2013).

O manejo em aquicultura deve ser integrado no qual os resíduos provenientes destes sistemas possam ser reutilizados pelo próprio ambiente, reduzindo dessa forma a carga orgânica e inorgânica para o manancial adjacente. Existem dois tipos de biofiltração: mecânica e biológica. Em relação aos modelos mecânicos, dentre os mais usuais estão: filtro submerso (rochas calcárias, conchas e módulos de plástico); filtro com dispersão de água (rochas calcárias; módulos de plásticos); filtro com tambor giratório (40% do tambor submerso); filtro com base de fluidos (terra grossa, camada de cascalho de 19 a 25 mm, com distribuição horizontal da água); filtros com substrato de baixa densidade (polietileno com diâmetro de 3 a 5 mm) (PILLAY, 1992).

Em relação à filtração biológica, o uso de macrófitas em tratamentos de água de sistemas de criação tem se tornado frequente. As macrófitas possuem potencial para tratamentos simultâneos de resíduos e recuperação de sistemas. Sua utilização como agente purificador justifica-se pelo baixo custo, sem gasto energético, intensa absorção de nutriente e rápido crescimento, oferecendo facilidades de sua retirada e também pelas amplas possibilidades de aproveitamento da biomassa como: fertilizante de piscicultura, meio de cultura para cultivo de algas, adubo para plantas, tijolo, remédios, entre outros (ESTEVEZ, 1998; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; SIPAÚBA-TAVARES; FAVERO; BRAGA, 2002; SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003; SIPAÚBA-TAVARES; IBARRA; FIORESE, 2009).

No tratamento de efluentes, as plantas aquáticas, também denominadas de macrófitas, podem ser formadas por um único tipo de planta ou por um conjunto de plantas submersas, emergentes e enraizadas (Figura 2). Estes sistemas são denominados de *wetland*, que também funcionam como biofiltro sintetizando e mineralizando as partículas orgânicas e inorgânicas provenientes da aquicultura, melhorando de forma significativa a água que irá desaguar no manancial adjacente. A utilização de *wetland* permite que a água possa ser reutilizada na própria fazenda de aquicultura ou em canteiros agrícolas, antes de atingir o manancial adjacente. Água de piscicultura utilizada para outros fins, como irrigação de hortaliças (comestíveis) ou aquaponia, deve ser tratada evitando desta forma a contaminação por coliformes ou mesmo toxinas provenientes de algas que aparecem quando a qualidade da água é deteriorada (SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; TRAVAINI-LIMA; SIPAÚBA-TAVARES, 2012; MILLAN; TRAVAINI-LIMA; SIPAÚBA-TAVARES, 2014; TRAVAINI-LIMA; VEIGA; SIPAÚBA-TAVARES, 2015).

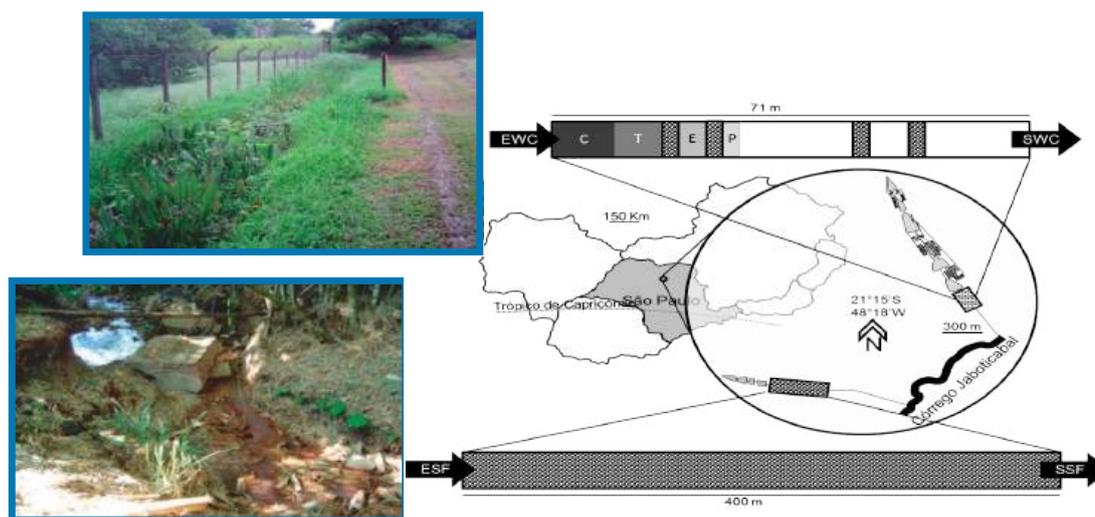
Figura 2 - Vista parcial de um *wetland* construído no efluente do sistema de aquicultura do CAUNESP, Jaboticabal, SP.

Fonte: Fernanda Travaini-Lima¹.

Projetos bem racionalizados, utilizando plantas aquáticas e viabilizando tratamento de efluentes em sistemas de criação de peixes, sem dúvida, serão de grande interesse, possibilitando o equilíbrio entre produção e meio ambiente.

Se a água de um sistema de criação de organismos aquáticos flui por um canal de terra até o manancial adjacente (rio, córrego etc.), este irá funcionar como solo filtrante que possui a capacidade de metabolizar os compostos contidos na água, na interface sedimento/água, onde existe um conjunto de microrganismos realizando diferentes funções. Se possível, este canal deve ser tortuoso (zig-zag) como forma de diminuir o fluxo de água e conseqüentemente aumentar o tempo necessário para que os processos possam ocorrer, reduzindo a elevada carga orgânica ou inorgânica proveniente da aquicultura. Podem ser colocadas pedras que servirão para reduzir o fluxo e também como suporte para o crescimento de diversas microcomunidades, importantes no processo de sintetizar e metabolizar as partículas contidas na água (Figura 3) (MILLAN; TRAVAINI-LIMA; SIPAÚBA-TAVARES, 2014).

Figura 3 - Desenho esquemático de dois tipos de tratamento de efluente o superior (EWC) referente ao *wetland* construído (CAUNESP) e o de baixo (ESF) de solo filtrante em um pesque-ajude (Jaboticabal), ambos localizados na microbacia da UNESP.



Fonte: Millan et al. (2014).

¹Fotos produzidas para aulas didáticas.

A Tabela 2 mostra alguns resultados comparando a eficiência de remoção de algumas variáveis bióticas e abióticas, entre um *wetland* construído de 71 m de comprimento e solo filtrante com 400 metros de comprimento, ambos localizados no efluente de sistema de criação de organismos aquáticos. O solo filtrante apresenta resultados inferiores quando comparados ao *wetland* na eficiência de remoção, mais no geral este tipo de tratamento também é positivo na remoção de cargas orgânicas e inorgânicas, provenientes de sistemas de aquicultura. Recomenda-se, assim, que qualquer efluente de aquicultura deve ser submetido a um dos tratamentos antes de atingir o manancial adjacente, quanto maior a área deste sistema de filtração, mais eficiente será a remoção de partículas orgânicas e inorgânicas da água.

Tabela 2 - Eficiência de remoção de algumas variáveis bióticas e abióticas comparando um, sistema de *wetland* construído e solo filtrante em efluente de aquicultura, onde: % = eficiência de remoção; ↓ = diminuição na densidade da população; = aumento na densidade da população; ↑ = sem alteração da carga de saída.

Variáveis Abióticas e Bióticas	Wetland Construído	Solo Filtrante
Abióticas		
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	52%	1,4%
Clorofila- <i>a</i> (mg.L ⁻¹)	52%	—
Sólido Totais Solúveis (mg.L ⁻¹)	77%	—
Nitrito (mg.L ⁻¹)	48%	45%
Amônia (mg.L ⁻¹)	40%	82%
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	61%	51%
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	76%	72%
Algas (bióticas)		
Zygnematophyceae	↑	↑
Chlorophyceae	↓	↓
Cyanobacteria	↓	↓
Zooplâncton (bióticas)		
Cladocera	↓	↓
Copepoda	↓	↓
Rotifera	↓	↓

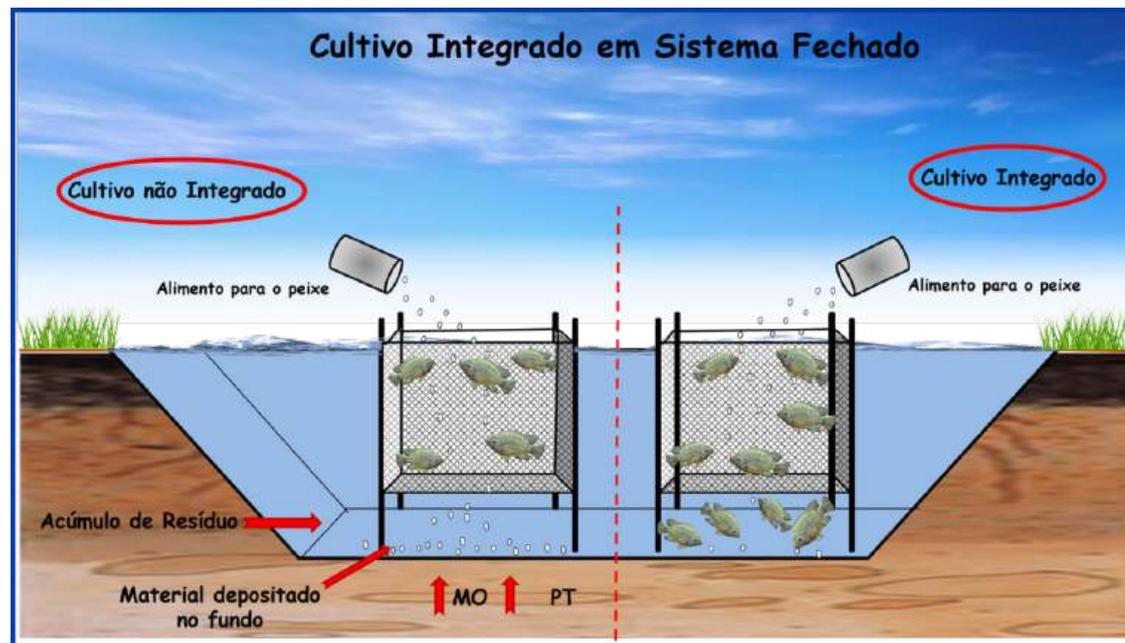
Fonte: Millan; Travaini-Lima; Sipaúba-Tavares (2014).

Como forma de utilizar melhor o espelho d'água, ocupando menos espaço com o aumento da produção, e reduzindo os produtos metabólicos, tornou-se muito popular no país, o uso de criação de peixes em gaiolas ou tanques-rede, com investimentos menores comparados ao sistema convencional de criação de peixes. Quando manejado de forma inapropriada, os tanques-rede tendem a deteriorar o local onde foram instalados, com excessiva quantidade de nutrientes e formação de resíduos, devido ao alto nível de nutrientes dissolvidos ou particulados na água, oriundos da ração e excretas dos peixes. Segundo Beveridge (1996), 77% de nitrogênio e 85% de fósforo das rações são perdidos para a água ou sedimento ao redor dos tanques-rede. Atualmente, algumas técnicas estão sendo desenvolvidas no sentido de equilibrar a produção em gaiola com as variáveis ambientais.

Dentre essas técnicas, está o uso integrado entre tanque-rede e o meio ambiente. Neste caso, as gaiolas são integradas com viveiros semi-intensivo, onde o alimento para os peixes é fornecido somente dentro das gaiolas. Aqueles peixes estocados fora das gaiolas, ou seja, soltos no viveiro, utilizam o alimento natural ou aqueles resíduos provenientes das gaiolas, onde os resíduos (nutrientes) de uma espécie pode se tornar um alimento nutricional para outra (YADAV; SHRESTHA; PANDIT, 2007). Também podem ser utilizados camarões soltos no viveiro e peixes ornamentais dentro das gaiolas, com procedimento de alimentação igual ao citado acima (RIBEIRO et al., 2010). Como resultado, os viveiros não são fertilizados, evitando a eutrofização. O aumento da pressão ambiental, utilização da terra e fatores econômicos, entre outros, têm gerado o desenvolvimento dessas novas alternativas como forma de utilizar antigos viveiros de grande extensão, com menor impacto e maior produção (Figura 4).

O uso integrado de gaiolas em grandes viveiros tem gerado peixes de alta qualidade, principalmente tilápia do Nilo (WAIDBACHER et al., 2006). O sistema integrando viveiro e gaiola apresenta vantagens e reduz o nível de eutrofização nos efluentes destes sistemas, melhorando a utilização do alimento através da reciclagem de nutrientes dentro do viveiro (Figura 4).

Figura 4 - Desenho esquemático do uso integrado de gaiolas em viveiros comparado com o uso não integrado (onde ocorre à degradação das condições da água).



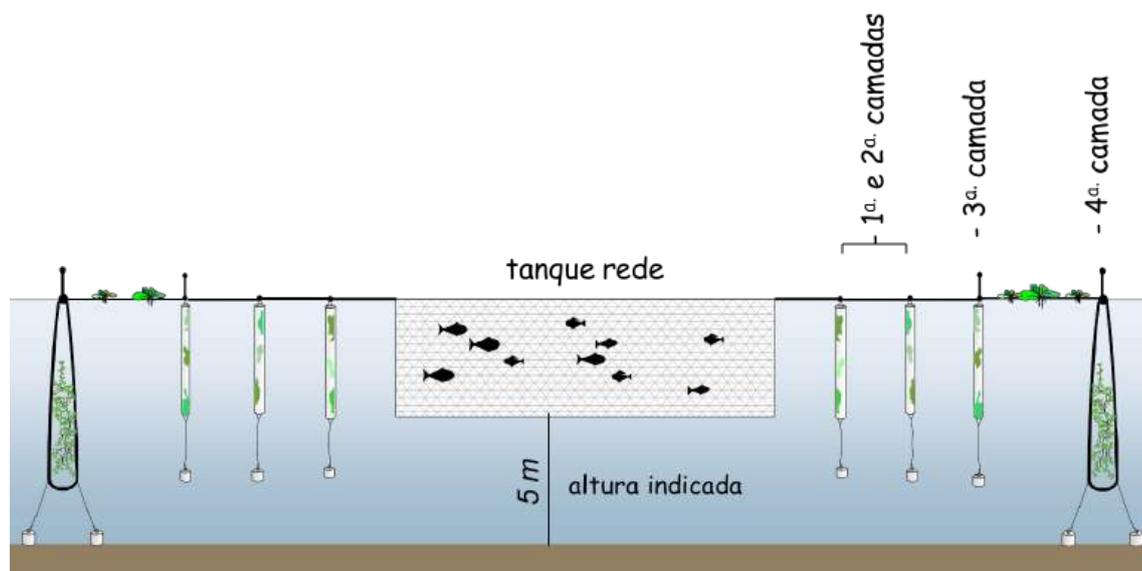
Fonte: Desenho esquemático de Bruno Scardoeli Truzzi².

² Desenho esquemáticos elaborados para aulas didáticas.

Outra técnica é o uso multitrófico das gaiolas, que vem tomando grande impulso nas últimas décadas, como forma de minimizar o impacto gerado pelo uso de gaiolas para a produção de peixes em águas marinhas. Este tipo integrado de sistema consiste na instalação de tanques-rede, em conjunto com cultivos de ostras e macroalgas, onde o fluxo de água permite uma corrente em que parte dos nutrientes suspensos na água é absorvida pelas ostras e aqueles liberados na coluna d'água são, posteriormente, incorporados às macroalgas. Este sistema multitrófico vem sendo aplicado em águas marinhas com resultados extremamente satisfatórios, não só em relação às condições ambientais, como, também, maior rendimento em relação ao custo e produção. Isto ocorre, pois, o alimento só é ofertado nas gaiolas e o cultivo de ostras e macroalgas utilizam as sobras que ficam dispersas na coluna d'água (HARVEY, 2010).

Para ambientes de água doce (Figura 5), pode ser adaptado com tubos de PVC ou bambu ou placas plásticas transparentes (1ª, 2ª e 3ª camadas), em volta dos tanques-rede, para crescimento do perifiton. Uma expansão dos tanques-rede pode ser feita colocando-se macrófitas flutuantes (4ª camada) e tomando cuidado para que essas plantas não escapem. Em regiões de forte vento, não é recomendado este procedimento devido à facilidade destas plantas escaparem para fora do sistema (Figura 5) (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Figura 5 – Vista lateral do desenho esquemático do uso integrado de gaiolas (tanques rede) tratadas com perifiton e macrófitas.



Fonte: Sipaúba-Tavares (2013).

Para o uso racional da água em sistemas de criação de organismos aquáticos, algumas recomendações gerais devem ser adotadas para evitar o impacto negativo gerado por este tipo de empreendimento. Dentre as condições para uma aquicultura responsável, é necessário:

- Avaliar a localização e tipo de criação a ser adotada;
- Tecnologia e planejamento de produção;
- Utilização responsável da água disponível;
- Educação ambiental e manejo compatível à produção;
- Legislação e regulamentação do uso de produtos químicos na água;
- Manutenção da biodiversidade e cuidados com espécies exóticas;
- Monitoramento da água e do efluente;
- Capacidade do corpo d'água como receptor de resíduos;
- Manutenção ecológica do sistema de produção.

O entendimento das condições ambientais de sistemas de criação de peixes através de recomendações para uma aquicultura racional, avaliando a limnologia, aspectos sanitários e manejo de meio aquático são abordagens imprescindíveis na aquicultura moderna para uma produção equilibrada, atendendo as exigências do mercado sem prejuízo do meio ambiente. A elevada produção de peixes pode ser rapidamente deteriorada se manejada de forma imprópria, uma vez que as características físicas e químicas da água dos viveiros são altamente dinâmicas, podendo influenciar negativamente no desempenho e sobrevivência dos peixes.

É difícil determinar o impacto da aquicultura no meio de forma isolada, as consequências são geralmente provenientes de vários fatores que acarretam um distúrbio do estado natural. Riscos adicionais devido à deterioração da qualidade da água podem ocorrer a partir da eutrofização resultante da quebra biológica, com excessiva quantidade de matéria orgânica introduzida no viveiro.

Na construção de uma piscicultura ocorrem modificações das condições locais, gerando impactos negativos que podem ser transformados em impactos positivos, quando se tem por objetivo a criação de organismos aquáticos, como um empreendimento de longa duração. Alguns indicadores de impacto devem ser levados em consideração, pois não só irá gerar maior lucro e emprego, como, também, poderá mudar o hábito local com maior consumo de proteína animal.

REFERÊNCIAS

ACKEFORS, H.; ENELL, M. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. **Journal of Applied Ichthyology**, Inglaterra, v.10, n. 4, p. 225-241, 1994.

AVNIMELECH, Y. Minimal discharge from intensive fish ponds. **World Aquaculture**, United States of America, v. 2, p. 32-37, 1998.

BARROS, L. S. S. et al. Cyanobacteria and absence of cyanotoxins in a public water supply source. **Journal of Public Health and Epidemiology**, Nigeria, v. 1, n. 1, p. 7-13, 2009.

BEVERIDGE, M. **Cage Aquaculture**. 2. ed. Oxford: Fishing News Books. Blackwell Science, 1996. 346 p.

BOYD, C. Manejo de viveiros: qualidade da água e condições de solo. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 3, p. 8-9, 1993.

_____. **Bottom soils, sediment, and pond aquaculture**. New York: Chapman and Hall, 1995. 348 p.

_____. TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. London: Kluwer Academic Publishers, 1998. 700 p.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006. 109 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP, 1998. 602 p.

HARVEY, B. The future of fish farming?. **Fish farming International**, New York. v. 37, n. 4, p. 20-25, 2010.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Comunidade planctônica em viveiros de criação de peixes, em disposição sequencial. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo. v. 31, n. 1, p. 21-27, 2005.

_____. _____. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MILLAN, R. N.; TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Influence of constructed wetland and soil filter systems in the dynamics of phytoplankton functional groups of two subtropical fish farm wastewaters. **Journal of Water Resource and Protection**, Londres, v. 6, p.8-15, 2014.

PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. **Water Quality: management of a natural resource**. Cambridge: Blackwell Science, 1996. 639 p.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and environment**. Oxford: Blackwell Science, 1992. 189 p.

REYNOLDS, C. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535 p.

RIBEIRO, F. A. S. et al. Densidade de estocagem para produção de Acará-bandeira em viveiros escavados em policultivo com camarão da Amazônia. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 4, p. 129-134, 2010.

RUSHTON, Y. G.; BOYD, C. E. A comparison of water-soluble fertilizer with liquid fertilizer for sport-fish pond fertilization. **American Journal of Aquaculture**, United States of America, v. 62, n. 3, p. 212-218, 2000.

SANTEIRO, R. M.; PINTO-COELHO, R. M.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Diurnal variation of zooplankton biochemical composition and biomass in plankton production tanks. **Acta Scientiarum Biological Science**, Maringá, v. 28, n. 2, p. 103-108, 2006.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia aplicada à aquicultura**. São Paulo: FUNEP; UNESP, 1995. 72 p. (Boletim Técnico, 1).

_____. **Uso Racional da Água em Aquicultura**. Jaboticabal: [S.n.], 2013. 189 p.

_____. Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 38-43, 2000.

_____. Aspectos limnológicos de um viveiro utilizado como abastecimento de água para sistemas de aquicultura. **Boletim Técnico do CEPTA**, Pirassununga, v. 19, p. 59-64, 2006.

_____. BARROS, A. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of macrophyte cover in the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum Biological Science**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 27-36, 2003.

_____. BACHION, M. A.; COLUS, D. S. O. Estudos limnológicos em três viveiros de criação de peixes com fluxo contínuo de água. **Boletim Técnico do CEPTA**, Pirassununga, v. 19, p. 35-47, 2006.

_____. BACCARIN, A. E.; BRAGA, F. M. S. Limnological parameters and plankton response in Nile tilapia ponds under chicken dung and NPK (4-14-8) fertilizers. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 18, n. 3, p. 335-346, 2006.

_____. BOYD, C. E. Possible effects of sodium chloride treatment on quality of effluent from Alabama channel catfish ponds. **Journal of World Aquaculture Society**, Louisiana, v. 34, n. 2, p. 217-222, 2003.

_____. BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in waste water treatment. **Acta Scientiarum Biological Science**, Maringá, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008.

_____. CELESTE, C. C.; BRAGA, F. M. S. Efeito do óxido de cálcio sobre variáveis limnológicas em viveiros de criação de *Piaractus mesopotamicus* (Pacu) e *Colossoma macropomum* (Tambaqui). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 191-198, 2006.

_____. DONADON, A. R. V.; MILLAN, R. N. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal Biology**, São Paulo, v. 71, n. 4, p. 1-11, 2011.

_____. FAVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: floating plant. **Brazilian Journal Biology**, São Paulo, v. 62, n. 4, p. 713-23, 2002.

- _____. FREITAS, A. M.; BRAGA, F. M. S. The use of mechanical aeration and it is on water mass. **Brazilian Journal Biology**, São Paulo, v. 59, n. 1, p. 33-42, 1999.
- _____. GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal Biology**, São Paulo, v. 67, n. 4, p. 643-649, 2007.
- _____. GOMES, J. P. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of liming management on the water quality in *Colossoma macropomum* (Tambaqui) ponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 15, n. 3, p. 95-103, 2003.
- _____. IBARRA, L. C. C.; FIORESE, T. B. Cultivo de *Ankistrodesmus gracilis* (Reisch) Korsikov (Chlorophyta) em laboratório utilizando meio CHU₁₂ e de macrófita com NPK. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 111-118, 2009.
- _____. LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequential disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Science**, Maringá, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.
- _____. MILLAN, R. N.; AMARAL, A. A. Influence of management on plankton community of fishponds during the dry and rainy seasons. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 22, n. 1, p. 70-79, 2010.
- _____. MILLAN, R. N.; SANTEIRO, R. M. Characterization of plankton community in a fish farm. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 22, n.1, p. 60-69, 2010.
- _____. SOUZA, M. L.; KRONKA, S. N. Diurnal variation in fish tanks with two different aeration systems and one control tank. **Brazilian Journal of Ecology**, São Paulo, v. 3, n. 2, p. 53-68, 1999.
- TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for waste water treatment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 24, n.3, p. 255-265, 2012.
- _____. VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water Air Soil Pollution**, Suíça, v. 226, n. 42, p. 2-10, 2015.
- WAIDBACHER, H. et al. Influence of pond fertilization and feeding rate on growth performance, economic returns and water quality in a small-scale cage-cum-pond integrated system for production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). **Aquaculture Research**, Cameroon, v. 37, n. 6, p. 594-600, 2006.
- YADAV, R. K.; SHRESTHA, M. K.; PANDIT, N. P. Introduction of Sahar (*Tor putitora*) in cage-cum-pond integration system of mixed-sex Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Our Nature**, Nepal, v. 5, n. 1, p. 52-59, 2007.
- YUSOFF, F. M.; MCNABB, C. D. The effects of phosphorus and nitrogen on phytoplankton dominance in tropical fish ponds. **Aquaculture Research**, United States of America, v. 28, n. 8, p. 591-597, 1997.

CAPÍTULO VIII

PETRÓLEO NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Eder Silva de Oliveira¹

Gilmara Maureline Teles da Silva de Oliveira²

Nuno Filipe Alves Correia de Melo³

1 INTRODUÇÃO

O petróleo é um líquido oleoso, com densidade menor que a da água, de coloração normalmente preta. Existem diversas teorias sobre sua origem, todavia, a mais aceita é a origem orgânica, onde o petróleo e o gás natural são combustíveis fósseis oriundos da deposição da matéria orgânica, decomposição por bactérias anaeróbias e posterior soterramento com sedimentos lacustres e marinhos, que vão sofrer transformações diagenéticas a temperaturas menores que 150°C com a quebra das cadeias carbônicas maiores e a completa modificação da matéria orgânica, perda de componentes voláteis, concentração de carbono e sua completa modificação para hidrocarbonetos (POMEROL et al., 2013).

Para se ter uma jazida de petróleo são necessárias condições especiais como: fonte de matéria orgânica, ambiente anóxico, soterramento do material biológico, tempo geológico para que os processos diagenéticos possam atuar, rocha porosa para armazenar o petróleo e rocha capeadora para impedir a migração a camadas mais externas (POMEROL et al, 2013).

Como as condições ambientais são únicas em cada jazida, portanto, cada óleo apresentará diferentes características físicas e químicas. Assim sendo, não se pode definir uma composição precisa para o petróleo, uma vez que não existem dois óleos iguais.

¹ Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais. Professor do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Pará - UEPA. E-mail: ederso@uepa.br.

² Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. Engenheira Ambiental da UFRA. E-mail: gilmara.teles@ufra.edu.br.

³ Doutor em Oceanografia. Professor Associado da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH, Curso de Engenharia de Pesca. E-mail: nuno.melo@ufra.edu.br.

2 HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO

Os hidrocarbonetos de petróleo são compostos orgânicos de carbono e hidrogênio com diferentes configurações estruturais, dividindo-se em duas famílias: Hidrocarbonetos alifáticos e os aromáticos. Os alifáticos são subdivididos em três classes principais: Alcanos, alcenos e os cicloalcanos. Os alcinos são outro tipo de hidrocarbonetos alifáticos não encontrados no petróleo (POTTER; SIMMONS, 1998).

Em nível molecular, os compostos alifáticos e aromáticos diferem pelos padrões dos átomos de carbono. As moléculas aromáticas têm estrutura em anel e são basicamente planas e simétricas. As ligações aromáticas carbono-carbono são chamadas de ligações ressonantes, onde os elétrons são compartilhados entre os átomos, neste sentido, os elétrons são “deslocalizados”, dando ao composto maior estabilidade química.

O padrão de ligação das estruturas aromáticas contribui para sua polaridade moderada, onde as nuvens de elétrons em torno da molécula podem ser deformadas pela carga molecular adjacente. Isto resulta em sítios positivos e negativos na molécula. Já os hidrocarbonetos alifáticos são apolares ou ligeiramente polares (POTTER; SIMMONS, 1998).

A polaridade dos hidrocarbonetos governa o grau em que as moléculas interagem entre si e com a água. Geralmente, com o aumento da polaridade, aumenta a interação da molécula com a água e sua solubilidade, resultando que os hidrocarbonetos aromáticos são mais solúveis que os alifáticos (POTTER; SIMMONS, 1998).

3 HIDROCARBONETOS ALIFÁTICOS DE PETRÓLEO

Os hidrocarbonetos alifáticos presentes no petróleo podem ser de cadeia normal (alcanos - parafinas), ramificada (isoprenoides) e de cadeia cíclica (naftenos).

Os diversos componentes do petróleo são obtidos por destilação, cujo objetivo é separar as frações baseado na volatilidade de seus componentes. A separação completa das frações é inviável, sendo que mais de 500 compostos diferentes estão contidos nos destilados do petróleo, com ponto de ebulição abaixo de 200°C (Tabela 1). Assim, as frações consideradas contêm misturas de alcanos e estas misturas são adequadas a uso como combustível, solventes e lubrificantes, que são os principais usos do petróleo (SOLOMONS; FRYHLE, 2001).

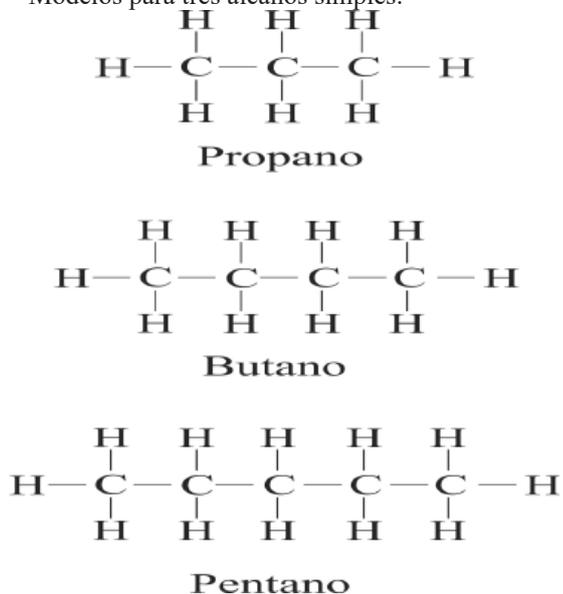
Alcanos

Os alcanos contêm a ligação C-C, sendo que o alcano mais simples é o metano (CH_4), que é composto de um único átomo de carbono e quatro átomos de hidrogênio. O etano é o alcano, com dois átomos de carbonos na cadeia e seis átomos de hidrogênio adjacentes (C_2H_6), sendo que os carbonos então ligados entre si e com os átomos de hidrogênio, cada carbono está ligado a três hidrogênios. A série homóloga de alcanos de cadeia linear continua com propano (C_3H_8), butano (C_4H_{10}), pentano (C_5H_{12}), e assim por diante, onde os carbonos estão ligados em cadeia linear e contínua (Figura 1) (SOLOMONS; FRYHLE, 2001).

Tabela 1 – Frações Típicas Obtidas pela Destilação do Petróleo.

Intervalo de ebulição da fração em °C	Número de átomos de carbono por molécula	Utilização
Abaixo de 20	C-C ₄	Gás natural, gás engarrafado, indústria petroquímica.
20-60	C ₅ -C ₆	Éter de petróleo, solventes.
60-100	C ₆ -C ₇	Ligroína, solventes.
20-200	C ₅ -C ₁₀	Gasolina (gasolina destilada)
175-325	C ₁₂ -C ₁₈	Querosene e combustível de motor a jato.
250-400	C ₁₂ e mais	Gasóleo, óleo combustível e óleo diesel
Líquidos não-voláteis	C ₂₀ e mais	Óleo mineral refinado, óleo lubrificante, graxa.
Sólidos não-voláteis	C ₂₀ e mais	Cera de parafina, asfalto, alcatrão.

Fonte: Solomons; Fryhle (2001).

Figura 1 – Modelos para três alcanos simples.

Fonte: Solomons; Fryhle (2001).

Alcenos

Os alcenos são hidrocarbonetos que contêm menos hidrogênio ligado aos carbonos, em relação aos seus correspondentes alcanos. Isto é devido à ocorrência de uma ou mais ligações duplas entre os átomos de carbono na estrutura. Um alceno é a forma insaturada de alcanos saturados correspondentes.

O buteno é descrito pela fórmula C_4H_8 , enquanto o butano é descrito por C_4H_{10} . Os alcenos que contêm duas duplas ligações são denominados dienos. Quando as duas duplas ligações estão separadas por uma ligação simples, estes são chamados de dienos conjugados (POTTER; SIMMONS, 1998).

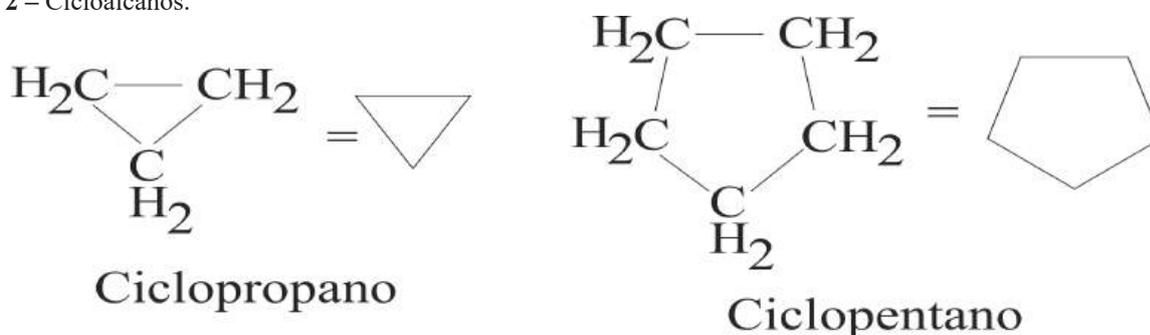
Cicloalcanos

São alcanos de cadeias cíclicas, onde os átomos de carbono formam estruturas cíclicas. A nomenclatura dos cicloalcanos é a mesma que dos alcanos, acrescentado prefixo ciclo (Figura 2). Assim, um dos anéis de cinco carbono-alcano é denominado de cicloalcano (SOLOMONS; FRYHLE, 2001).

Outros compostos orgânicos contendo enxofre, nitrogênio e oxigênio podem ser encontrados em concentrações significativas no petróleo bruto e em alguns combustíveis mais pesados.

Metais pesados também são encontrados no petróleo na forma de sais de ácido carboxílico ou como quelatos. O níquel e o vanádio são predominantes, ocorrendo em maior concentração no óleo bruto e óleos combustíveis residuais (POTTER; SIMMONS, 1998).

Figura 2 – Cicloalcanos.

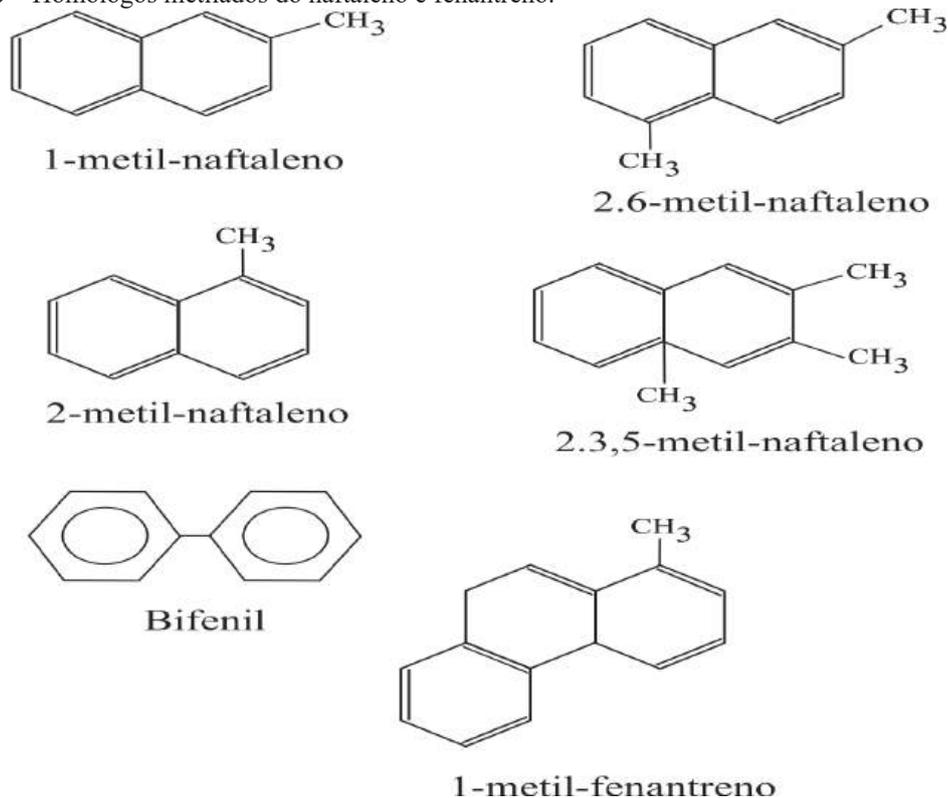


Fonte: Solomons; Fryhle (2001).

4 HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAS)

De acordo com National Research Council (2003), os hidrocarbonetos aromáticos são constituídos por um ou mais anéis benzênicos. O grupo dos monoaromáticos, ou seja, com um único anel na estrutura, é formado pelo benzeno, etilbenzeno, tolueno e pelos xilenos (orto, meta e para xileno), também conhecidos como BTEX. Já os hidrocarbonetos, com pelo menos dois anéis aromáticos na estrutura, são chamados de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), perfazendo em torno de 7% do óleo cru. Os anéis aromáticos podem ou não ser substituídos por cadeias alifáticas, como, por exemplo, os derivados metílicos do naftaleno (Figura 3). Estes compostos têm ampla distribuição e são encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais (MANAHAN, 2013).

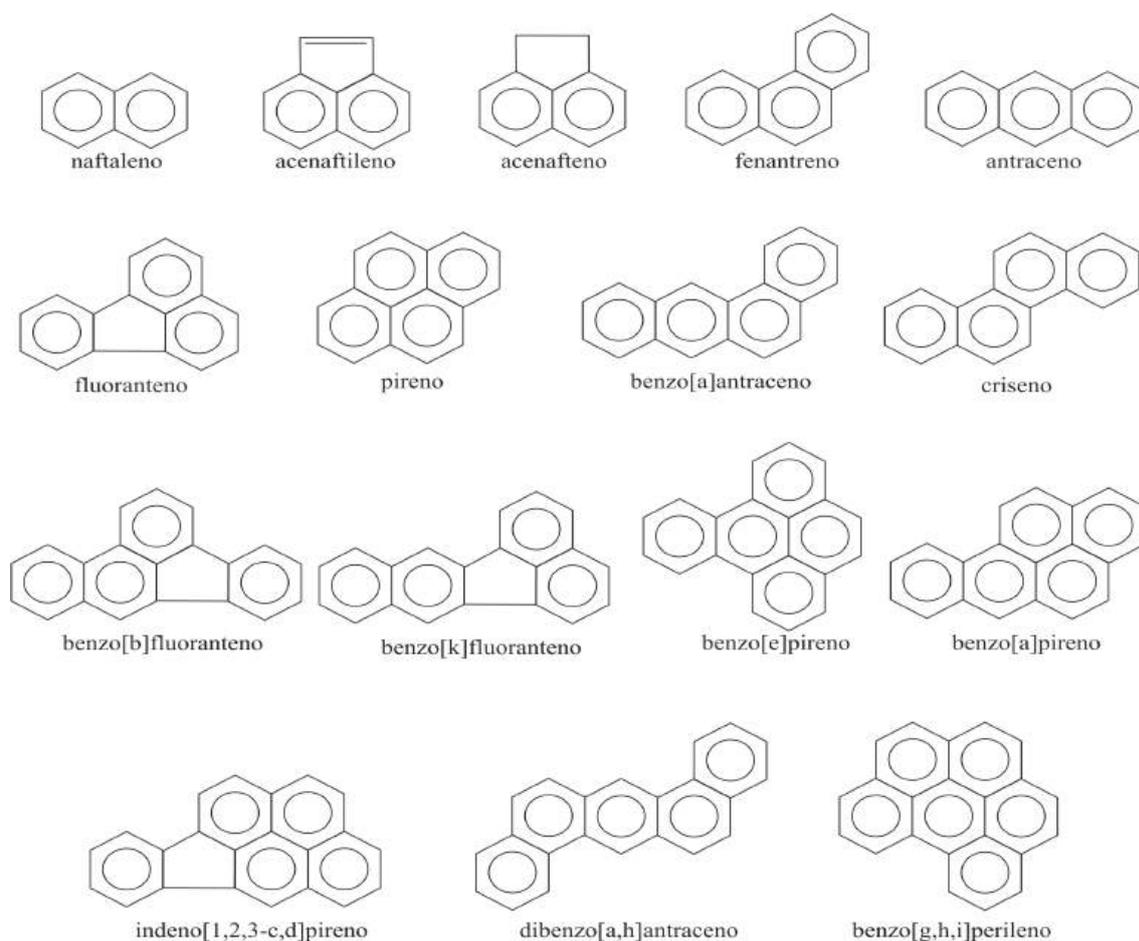
Figura 3 – Homólogos metilados do naftaleno e fenantreno.



Fonte: Modificado de Lourenço (2003).

Existem mais de 100 diferentes HPAs, ocorrendo geralmente como misturas complexas (por exemplo, como parte de produtos de combustão, tais como fuligem), não como compostos isolados. Dos mais de 100 HPAs existentes, somente 16 são citados nos estudos envolvendo impactos ambientais e na saúde, pois são os mais conhecidos e seus efeitos mais observados. São eles: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, indeno[1,2,3-c,d]pireno, dibenzo[a,h]antraceno, benzo[g,h,i]perileno. A figura 4 mostra as estruturas moleculares dos 16 HPAs prioritários indicados pela *Environmental Protection Agency* (EPA) bem como os derivados metilados do naftaleno.

Os HPAs são poluentes atmosféricos comuns e estão fortemente relacionados a degradação da saúde humana em algumas cidades. A concentração comum destes compostos no ar urbano exterior é de algumas nanogramas por metro cúbico, embora possa atingir dez vezes esta quantidade em ambientes fechados. Os HPAs se formam pela queima incompleta de materiais que contêm carbono e estão presentes como poluentes no ambiente aquático, principalmente marinho e estuarino, relacionados a derrames de óleos de navios-tanque e locais de perfuração de petróleo (BAIRD, 2004; MANAHAN, 2013).

Figura 4 - Estruturas moleculares dos 16 HPAs prioritários da EPA.

Fonte: Modificado de Bícigo et al. (2008).

5 EFEITO DO PETRÓLEO NO AMBIENTE

Ao ser introduzido no ambiente aquático, o petróleo sofre mudanças nas suas propriedades físicas e químicas, como resultado de vários processos de degradação, solubilização, remoção, oxidação fotoquímica, emulsificação etc. (Figura 5).

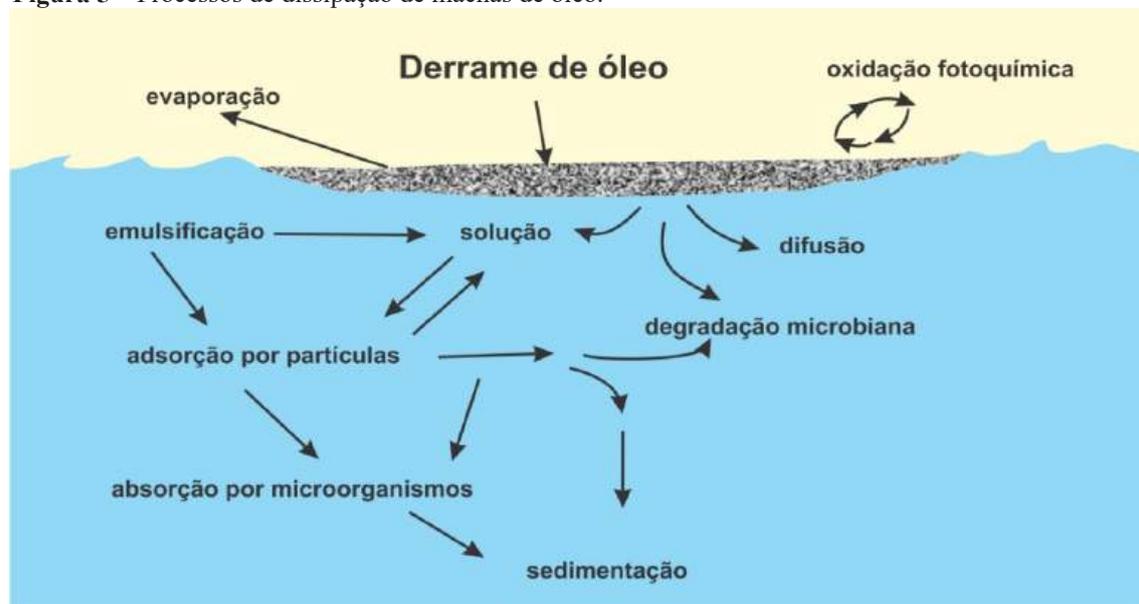
A ação do vento promove o espalhamento do óleo na superfície da água, sendo transportado pela ação das marés, ondas e do vento. O vento promove boa parte da perda por evaporação do volume de óleos leves e médios (NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC, 2003).

O restante do óleo que fica no ambiente aquático é incorporado ao material particulado e aos organismos e posteriormente sedimenta. Os organismos vão promover a degradação biológica do óleo dependendo do tamanho da população, variedade de espécies, nutrientes, quantidade de O₂ dissolvido. Este processo é relativamente lento, pois depende de variáveis muitas vezes não disponíveis como é o caso de nutrientes e O₂ (NRC, 2003).

Nos ambientes costeiros, como estuários, baías e mangues, os processos de difusão e efeito das correntes, que promovem o decréscimo da concentração do óleo no ambiente, são dificultados pela baixa energia do ambiente, pois uma vez o derrame de óleo ocorrendo na costa ou próximo dela, o ambiente

costeiro favorecerá a permanência deste óleo no ecossistema, pois neste ambiente a porosidade dos sedimentos, presença de organismos, tipo de vegetação etc., vão absorver os compostos mais pesados do óleo (NRC, 2003).

Figura 5 – Processos de dissipação de manchas de óleo.



Fonte: Modificado de United Nations Environment Programme. Intergovernmental Oceanographic Commission. International Atomic Energy Agency (1992).

De acordo com NRC (1985) e NRC (2003), é necessário um longo tempo (em torno de 10 anos), para que os efeitos nas comunidades aquáticas impactadas pela poluição por hidrocarbonetos sejam sanados à condição de pré-derrame, mas isto é muito variável, pois depende de vários fatores como, por exemplo, o tipo de óleo (suas características físicas e químicas), volume derramado, tipo de área atingida etc.

Das diversas frações do petróleo, as que apresentam menor peso molecular possuem maior efeito tóxico, pois são mais solúveis e sendo, portanto, mais facilmente absorvidas pela biota (GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE POLLUTION - GESAMP, 1993).

As fontes destes compostos para o ecossistema são as mais variadas, portanto, é importante tentar identificar estas fontes de hidrocarbonetos no ecossistema.

De acordo com Hong et al., (2003), as cadeias saturadas de hidrocarbonetos no petróleo (n-alcenos), podem ter de 2 a mais de 60 carbonos, com distribuição regular entre cadeias de hidrocarbonetos pares e ímpares, não havendo predominância de n-alcenos pares ou ímpares.

Já nos hidrocarbonetos de origem biogênica, existe a predominância de n-alcenos lineares ímpares, alcenos e monometilalcenos. Em algas marrons e vermelhas existe a predominância de n-pentadecano e n-heptadecano, respectivamente. Em algas bentônicas e no fitoplâncton marinho existe a predominância de n-alcenos ímpares, na faixa de nC_{15} e nC_{21} (YOUNGBLOOD; BLUMER, 1975; BLUMER; GUILLARD; CHASE, 1971). Já em hidrocarbonetos de fonte biogênica terrestre, existe a predominância de n-alcenos ímpares, porém na faixa de nC_{23} e nC_{35} , oriundos de contribuição de vegetais superiores (Tabela 2).

Tabela 2 – Fonte e distribuição dos n-alcenos de origem biogênica.

Tipos de Organismos	n-Alcanos dominantes	Ambiente
Algas	nC ₁₇	Pelágico
Algas Marrons	nC ₁₅	Bentônico
Algas Vermelhas	nC ₁₇	Bentônico
Bactérias fotossintetizantes	nC ₁₇ – nC ₂₆	Pelágico
Bactérias anaeróbias	nC ₁₇ – nC ₂₅	Bentônico
Fungos	nC ₂₉	-
Plantas superiores	nC ₂₃ – nC ₃₅	Terrestre
Zooplâncton	nC ₁₈ – nC ₂₄	Pelágico

Fonte: Philp (1985 apud BÍCEGO et al., 2008).

A produção natural de compostos com números ímpares e pares é utilizada na distinção entre o aporte petrogênico e biogênico, seja este último aquático ou terrestre. Esta distinção se baseia na relação entre os compostos pares e ímpares e é expressa pela equação do Índice de Preferência de Carbono (IPC), sendo que os valores próximos de 1 (um) indicam aporte petrogênico, onde não há preferência entre compostos pares e ímpar (Figura 6). Para valores na faixa de 3-5 de IPC atribui-se contribuição biogênica para os hidrocarbonetos (BÍCEGO et al., 2008)

Pode-se, então, para efeito de identificação da fonte dos hidrocarbonetos alifáticos, considerar as peculiaridades descritas anteriormente. Todavia deve-se lembrar de que o petróleo no ambiente está sujeito a processos de transformações biogeoquímicas. Então o óleo bruto derramado perderá compostos leves por evaporação e o restante do óleo no ambiente sofrerá transformações bioquímicas (MASSONE, 2004).

Figura 6 – Equação do índice de Preferência de Carbono.

$$IPC = \frac{1}{2} \left(\frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32}} + \frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}} \right)$$

Fonte: Bray; Evans (1961).

Outro componente encontrado na fração saturada e que auxilia na identificação das fontes dos hidrocarbonetos é a Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR) ou UCM (*Unresolved Complex Mixture*). Esta fração do óleo é normalmente mencionada como conjunto de compostos ramificados e cíclicos que

não podem ser resolvidos por cromatografia (individualizados no cromatograma). A MCNR é um dos mais convincentes indicadores da contaminação por petróleo em água e sedimentos e se caracteriza pela elevação da linha base do cromatograma (VOLKMAN et al., 1992; BURNS et al., 2003).

Ao longo do tempo os processos intempéricos atuantes no óleo reduzem a concentração dos n-alcenos mais lábeis, ficando MCNR em maior concentração. A razão da fração resolvida (FR) do cromatograma e a MCNR é utilizada como indicador de aporte petrogênico e intemperismo (READMAN et al., 2002; WANG; FINGAS; PAGE, 1999).

A presença de HPAs no ambiente aquático não necessariamente indica que este ambiente está sofrendo influência antrópica, pois qualquer processo que introduza hidrocarbonetos no ambiente sem interferência humana é considerado natural (GESAMP, 1993).

As principais fontes de HPAs no ecossistema aquático são: aporte petrogênico oriundo de exsudações marinhas bem como acidentes com produção e transporte de petróleo e os processos de pirólise (YOUNGBLOOD; BLUMER, 1975).

De modo geral todo processo de queima gera HPAs, podendo ter inúmeras fontes, como queimadas naturais e posterior deposição atmosférica, mas as principais estão relacionadas com exaustão de motores a combustão, queimadas, exaustão de plantas de incineração de rejeitos, fumaça de cigarro etc., tornando a composição e a fonte desses poluentes complexa e com diversos níveis de concentração no ambiente (PEREIRA NETTO et al., 2000; BAIRD, 2004).

Segundo Bicego et al. (2008) os HPAs são menos voláteis que os BTEX e mais resistentes a degradação microbiológica, tendo portanto certa estabilidade no ambiente, sendo fortemente adsorvidos aos sedimentos, persistindo por anos no ecossistema aquático.

A identificação da fonte de HPAs no ambiente aquático está relacionada com a temperatura de formação dos compostos aromáticos. Observa-se que a concentração das espécies alquiladas aumenta relativamente com o decréscimo da temperatura de combustão. Os HPAs de origem petrogênica se caracterizam por apresentarem dois e três anéis aromáticos em sua estrutura, sendo comum a presença de homólogos alquilados, metil-benzeno, naftaleno e seus homólogos com massa molecular 128 e o fenantreno e seus homólogos com massa molecular 178, assim como o antraceno. (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP, 1992; YUNKER et al., 2002).

Os HPAs de origem pirolítica se caracterizam por apresentarem mais de três anéis aromáticos e baixa concentração de compostos alquilados. Os principais compostos aromáticos formados por pirólise são: fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b] fluoranteno, benzo[k] fluoranteno, benzo[a]pireno, indeno[1,2,3-c,d]pireno, dibenzo[a,h]antraceno, benzo[g,h,i]perileno.

A razão entre a soma das concentrações dos metil-fenantrenos com o fenantreno ($\sum \text{MFe } 178 / \text{Fe } 178$) é um índice que indica a origem petrogênica quando fornece valores da ordem de 0.01 – 0.40, valores na faixa de 0.40 – 0.50 indicam fonte pirolítica (combustão de petróleo e derivados), enquanto que valores acima de 0.50 indicam combustão de biomassa vegetal. Este índice também é corroborado pela razão entre a soma das concentrações dos metil-naftalenos com o naftaleno, visto tratar-se da relação de compostos alquilados com não-alquilados, o que indica a presença de petróleo. (WANG et al., 1998; WANG; FINGAS; PAGE, 1999; YUNKER et al., 2002).

Fukuyama, Shigenaka e Hoff (2000) desenvolveram um trabalho estudando moluscos na área de impacto do derrame de óleo do petroleiro Exxon Valdes. O trabalho consistiu no transplante recíproco da espécie *Protothaca staminea* da área impactada para uma área sem a presença de óleo e a inserção de *Protothaca staminea* de uma área não impactada para a área de influência do derrame. Os pesquisadores observaram o crescimento, a mortalidade e a análise química do tecido dos moluscos (HPAs e hidrocarbonetos alifáticos). Os resultados mostraram que os espécimes retirados da área contaminada

tiveram um melhor crescimento e menor taxa de mortalidade em contrapartida aos espécimes que foram alocados na área contaminada que cresceram menos e tiveram alta taxa de mortalidade, isto atribuído ao resíduo de óleo no ecossistema estudado.

O estudo de Taroso, Frena e Madureira (2010) realizado em uma lagoa estuarina no estado de Santa Catarina, Brasil, também mostra que os níveis de HPAs nos sedimentos é preocupante, embora os índices obtidos pela fração alifática de hidrocarbonetos indiquem fonte biogênica, a presença de HPAs nas amostras analisadas, indica aporte antropogênico de produtos de petróleo neste ecossistema.

Em condições normais de exposição os HPAs podem entrar no corpo humano pelo contato com a pele através de solos contaminados, óleo de motor veicular, inalação de fumaça, água, ingestão de alimentos contaminados etc. A taxa de entrada de HPAs no corpo humano pode ser influenciada por outros compostos presentes no ambiente. Os HPAs podem entrar em todos os tecidos do corpo que contenham gordura. Eles tendem a se armazenar principalmente nos rins, fígado e tecido adiposo. Quantidades menores podem ser encontradas no baço, glândulas suprarrenais e ovários (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, 1995).

De acordo com Baird (2004), as moléculas de HPAs não são agentes carcinogênicos, elas devem sofrer transformações no organismo através de várias reações metabólicas antes de formarem as substâncias carcinogênicas. A primeira transformação dos HPAs no organismo é a formação de um anel epóxido, a partir de uma dupla ligação. O epóxido específico de interesse clínico, por ser carcinogênico, é o benzo[a]pireno, mas o benzo[a]antraceno também possui características carcinogênicas.

6 BIOMARCADORES

Biomarcadores ou marcadores biológicos são compostos orgânicos encontrados no ambiente (sedimentos, óleos etc.) cuja importância na geoquímica do petróleo e ambiental se deve ao fato de que estes compostos apresentam estruturas moleculares de sua fonte (organismos) pouco ou não alteradas pelo processo de transformação da matéria orgânica, mantendo suas estruturas básicas de carbono preservadas. Assim sendo, as estruturas carbônicas dos biomarcadores presentes nos ambientes podem ser correlacionadas as estruturas de compostos precursores sintetizados pela biota (REGATO, 2008)

Dentre os diversos biomarcadores estudados tem-se o fitano (nC_{20}) e o pristano (nC_{19}). Estes isoprenoides são encontrados dentro da fração saturada dos hidrocarbonetos, comumente utilizados para determinar as condições de deposição da matéria orgânica. O Fitano é raramente biogênico, mas comumente encontrado em óleo cru, enquanto que o pristano, embora presente no petróleo tem origem biogênica, ocorrendo na biota de sedimentos recentes (STEINHAUER, M.; CRECELIUS; STEINHAUER, W., 1994)

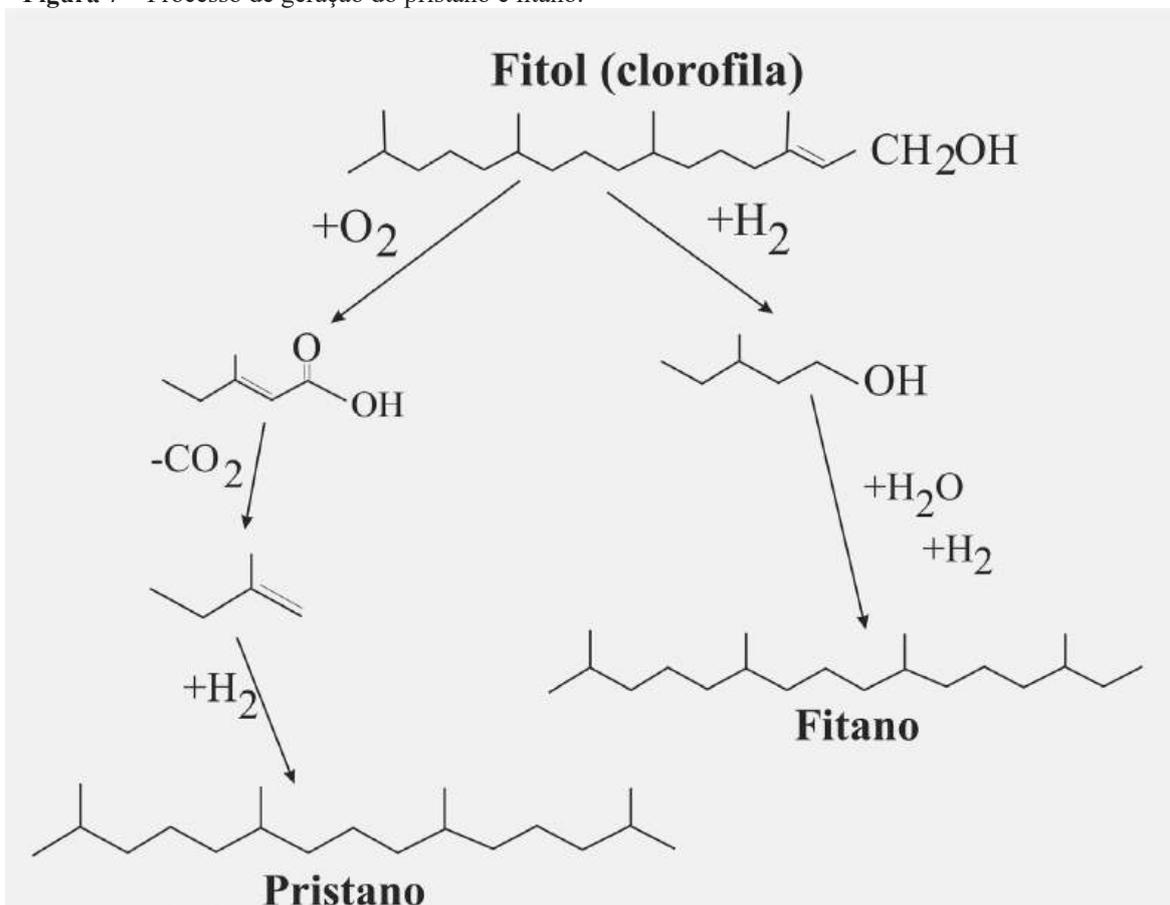
Estes compostos se originam do fitol, produto da decomposição da clorofila (Figura 7). Em ambientes oxidantes, com abundância de O_2 dissolvido, o fitol é oxidado, formando o ácido fitênico e posteriormente pristano. Em ambientes redutores, com pouca ou total ausência de O_2 dissolvido, o fitol é reduzido a diidrofitol e sendo transformado em fitano (REGATO, 2008).

Outra fonte de pristano para o ambiente aquático, principalmente oceânico são os copépodos, pois servem como importante elo na cadeia trófica, sendo que a síntese de pristano por estes crustáceos é uma das mais importantes fontes deste hidrocarboneto (MASSONE, 2004).

Os isoprenoides também são mais resistentes a degradação, fazendo com que sua relação com os n-alcanos nC_{17} e nC_{18} possa ser utilizada como indicativo da degradação, uma vez que existe um crescimento relativo ao longo do tempo do composto menos degradável (pristano e fitano) em relação ao mais degradável (nC_{17} e nC_{18}).

Assim sendo, a relação pristano/fitano indica o ambiente de formação dos hidrocarbonetos, seja de petróleo ou biogênico. Em sedimentos considerados limpos valores maiores que 1 são normalmente encontrados, sendo aproximadamente entre 3 e 5 (STEINHAUER, M.; CRECELIUS; STEINHAUER, W., 1994).

Figura 7 – Processo de geração do pristano e fitano.



Fonte: Modificado de Killips; Killips (1993).

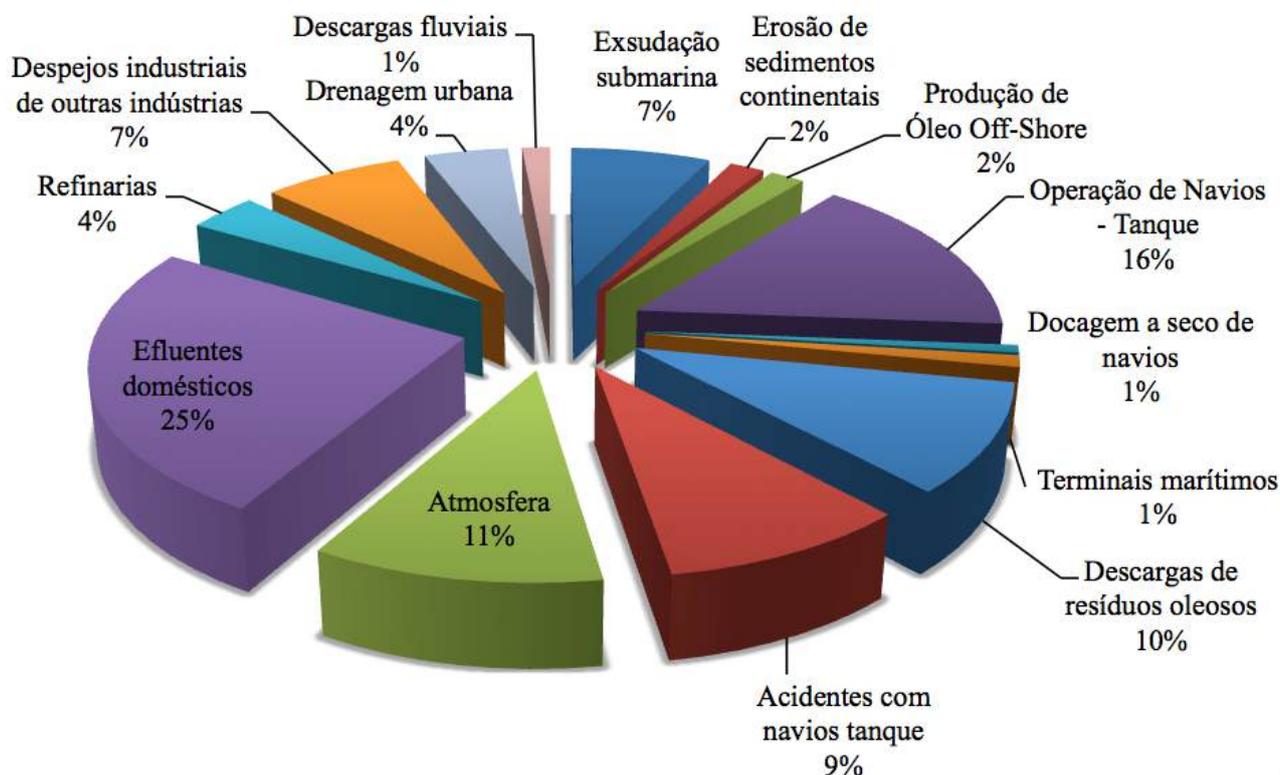
7 HIDROCARBONETOS NOS ECOSISTEMAS COSTEIROS

Os hidrocarbonetos no ambiente costeiro-marinho possuem as mais diversas fontes, com diferentes processos e vias de aporte. Este quadro proporciona uma complexidade, especialmente em áreas próximas a intensa ocupação humana. Vários estudos em sedimentos marinhos e fluviais apontam para um aporte combinado de compostos derivados das distintas fontes existentes (LAFLAMME; HITES, 1978; LAFLAMME; HITES, 1979; YOUNGBLOOD; BLUMER, 1975; WAKEHAM, 1980; GIGER; SCHAFFNER; WAKEHAM, 1980).

De acordo com GESAMP (1993) e NRC (1985) as principais fontes antrópicas de hidrocarbonetos para os oceanos estão associadas às seguintes atividades: produção, transporte, estocagem e refino de petróleo; queima de gás natural, carvão, derivados de petróleo e madeira; atividades industriais que utilizam derivados de petróleo como matéria prima, especialmente os processos de pirólise e queimadas.

Ainda de acordo com GESAMP (1993) e NRC (1985), dentre as principais fontes destacam-se operações com tanques de navios com $4,3 \times 10^5$ t/ano, os aportes de efluentes domésticos com 7×10^5 t/ano e as descargas de resíduos oleosos com $2,8 \times 10^5$ t/ano. Outro ponto a destacar é que de um total de $2,8 \times 10^6$ t/ano, somente 9% são de fontes naturais e os outros 91% são de fontes antrópicas (Figura 8).

Figura 8 - Aporte de Hidrocarbonetos de petróleo para os oceanos.



Fonte: GESAMP (1993); NRC (1985).

Já NRC (2003) mostra que os valores de aporte de petróleo e derivados para os oceanos têm diminuído ao longo do tempo, devendo-se isto ao melhor gerenciamento dos recursos naturais, mas ainda longe do ideal para evitar os impactos da presença de hidrocarbonetos nos ecossistemas aquáticos. Na tabela 3, pode-se ver que os valores de aporte de petróleo e derivados de origem antrópica ainda é mais de 50% do valor total de petróleo despejado nos oceanos, tanto para produção na América do Norte quanto para a produção mundial.

Das fontes naturais de hidrocarbonetos para o oceano pode-se citar a biossíntese de organismos vegetais e animais marinhos, produção microbiana e química, exsudações de petróleo do assoalho oceânico e erosão de sedimentos continentais, principalmente folhelhos negros (GESAMP, 1993; NRC, 1985). Outras fontes de hidrocarbonetos também são consideradas naturais, como a produção de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) por queimadas naturais e posterior lixiviamento costeiro ou deposição de material particulado atmosférico. Este material é incorporado a pelotas fecais ou materiais em suspensão e seu resultado será a rápida inserção por deposição em sedimentos marinhos.

Tabela 3 – Média do aporte de hidrocarbonetos de 1990-1999 em 10³ t/ano.

Fontes	América do Norte	Mundial
Fontes naturais (exsudações)	160	600
<u>Fontes antrópicas</u>		
Extração de petróleo	2,8	38,2
Plataformas	0,16	0,86
Deposição atmosférica	0,12	1,3
Águas de produção	2,7	36
Transporte de petróleo	9,01	153,3
Vazamento de oleoduto	1,9	12
Derramamento de petroleiro	5,2	100
Descargas operacionais (lavagem de carga)	-	36
Derrames Costeiros	1,9	4,9
Deposição atmosférica	0,01	0,4
Consumo de petróleo	82,2	469,1
Drenagem de rios e terrestres	54	140
Embarcação de recreio	5,6	-
Derramamentos (não petroleiros)	1,2	7,1
Descargas operacionais	0,22	270
Deposição atmosférica	21	52
Total das fontes antrópicas	94,01	660,6
Total	253,83	1.260,6

Fonte: NRC (2003).

Segundo UNEP/IOC/IAEA (1992), a origem de hidrocarbonetos em sedimentos pode ser resumida em 5 categorias: aporte por petróleo, hidrocarbonetos oriundos da combustão parcial de combustíveis, queimadas de florestas, biossíntese de hidrocarbonetos por organismos terrígenos e marinhos e transformações diagenéticas de produtos naturais.

As áreas de produção são as mais propícias a entrada de petróleo no ecossistema aquático, sobretudo marinho, visto que desde a perfuração até exaurimento do campo petrolífero, pode ocorrer vazamento de petróleo. Vários acidentes têm sido relatados em área de extração, como o caso do vazamento de aproximadamente 3.700 barris de óleo, que ocorreu em 07 de novembro de 2011, no campo de Frade, na bacia de Campos no Rio de Janeiro (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E

BIOCOMBUSTÍVEIS - ANP, 2012). Outro grave acidente envolvendo áreas de produção de petróleo ocorreu em 20 de abril de 2010 com a explosão na plataforma de exploração de petróleo a 66 km da costa da Luisiana, no estado do Mississippi, com o lançamento de 4,1 milhões de barris de óleo no oceano, tornando-se assim o maior acidente marinho na história dos Estados Unidos (ALLAN; SMITH; ANDERSON, 2012).

Como já foi observado, não são somente as áreas onde há produção de petróleo que estão sujeitas a contaminação por hidrocarbonetos. Regiões que servem de vias de transporte e escoamento destes recursos podem ser impactadas. Nestas regiões navegam navios petroleiros e balsas de transporte de combustíveis e estão sujeitas a acidentes, lavagens de porões etc. A tabela 4 mostra os principais acidentes globais e na região amazônica.

Ainda segundo a UNEP/IOC/IAEA (1992), as concentrações de hidrocarbonetos biogênicos são usualmente muito menores que as concentrações em amostras poluídas. Níveis de hidrocarbonetos biogênicos variam em média de 5 a 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em sedimentos secos de zonas costeiras e em derrames de petróleo não é incomum se encontrar níveis que excedam os 3.000 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em sedimentos de zonas portuárias com atividade industrial os níveis de hidrocarbonetos de petróleo variam de 10 a 1.000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em sedimento seco.

Tabela 4 – Alguns dos principais acidentes com embarcações no mundo e na Amazônia.

Embarcação	Local	Ano	Quantidade de vazamento
Torrey Canon (petroleiro) ¹	Reino Unido	1967	115 000 toneladas
Amoco Cadiz (petroleiro) ¹	França	1978	230 000 toneladas
Exxon Valdez (petroleiro) ¹	EUA	1989	40 000 toneladas
Prestige (petroleiro) ¹	Espanha	2002	67 000 toneladas
Takimia Maru (petroleiro) ¹	Brasil (São Paulo)	1974	6 000 toneladas
TarikIbn Ziyad (petroleiro) ¹	Brasil (Rio de Janeiro)	1975	6 000 toneladas
Brazilian Marina (petroleiro) ¹	Brasil (São Paulo)	1978	6 000 toneladas
Miss Rondônia (balsa) ²	Brasil (Barcarena – PA)	2000	1900 toneladas de óleo tipo A1 (óleo combustível)

Fonte: ¹Gundlach; Mccain; Fadlallah (1993); ² Souza Filho et al. (2009).

8 ESTUDOS DE CASO

Diversos estudos tem sido realizados na costa brasileira e em outras partes do mundo, reportando áreas com sedimentos contaminados por petróleo, entre eles podemos citar os trabalhos desenvolvidos por Wang, Fingas e Page (1999), Bouloubassi, Fallaux e Saliot (2001), Readman et al. (2002), Meniconi et al. (2002), Jaffé et al. (2003), Tolosa et al. (2004), Gao et al. (2007), Tarozo, Frena e Madureira (2010) e Harris et al. (2011), entre outros (Tabela 5). Estes estudos mostram que além dos valores de hidrocarbonetos alifáticos, vários outros parâmetros têm sido usados para definir sedimentos contaminados em áreas costeiras.

Tabela 5 – Comparação da concentração de n-alcenos, MCNR, IPC, Pristano/ Fitano, nC17/Pristano e nC18/Fitano, em sedimentos de diversos ambientes no Brasil e no Mundo.

Local do Estudo	n-alcenos (µg/g)	MCNR (µg/g)	IPC	Pristano/ Fitano	nC17/ Pristano	nC18/ Fitano
Exterior						
¹ Delta do Rio Rhone e Mar Mediterrâneo	3,74 - 140	49,9 - 1280	0,5 - 1,7	-	-	-
² Baja Califórnia, México	0,77 - 70,64	nd - 220,50	0,88 - 1,55	-	-	-
³ Estuário do Rio Changjiang, Mar da China	0,16 - 1,8	1,8 - 8,9	1,3 - 4,75	-	-	-
⁴ Mar Amarelo (Oceano pacífico)	0,7 - 15,8	-	1,3 - 2,9	0,5	0,2 - 1,6	0,1 - 2,7
⁵ Mar Negro	0,11 - 3,4	1 - 232	-	0,1 - 45	0,4 - 67,5	0,3 - 82
⁶ Baía Montenegro, Jamaica	-	1,15 - 143,8	2,6 - 14	-	-	-
⁷ Mar Cáspio	< 0,1 - 17	< 0,5 - 1500	1,1 - 9,1	-	-	-
⁸ Estuário do Rio das Pérolas, Mar da China	-	3,43 - 7,06	1,25 - 2,95	0,43 - 1,48	0,66 - 1,32	0,68 - 1,11
⁹ Costa oeste da ilha de Vancouver, Canadá	0,13 - 8,3	0,04 - 71,3	1,6 - 13	-	-	-
Brasil						
¹⁰ Baía de Guanabará, Rio de Janeiro	1,2 - 56,7	15,5 - 2127	1,2 - 5	-	-	-
¹⁰ Canal de São Sebastião, Rio de Janeiro	0,22 - 1,77	nd - 8,60	1,52 - 10,65	-	-	-
¹⁰ Mangue Juqueriquere	0,74 - 46,98	nd - 28,83	3,92 - 10,70	-	-	-
¹¹ Baía de Todos os Santos, Bahia	0,86 - 39,94	nd - 189,01	0,19 - 11,45	nd - 1,15	-	-
¹² Baía de Todos os Santos, Bahia	0,13 - 39	-	4,31 - 10,90	nd - 1,23	1 - 1,19	1,21 - 1,33
¹³ Baía de Sepetiba e Ilha Grande, Rio de Janeiro	0,20 - 8,56	-	-	-	-	-
¹⁴ Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	0,26 - 2,65	nd - 17,41	0,66 - 4,47	-	-	-
¹⁵ Estuário de Laguna	0,9 - 45,6	nd - 216,1	1,1 - 4,1	0,7 - 3	0,2 - 18,6	1,2 - 3,1
¹⁶ Bacia Potiguar, Rio Grande do Norte	0,38 - 0,56	0,06 - 1,90	-	-	-	-

(1) Bouloubassi; Saloit (1994); (2) Macias-Zamora (1996); (3) Bouloubassi; Fillaux; Saloit (2001); (4) Wu et al. (2001); (5) Readman et al. (2002); (6) Jaffé et al. (2003); (7) Tolosa et al. (2004); (8) Gao et al. (2007); (9) Harris et al. (2011); (10) Memiconi et al. (2002); (11) Venturini et al. (2004); (12) Celino et al. (2008); (13) Figueiredo et al. (2008); (14) Carreira, et al. (2009); (15) Tarozo, Frena; Madureira (2010); (16) Wagener et al. (2011).

De acordo com UNEP\IOC\IAEA (1992), os níveis de hidrocarbonetos em sedimentos costeiros não contaminados variam de 5 a 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Todavia os valores de n-alcenos não são conclusivos para se determinar se uma área está afetada por petróleo. Como exemplo pode-se citar o trabalho de Wu et al. (2001), no Mar Amarelo (Oceano Pacífico), que mostra valores de 0,7 – 15, 8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de n-alcenos, para sedimentos em sua maioria não contaminados, oriundos de contribuição terrígena de vegetais superiores. Readman et al. (2002), em seu estudo no Mar Negro, mostram valores de 0,11 – 3,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de n-alcenos em sedimentos moderadamente contaminados por petróleo. Meniconi et al. (2002) estudaram os sedimentos de fundo da baía de Guanabara e encontraram valores de n-alcenos que variam de 1,2 – 56,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$, que segundo os autores, estes hidrocarbonetos tem origem antropogênica. Ainda segundo os autores, no mesmo trabalho agora desenvolvido no canal de São Sebastião, 10 dias após um derrame de petróleo, os valores de n-alcenos encontrados foram de 0,22 – 1,77 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e por fim Ventirini et al. (2004), analisando sedimentos de fundo da Baía de Todos os Santos reportam valores de até 189,01 $\mu\text{g.g}^{-1}$, indicando presença de óleo na área de estudo (Tabela 5).

A concentração da MCNR é comumente usada como critério diagnóstico de aporte petrogênico, onde valores superiores a quatro indicam a presença de resíduos relacionados ao petróleo, sendo especialmente pronunciada em óleos que resistiram à degradação (WANG; FINGAS; PAGE, 1999; READMAN et al., 2002).

Vários estudos têm demonstrado que a presença de MCNR está relacionada com o aporte petrogênico nos sedimentos costeiros.

Readman et al. (2002) obtiveram valores de 1 – 232 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MCNR em sedimentos contaminados por petróleo no mar Negro. Jaffé et al. (2003) mostram valores de 1,15 – 143,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MCNR indicando o *input* de combustível fóssil e/ou resíduo de craqueamento de óleo na baía de Montenegro, Jamaica. Gao et al. (2007) encontraram valores de 3,45 – 7,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MCNR no estuário do rio das Pérolas, no mar da China e juntamente com outros índices, estes autores concluíram que a área está impactada por petróleo. Harris et al. (2011) reportam valores de MCNR na faixa de 0,04 – 71,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em seu trabalho nos sedimentos marinhos da ilha de Vancouver, Canadá. Estes autores relacionam os valores de MCNR encontrados com o aporte petrogênico no ecossistema e utilizam este parâmetro como confirmação para a presença de óleo (Tabela 5). Já Wagener et al. (2011) mostram que os sedimentos da bacia Potiguar, no Brasil, estão ausentes de contaminação por petróleo, conclusão relacionada a baixa concentração de hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos inclusive a MCNR com faixa de concentração para a área em questão de 0,06 – 1,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Diversos trabalhos realizados no Brasil e em várias partes do mundo têm utilizado os índices de avaliação para estudo de hidrocarbonetos.

O Índice de Preferência de Carbonos (IPC) mostra se há predomínio de n-alcenos ímpares em relação aos n-alcenos pares na distribuição dos hidrocarbonetos nas amostras, indicando assim fonte biogênica ou petrogênica se os valores estão próximos de 1 (BRAY; EVANS, 1961; COOPER; BRAY, 1963).

De acordo com Broman et al. (1987) e Lecaros, Alberti e Astorga (1991), os valores da razão dos isoprenoides pristano e fitano indicam, assim como o IPC, a fonte dos hidrocarbonetos nos sedimentos. Para valores próximos a 1, este índice sugere presença de petróleo nos sedimentos, já para valores na faixa de 1,4 – 6,7, este índice coloca os processos biogênicos como fonte de hidrocarbonetos. Já Colombo et al. (1989) propõe que os valores da razão nC17/Pristano e nC18/Fitano abaixo de 1 sugerem degradação do petróleo nos sedimentos, já valores maiores de 1 indicam baixa degradação ou entrada no ecossistema de petróleo fresco.

Boulobassi e Saliot (1994) estudando os sedimentos em suspensão no estuário do rio Rhone, na França, encontraram valores de Índice de Preferência de Carbono (IPC) na faixa de 0,5 – 1,7, mostrando que o estuário do rio Rhone sofreu *input* de petróleo. Macias-Zamora (1996), em seu trabalho na costa leste do Pacífico, na fronteira entre México e USA, encontrou em valores de IPC na faixa de 0,88 – 1,55 em sedimentos contaminados por petróleo. Boulobassi, Fillaux e Saliot, (2001) mostraram que os valores de IPC na faixa de 1,3 – 4,75 encontrados nos sedimentos estuarinos do rio Changjiang, no mar da China, possuem origem de plantas superiores terrestre e combustíveis fósseis ou relacionados com produtos da não combustão do petróleo.

Celino et al. (2008) desenvolveram seu trabalho em uma área de intensa atividade, com produção e refino de petróleo, bem como atividade portuária, de transporte e navegação. O IPC geral (IPC na faixa de nC14 - nC36) ficou na faixa de 4,31 – 10,90. Estes resultados indicam uma predominância de hidrocarbonetos derivados de matéria orgânica recente. Porém, os autores calcularam o IPC para a fração mais leve dos hidrocarbonetos (IPC na faixa de nC16 - nC20) obtendo os valores de 1,19 – 1,44 para este parâmetro, indicando que os hidrocarbonetos estudados podem estar relacionados com derivados de petróleo. Os mesmos autores calcularam a razão entre os isoprenoides Pristano e Fitano, bem como a razão nC17/Pristano e nC18/Fitano, obtendo os seguintes valores: razão Pristano/Fitano ficou na faixa de 0,0 – 1,23 indicando a predominância de compostos petrogênicos na área e razão nC17/Pristano e nC18/Fitano mostrou grande variação nos valores indicando diferentes graus de degradação nos hidrocarbonetos estudados (Tabela 5).

Gao et al. (2007) mostraram que os valores de IPC encontrados por eles nos sedimentos do rio das Pérolas, estão na faixa de 1,25 – 2,95, indicando duas fontes de hidrocarbonetos, sendo uma de contribuição de vegetais superiores e outra petrogênica. Já os valores da razão dos isoprenoides Pristano/Fitano entre 0,43 – 1,48 indicam que os sedimentos estão contaminados por petróleo, corroborando com os valores de MCNR já citados anteriormente. Os valores da razão nC17/Pristano e nC18/Fitano ficaram na faixa de 0,66 – 1,32 e sugerem que esta contaminação é relativamente recente.

REFERÊNCIAS

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Atlanta: ATSDR, 1995. 487 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Investigação do incidente de vazamento de petróleo no campo de frade**: relatório final. [S.I.]: Superintendência de Segurança Operacional e Meio Ambiente, 2012. 71 p.
- ALLAN, S. E.; SMITH, B. W.; ANDERSON, K. A. Impact of the Deepwater Horizon Oil Spill on Bioavailable Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Gulf of Mexico Coastal Waters. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 4, p. 2033-2039, 2012.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004. 622 p.
- BÍCEGO, M. C. et al. Poluição por petróleo. In: BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PACTHINEELAM, S. M. (Org.). **Poluição marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. p.77-96.
- BLUMER, M.; GUILLARD, R. R. L.; CHASE, T. Hydrocarbons of marine phytoplankton. **Marine Biology**, n. 8, p. 183-189, 1971.
- BOULOUBASSI, I.; SALIOT, A. Implications of a multi-layered nepheloid system for hydrocarbon distributions and transport in a microtidal Mediterranean estuary. **Marine Chemistry**, v. 46, p. 101-117, 1994.
- _____. FILLAUX, J.; SALIOT, A. Hydrocarbons in Surface Sediments from the Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 12, p. 1335-1346, 2001.
- BRAY, E. E.; EVANS, E. D. Distribution of n-paraffins as a clue to recognition of source beds. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 22, n. 1, p. 2-15, 1961.
- BROMAN, D. et al. Fingerprinting petroleum hydrocarbons in bottom sediment, plankton, and sediment trap collected seston. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 7, p. 380-38, 1987.
- BURNS, K. A. et al. Lipids as biomarkers for carbon cycling on the Northwest Shelf of Australia: results from a sediment trap study. **Marine Chemistry**, n. 80, p. 103– 128, 2003.
- CARREIRA, R. S. et al. Hidrocarbonetos e esteróis como indicadores de fontes e destino de matéria orgânica em sedimentos da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 32, p. 1805-1811, 2009.
- CELINO, J. J. et al. Biomarcadores e “fingerprints” de hidrocarbonetos nos sedimentos de manguezais na porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, p. 186-196, 2008.

- COLOMBO, J. C. et al. Determination of Hydrocarbon Sources Using n-Alkane and Polyaromatic Hydrocarbon Distribution Indexes, Case Study: Rio de La Plata Estuary, Argentina. **Environ. Sci. Technol.**, v. 23, p. 888-894, 1989.
- COOPER, J. J.; BRAY, E. E. A postulated role of fatty acids in petroleum formation. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 27, p. 1113-1127, 1963.
- FIGUEIREDO, L. H. M. et al. Non-aromatic hydrocarbons in recent sediments of Sepetiba and Ilha Grande Bays, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, p. 516-527, 2008.
- FUKUYAMA, A. K.; SHIGENAKA, G.; HOFF, R. Z. Effects of Residual Exxon Valdez Oil on Intertidal *Protothaca staminea*: mortality, Growth, and Bioaccumulation of Hydrocarbons in Transplanted Clams. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 1042-1050, 2000.
- GAO, X. et al. Non-aromatic hydrocarbons in surface sediments near the Pearl River estuary in the South China Sea. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 1, p. 40-47, 2007.
- GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE POLLUTION (GESAMP). **Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences**. Paris: Unesco, 1993. 67 p.
- GIGER, W.; SCHAFFNER, C.; WAKEHAM, S. G. Aliphatic and olefinic hydrocarbons in recent sediments of Greifensee, Switzerland. **Geochimica et Cosmochimica Acta**. v. 44, p. 119-129, 1980.
- GUNDLACH, E. R.; MCCAIN, J. C.; FADLALLAH, Y. H. Distribution of oil along the Saudi Arabian coastline (May/June 1991) as a result of the Gulf War oil spills. **Marine Pollution Bulletin**, v. 27, p. 93-96, 1993.
- HARRIS, K. A. et al. Sediment-associated aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal British Columbia, Canada: concentrations, composition, and associated risks to protected sea otters. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2665-2674, 2011.
- HONG, Z. et al. The quantitation and origin of C₄₀₊ n-alkanes in crude oils and source rocks. **Organic Geochemistry**, n. 34, p. 1037-1046, 2003.
- JAFFÉ, R. et al. Organic compounds and trace metals of anthropogenic origin in sediments from Montego Bay, Jamaica: assessment of sources and distribution pathways. **Environmental Pollution**, n. 123, p. 291-299, 2003.
- KILLOPS, S. D.; KILLOPS, V. J. **An Introduction to Organic Geochemistry**. Longman Scientific & Technical. [S.I.: s.n.], 1993. 265 p.
- LAFLAMME, R. E.; HITES, R. A. The Global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 289-303, 1978.

_____. _____. Tetra- and pentacyclic, natural-occurring, aromatic hydrocarbon in recent sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 43, p. 1687-1691, 1979.

LECAROS, O. P.; ALBERTI, P.; ASTORGA, M. S. Hidrocarburos parafínicos em águas del Estrecho de Magallanes. **Revista de Biología Marina**, v.26, n. 1, p. 61-74, 1991.

LOURENÇO, R. A. **Metodologia para determinação de biomarcadores geoquímicos orgânicos em sedimentos**: hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos, esteróides e alquenonas. 2003.101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MACIAS-ZAMORA, J. V. Distribution of hydrocarbons in recent marine sediments off the coast of Baja California. **Environmental Pollution**, v. 92, n. 1, p. 45-53, 1996.

MANAHAN, S. E. **Química Ambiental**. 9.ed. Porto Alegre: Bookman. 2013.

MASSONE, C. G. **Estudo de fontes de hidrocarbonetos na área costeira do rio Paraíba do Sul, Estação de Tratamento de Efluentes de Cabiúnas e Emissário de Ipanema – RJ - Brasil**. 2004. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2004.

MENICONI, M. D. F. G. et al. Brazilian oil spills chemical characterization: case studies. **Environmental Forensics**, v. 3, n. 3-4, p. 303-321, 2002.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). **Oil in the sea III**: inputs, fates, and effects. Washington: National Academy Press, 2003. 253 p.

_____. **Oil in the Sea**: inputs, fates, and effects. Washington: National Academy Press, 1985. 601 p.
PEREIRA NETTO, A. D. et al. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, p. 765-773, 2000.

POMEROL, C. et al. **Princípios de geologia**: técnicas, modelos e teorias. 14. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 1018 p.

POTTER, T. L.; SIMMONS, K. E. Composition of petroleum mixtures. **Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series**. v. 2, n. 102, p. 1998.

READMAN, J. W. et al. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. **Marine Pollution Bulletin**, n. 44, p. 48–62, 2002.

REGATO, S. B. **Caracterização geoquímica de óleos selecionados da baía de Sergipe – Alagoas**. 2008.132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SOLOMONS, T. W. G.; FRYHLE, C. B. **Química orgânica**. 7. ed. Rio de Janeiro, RJ: Livros Técnicos e Científicos, 2001. p. 660-679.

- SOUZA FILHO, P. W. M. et al. Environmental sensitivity index (ESI) mapping of oil spill in the Amazon coastal zone: the PIATAM Mar project. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, p. 7-22, 2009.
- STEINHAEUER, M.; CRECELIUS, E.; STEINHAEUER, W. Temporal and spatial changes in the concentrations of hydrocarbons and trace metals in the vicinity of an offshore oil - production platform. **Marine Environmental Research**, n. 37, p. 129-163, 1994.
- TAROZO, R.; FRENA, M.; MADUREIRA, L. A. S. Geochemical markers as a tool to assess sedimentary organic matter sources of the Laguna Estuarine System, south Brazil: aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 21, p. 2308-2318, 2010.
- TOLOSA, I. et al. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal caspian Sea sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 44-60, 2004.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Intergovernmental Oceanographic Commission. International Atomic Energy Agency. **Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Reference Methods for Marine Pollution Studies**. [S.I]: UNESCO, 1992. 75 p.
- VENTURINI, N. et al. Characterization of the benthic environment of a coastal area adjacent to an oil refinery, Todos os Santos Bay (NE-Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, p. 123-134, 2004.
- VOLKMAN, J. K. et al. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. **The Science of the Total Environment**, n. 112, p. 203-219, 1992.
- WAGENER, A. D. R. et al. Hydrocarbon composition and distribution in a coastal region under influence of oil production in northeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1877-1882, 2011.
- WAKEHAM, S. G. Algal and bacterial hydrocarbons in particulate matter and interfacial sediment of the Cariaco Trench. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 55, p. 1325-1336, 1980.
- WANG, Z. et al. Comparison of oil composition changes due to biodegradation and physical weathering in different oils. **Journal of Chromatography A.**, v. 809, n. 1-2, p. 89-107, 1998.
- _____. FINGAS, M.; PAGE, D. S. Oil spill identification. **Journal of Chromatography A.**, v. 843, p. 369-411, 1999.
- WU, Y. et al. Occurrence of n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in the core sediments of the Yellow Sea. **Marine Chemistry**, v. 76, n. 1-2, p. 1-15, 2001.
- YOUNGBLOOD, W. W.; BLUMER, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: homologous series in soils and recent marine sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 39, p. 1303-1314, 1975.
- YUNKER, M. B. et al. Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, v. 33, p. 489-515, 2002.

CAPÍTULO IX

BIOINDICADORES AQUÁTICOS

Helena Janke¹
André Moldenhauer Peret²
Alberto Carvalho Peret³

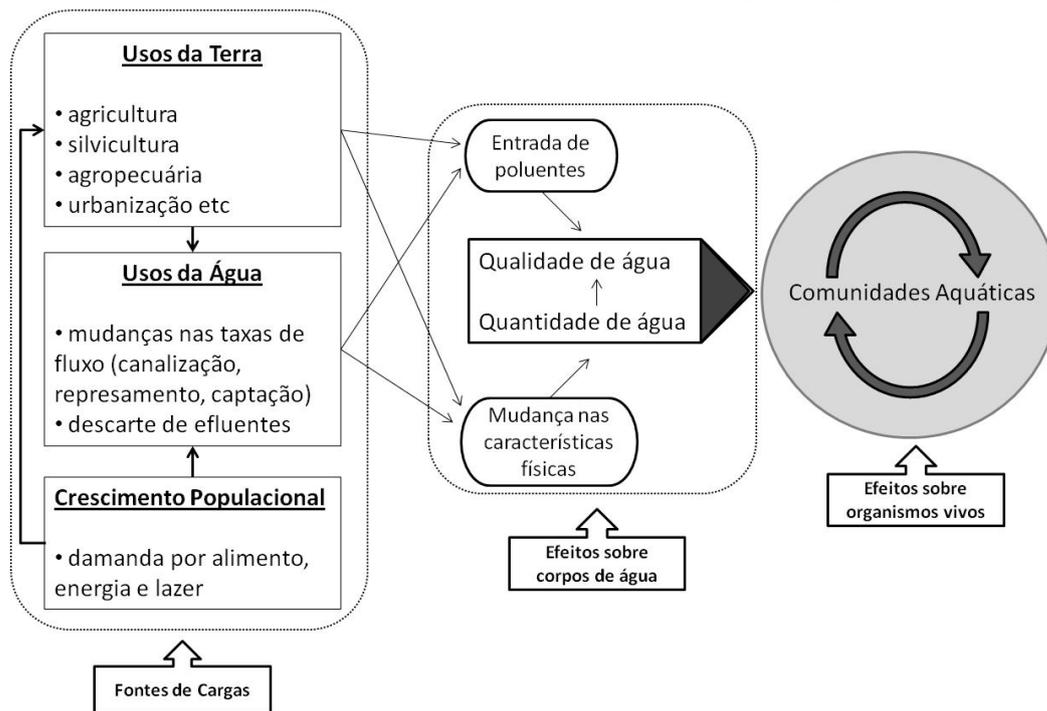
1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas, associadas ao crescimento populacional das últimas décadas, são apontadas como as principais fontes de pressão ambiental e têm sido foco na compreensão das causas do desequilíbrio ambiental e esgotamento de recursos naturais. A água está entre os mais importantes recursos ambientais, seja devido o seu valor intrínseco de manutenção dos ecossistemas, seja pela utilização direta desse recurso em diversas atividades humanas, como dessedentação, produção de alimento, recreação etc. Proporcional à relevância dos recursos hídricos para manutenção direta ou indireta da vida no planeta, está a degradação dos ecossistemas aquáticos gerada pelas várias fontes de impacto oriundos das atividades humanas. Entre os impactos antrópicos sofridos pelos ecossistemas aquáticos citam-se as fontes de poluição. Corpos de água recebem grande aporte de esgotos domésticos, efluentes e descargas industriais consideradas fontes pontuais de poluição, passíveis de serem determinadas e localizadas (BAIRD, 2005). Além das fontes pontuais, os corpos de água são receptores do escoamento das águas pluviais que arrastam para os ambientes aquáticos resíduos diversos resultantes das atividades antrópicas. Esse tipo de fonte, chamada poluição difusa, é de difícil controle, e nesta categoria são enquadradas, principalmente, as atividades de agricultura, pecuária e atividades urbanas (CARPENTER et al., 1998; PARRY, 1998). De forma concisa, a Figura 1 mostra as interações entre as várias atividades humanas e os componentes de um ecossistema aquático.

¹ Doutora em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP. E-mail: helenajanke@hotmail.com.

² Doutor em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP. E-mail: andreperet@yahoo.com.

³ Doutor em Ciências. Prof. Titular da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar-SP. E-mail: peret@ufscar.br.

Figura 1 - Inter-relações entre as fontes de pressão ambiental, seus impactos nos corpos de água e efeitos sobre a biota aquática.

Fonte: adaptado de Lloyd (1992).

O diagnóstico da qualidade de água e sedimentos é essencial para detecção da situação e nível de integridade de um ecossistema aquático. Neste contexto, faz-se necessária a utilização de fatores mensuráveis que apontem para a qualidade do ambiente. As ferramentas tradicionalmente utilizadas para esse fim consideram indicadores baseados nas variáveis físicas, químicas e microbianas. Dentre essas variáveis podem-se citar a temperatura da água, a turbidez, o potencial hidrogeniônico, a dureza, os sólidos dissolvidos totais (SDT), o oxigênio dissolvido (OD), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), a quantificação de elementos e compostos potencialmente tóxicos a organismos aquáticos (metais e alguns compostos orgânicos), os nutrientes como fósforo e nitrogênio, os coliformes termotolerantes etc. (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996; WEINER, 2007). No entanto, existem críticas acerca de diagnósticos ambientais focados somente nestas variáveis. Apesar de as variáveis tradicionais serem mais conhecidas, previsíveis e comparáveis a padrões pré-estabelecidos, elas são tidas como uma percepção estática no tempo e espaço, traduzindo a situação do momento de coleta da amostra (METCALFE, 1989; CAIRNS JUNIOR; PRATT, 1993). Uma forma de enriquecer os dados gerados pelas variáveis tradicionais é com o uso de indicadores biológicos ou bioindicadores (BAYNE, 1989; GRAY, 1992).

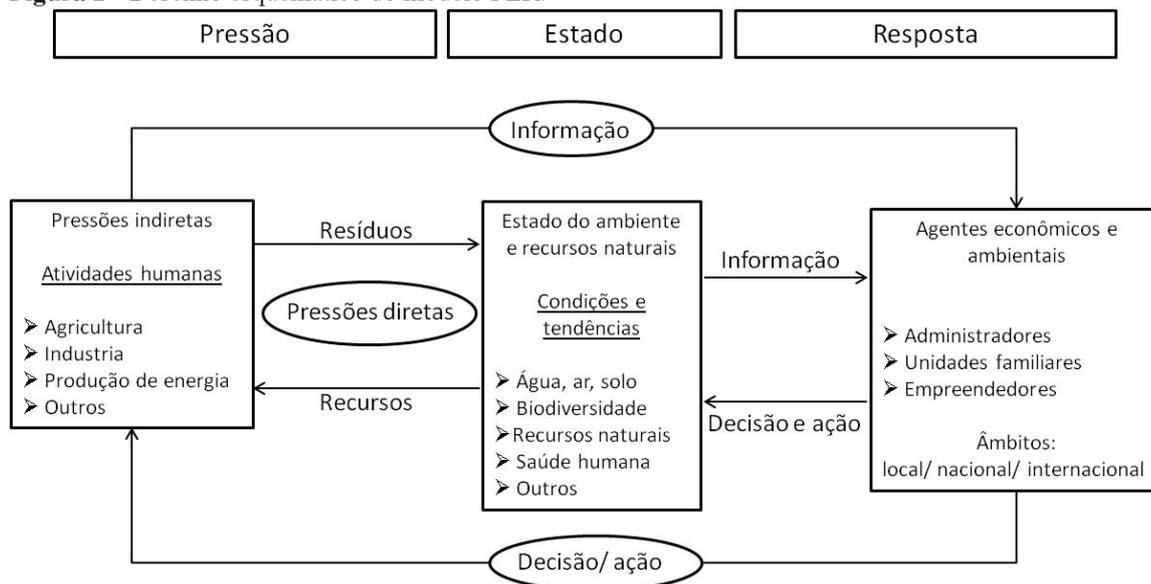
Na literatura os indicadores são conceituados sob diferentes enfoques. Segundo revisão de Gallopin (1996), um indicador pode ser abordado como uma variável, um parâmetro, uma medida estatística, um componente de um índice, a interpretação de um atributo, um modelo empírico da realidade, entre outras interpretações. Independente de como se conceitua um indicador, é consenso que ele se constitui em uma forma de síntese e simplificação de fenômenos complexos de um sistema (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2005). O indicador fornece uma informação objetiva sobre a representação de um atributo operacional (qualidade, propriedade, característica) de um sistema e as inter-relações entre essas variáveis (GALLOPIN, 1996). Sob esse enfoque, os bioindicadores surgiram como uma forma de expressão da qualidade ambiental, utilizando como ferramentas algumas respostas biológicas observáveis ou mensuráveis. As respostas biológicas podem ser avaliadas em diferentes níveis de complexidade, desde as reações metabólicas até a estrutura de uma comunidade (CLEMENTS, 2000). Assim, resumidamente, os bioindicadores podem ser interpretados como organismos ou grupo de

organismos (população e/ou comunidade) e processos biológicos que respondem às diferentes condições e impactos ambientais.

Os indicadores ambientais surgiram para avaliar as condições ambientais após distúrbios provocados pelas atividades humanas e conseqüentes alterações que estas provocavam na integridade ambiental. A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico, do inglês *Organisation for Economic Co-Operation and Development* (OECD), estabeleceu uma estrutura conceitual para o uso de indicadores muito difundida na área ambiental. Este modelo, adaptado e utilizado pela OCDE desde 1970, é conhecido como PER, sigla referente às iniciais das palavras pressão, estado e resposta, (Figura 2). O modelo PER é baseado no conceito de causalidade. Assim, considera-se que as atividades humanas exercem pressões diretas ou indiretas sobre o meio ambiente e, como consequência, são alteradas a qualidade e a quantidade dos recursos existentes. Como resposta, as ações humanas, no âmbito social, político e econômico, buscariam a resolução dos problemas ambientais gerados (OECD, 1993). Muito embora não sejam completamente preconizados por esse modelo, os bioindicadores podem ser utilizados como indicadores de estado e servir de subsídio para ações referentes à reversão de quadros ambientais indesejáveis. Segundo revisão de Quiroga (2001), que traz um levantamento dos indicadores ambientais utilizados pela OECD, o tema biodiversidade aparece como um indicador através da abundância de espécies-chaves¹ selecionadas para estudo. Outros modelos foram criados a partir da adaptação do modelo PER, como o modelo PEIR (pressão – estado – impacto – resposta) utilizado pelo Programa das Nações Unidas e Meio Ambiente (PNUMA), na elaboração da série Global Environment Outlook (GEO), em 1995. Ele introduz o componente impacto para associar mais fortemente os outros componentes do modelo. O componente impacto está implícito também no modelo PER, buscando mensurar o efeito do estado do ambiente sobre os ecossistemas, qualidade de vida, economia etc., (TAYARA; RIBEIRO, 2006).

O uso de bioindicadores é relevante para a avaliação do estado do ambiente, já que fornecem informações integradas dos efeitos provocados pelas pressões antrópicas (DANZ et al., 2007). Podem gerar respostas do efeito sinérgico de impactos provocados ao longo do tempo e no espaço (KLUMPP, 2001). Devido às respostas dos bioindicadores serem efeitos biológicos de um agente ou conjunto de agentes estressores, os sinais sobre a condição de um determinado ambiente são mais rapidamente avaliados. Isso ocorre antes que o problema possa ser detectado em maior amplitude (FRIEDRICH; CHAPMAN; BEIM, 1992).

Figura 2 - Desenho esquemático do modelo PER.



Fonte: Adaptado de OECD (1993).

¹ Para conceito de espécie-chave consultar Garibaldi e Turner (2004, p. 3).

Os bioindicadores são imprescindíveis nos programas de monitoramento ambiental, avaliação de impacto ambiental e análise de risco ecológico. Monitoramento pode ser definido como as medições sistemáticas de variáveis e processos ao longo do tempo, que visam estabelecer se os padrões desejados estão sendo atendidos (SPELLERBERG, 1991). O monitoramento envolve primeiramente as medições e observações que descrevem o estado do ambiente e suas alterações, o que pode ser realizado com os bioindicadores associados às demais variáveis selecionadas (SCIENTIFIC COMMITTEE ON PROBLEMS OF THE ENVIRONMENT - SCOPE, 1972). Em seguida, realizam-se a avaliação e a análise de dados ambientais para determinar possíveis tendências e desenvolver um sistema de alerta relacionado com os critérios pré-estabelecidos (SCOPE, 1972). Por fim, o conjunto de dados obtidos pode ser utilizado para o aprimoramento da gestão ambiental de forma que as condições ambientais desejadas sejam alcançadas (SCOPE, 1972). Resumidamente, portando, o biomonitoramento pode ser definido como o uso sistemático de respostas biológicas para a avaliação de mudanças no meio ambiente, com a intenção de fornecer informações para uso em programas de controle de qualidade ambiental (MATTHEWS et al., 1982).

Na avaliação de impacto ambiental, as etapas seguem basicamente a mesma linha do que foi descrito para o monitoramento, mas ela acontece pontualmente a fim de estimar as alterações provocadas no ecossistema por um impacto ou estresse, passado ou certo de acontecer, localizado e identificado (JENSEN et al., 2006). Na análise de risco ecológico, a palavra ‘risco’, neste contexto, pode ser interpretada como a probabilidade de o ambiente sofrer consequência adversa provocada por alguma ação previsível (WHYTE; BURTON, 1980). Esta visão preditiva da análise de risco pode envolver, por exemplo, a autorização de comercialização e disposição ambiental de substâncias perigosas, como agrotóxicos, medicamentos etc. (JENSEN et al., 2006). Neste caso podem ser utilizados bioindicadores como ensaios ecotoxicológicos (descritos posteriormente neste capítulo) que dão subsídio a esse tipo de decisão.

Como todo indicador, os bioindicadores devem possuir algumas características chave para que sejam utilizados e efetivos nos seus objetivos. Assim, um bioindicador deve ser simples e acessível para a comunicação aos diferentes setores sociais; ter objetividade, flexibilidade e relevância; ser cunhado sob base técnico-científica; ser facilmente mensurável e disponível em escala temporal; ter custo aceitável de operacionalização; ser comparável ou relacionável a outros indicadores (HAMILTON, 1996).

2 ABORDAGENS E RELEVÂNCIA ECOLÓGICA NO USO DE BIOINDICADORES

Na literatura, a diferenciação entre as abordagens empregadas para designar um bioindicador não é clara. Magalhães Júnior (2010) utiliza o termo indicador biológico como sinônimo de bioindicador e o diferencia do indicador ecológico. Sob esta perspectiva, os indicadores ecológicos são referentes à biodiversidade e utilizados para avaliação das alterações na comunidade e no ecossistema. Os indicadores biológicos são organismos que fornecem informações sobre as condições ambientais através de sua ocorrência no ambiente ou pelo seu comportamento sob condições naturais, Kóvacs (1992 apud MAGALHÃES JÚNIOR, 2010). Lima (2001) revisa a abordagem de biomarcadores para bioindicação categorizando-os como uma classe de bioindicadores. Os biomarcadores são respostas biológicas medidas em nível abaixo do indivíduo, sendo indicativos de efeitos diretos de algum agente estressor sobre as respostas moleculares, celulares e teciduais de um organismo (HUGGETT et al, 1992; CAJARAVILLE et al., 2000). Os biomarcadores são geralmente divididos em biomarcadores de exposição, efeito (WALKER et al. 2006) e suscetibilidade (FORBES; PALMQVIST; BACH, 2006). Os biomarcadores

de exposição são aqueles que indicam a exposição de um organismo a um composto contaminante, mas não geram a informação sobre o grau de adversidade do efeito que esta exposição provoca (WALKER et al. 2006), sendo que, neste caso, a resposta é mais ou menos específica da presença de um contaminante no meio. Os biomarcadores de efeito indicam alterações que podem ser relacionadas a efeitos biológicos mensurados (relação de causa e efeito) em níveis de organização biológica (FORBES; PALMQVIST; BACH, 2006), portanto, representam danos ou alterações produzidos pela atuação de elementos tóxicos dentro dos organismos ou são precursores destes efeitos adversos em níveis de organização biológica superior. Já os biomarcadores de suscetibilidade indicam a sensibilidade particular de indivíduos para o efeito de um composto ou aos efeitos de um grupo de compostos (GIL; PLA, 2001).

McGeoch (1998) estabelece três categorias de bioindicadores: ambiental, ecológica e de biodiversidade. Segundo a autora, indicadores ambientais são espécies ou grupo de espécies que respondem de forma preditiva aos distúrbios ambientais ou mudanças no estado do ambiente. Neste caso, os bioindicadores podem ser subdivididos em espécies: sentinelas – espécies sensíveis e introduzidas no ambiente para avaliação de uma situação de risco; detectoras – ocorrem naturalmente no ambiente e respondem às alterações ambientais de forma mensurável; exploradoras – espécies menos sensíveis, cuja presença indica a possibilidade de distúrbio ambiental; acumuladoras – organismos que acumulam compostos contaminantes e permitem sua quantificação; bioensaio – espécies utilizadas em experimentos laboratoriais para detectar a presença de contaminantes em amostras ambientais e para estabelecer a toxicidade de diferentes contaminantes (SPELLERBERG, 1991). Seguindo a categorização da autora, indicadores ecológicos são táxons considerados sensíveis a um fator de estresse ambiental e que geram respostas representativas de um conjunto de taxa presente no ambiente em questão. Finalmente, os indicadores de biodiversidade representam os atributos de uma comunidade em um determinado *habitat*, indicando a situação do ambiente através de informações sobre riqueza de espécies, abundância de determinada taxa, classificação e quantificação de grupos funcionais etc.

Klumpp (2001) aborda os mesmos conceitos descritos anteriormente, distinguindo os organismos bioindicadores em três grupos: organismos apontadores e indicadores ecológicos; organismos teste ou organismos bioensaio, segundo Spellerberg (1991); e organismos monitores (biomonitores). Para o autor, organismos apontadores e indicadores ecológicos são aqueles que sofrem com as alterações ambientais em nível populacional, ou seja, modificando seu tamanho ou estando ausente ou presente no ambiente. Os organismos monitores podem ser utilizados para uma avaliação passiva e/ou ativa das condições ambientais. Na avaliação passiva, os organismos já presentes no ambiente respondem às perturbações ambientais e são monitorados (KLUMPP, 2001). No caso da avaliação ativa, os organismos são introduzidos de forma padronizada no ambiente a ser monitorado e oferecem respostas conhecidas às perturbações diversas (KLUMPP, 2001).

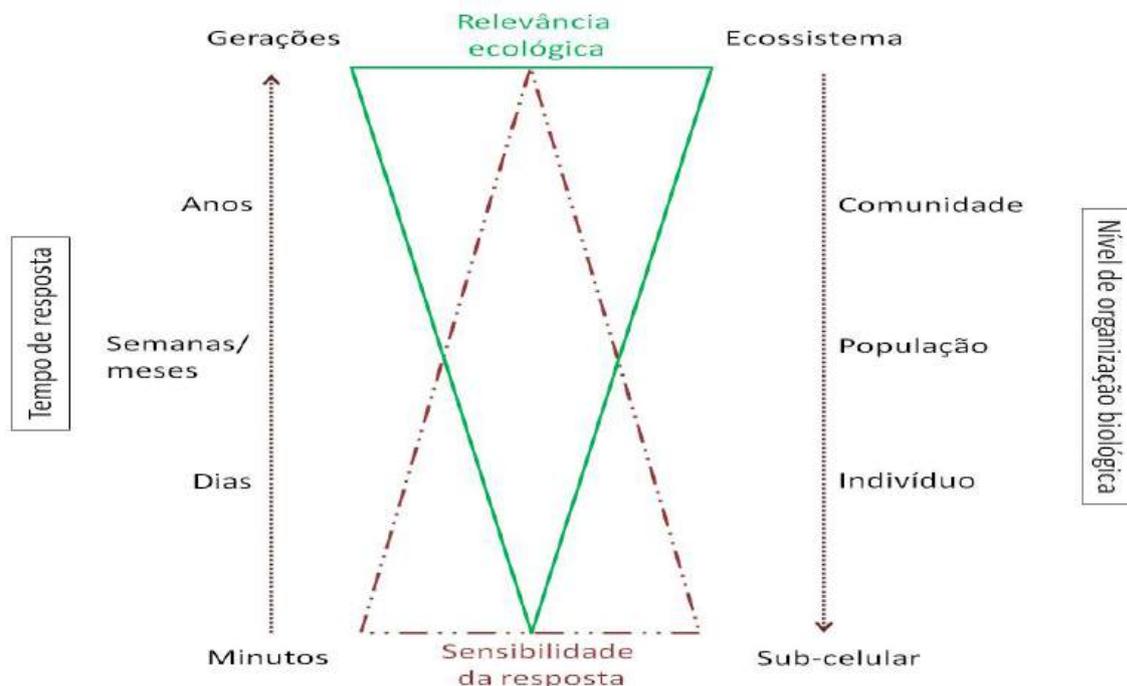
Neste capítulo, o termo bioindicador será sempre utilizado de forma ampla, apontando exemplos de estudos que enfoquem diversos níveis de complexidade e organização. Assim, estando ciente das várias abordagens sugeridas para o uso do termo bioindicador, ele será interpretado como uma classe de indicadores ambientais que aborda diferentes níveis de organização dependendo da abrangência e relevância necessária para interpretação do estado do ambiente em estudo.

Os métodos para a avaliação ambiental com bioindicadores podem seguir duas perspectivas: *bottom-up* e *top-down*. Segundo Buss, Batista e Nessimian (2003), a metodologia *bottom-up* utiliza, fundamentalmente, dados experimentais de laboratório para extrapolação das respostas de um bioindicador para sistemas mais complexos. São parte da metodologia *bottom-up* os testes de toxicidade com respostas e organismos padronizados. Esses estudos geralmente envolvem uma ou poucas espécies sensíveis a um tipo específico de estressor. Já a metodologia *top-down* avalia, no ambiente de interesse,

as alterações da organização estrutural das comunidades biológicas em relação a um padrão conhecido sem o distúrbio. Nesses estudos, vários táxons podem ser avaliados e englobam mais de um tipo de agente estressor no ambiente.

Como dito anteriormente, os bioindicadores podem fornecer informação da integridade ambiental em diversos níveis de organização biológica. Conforme são utilizados níveis mais elevados dessa escala, maior é a relevância ecológica das informações, enquanto que níveis mais baixos são muitas vezes insuficientes para a avaliação complexa do estado do ambiente, em escala temporal e espacial (CAIRNS JUNIOR; MCCORMICK; NIEDERLEHNER, 1993). Respostas bioquímicas ou fisiológicas ocorrem mais rapidamente do que respostas em nível de populações e comunidades. Enquanto respostas em níveis mais baixos de organização podem ocorrer em minutos ou horas, as respostas em níveis elevados de organização podem demorar anos ou gerações para se manifestar (PEAKALL, 1992). Desta forma, a compreensão e a relação de causa e efeito é muito mais clara nos níveis baixos. No entanto, a extrapolação para avaliação em campo e relevância ecológica destes resultados não são muito bem compreendidas (CLEMENTS, 2000) (Figura 3).

Figura 3 - Esquema das relações entre nível biológico e tempo de resposta no estudo com bioindicadores.



Fonte: Adaptado de Peakall (1992); Clements (2000).

3 PRINCIPAIS BIOINDICADORES AQUÁTICOS

Os bioindicadores aquáticos são conhecidos desde o começo do século XX com os trabalhos de Kolkwitz e Marsson (CAIRNS JUNIOR; PRATT, 1993) que através do desenvolvimento de um sistema sapróbico determinavam o grau de contaminação de rios por matéria orgânica. Atualmente, o conceito de bioindicadores aquáticos é mais amplo do que no início dos trabalhos de Kolkwitz e Marsson e suas aplicações são extensivamente avaliadas, embora ainda faltem alguns passos para a sistematização e padronização de seu uso. A seguir são apresentados alguns dos bioindicadores aquáticos mais estudados e utilizados atualmente, destacando-se os grupos de peixes, macroinvertebrados, macrófitas e microrganismos (protozoários, bactérias e algas unicelulares).

3.1 Peixes

Os peixes estão em diversos níveis da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos e todo o ciclo de vida desses organismos acontece dentro dos corpos de água. Estas particularidades refletem a relevância do uso de peixes como bioindicadores da integridade dos ambientes aquáticos (ZHOU et al, 2008). Além disso, os peixes diferem entre espécies e fase do ciclo de vida, em sua tolerância, à quantidade e tipos de contaminação, existindo espécies muito tolerantes a distúrbios e espécies altamente sensíveis. São organismos relativamente grandes, de fácil coleta e identificação em campo e possuem ciclo de vida longo, refletindo o histórico de perturbação de um sistema mesmo em longo prazo (SIMON; LYONS, 1995; ZHOU et al, 2008). Outro fator que contribui para o uso de peixes como bioindicadores é que esses organismos acumulam moléculas orgânicas xenobiontes e elementos metálicos em seus tecidos (GRAY, 2002; DOREA, 2008). Esta condição é extremamente importante para detecção indireta de poluentes presentes na água e avaliação de seus efeitos nos organismos vivos. Considerando que o pescado é um item importante de dieta alimentar humana, a bioacumulação em peixes ainda reflete possíveis riscos à saúde (CLARKSON, 1995).

A bioindicação por peixes pode ser usada nos diversos níveis biológicos, desde respostas metabólicas até em nível de comunidade, tanto em ambientes de água doce como em água salgada (KARR, 1981; CAJARAVILLE et al., 2000; AZEVEDO et al., 2012). A ictiofauna é utilizada como bioindicador de integridade biótica através de índices, inicialmente propostos por KARR (1981). O Índice de Integridade Biótica (IIB), do inglês *Index of Biotic Integrity* (IBI), integra alguns atributos da comunidade de peixes, como a riqueza e abundância de espécies, proporção de indivíduos sensíveis, proporção de espécies nativas, entre outros, que enquadram os corpos de água em classes de condições “sem peixes” a “excelente” (JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). No Brasil, algumas adaptações desse índice já foram realizadas, como é o caso do trabalho de Araújo (1998) que avaliou a integridade do rio Paraíba do Sul, no estado do Rio de Janeiro.

Beitinger (1990) utiliza as reações comportamentais em peixes como um indicativo de estresse ambiental. O autor diz que para um comportamento ser utilizado como um bioindicador, ele deve ser importante para a sobrevivência, crescimento e/ou reprodução do indivíduo, ser relativamente estável em condição de controle e ter uma relação mensurável e não variável entre concentração do estressor e efeito no comportamento. Portner e Knust (2007) avaliam a possibilidade de uso de peixes como bioindicadores de alterações de temperaturas do ambiente aquático. Os autores identificaram que o aumento da temperatura e consequente diminuição de oxigênio das águas modificam as taxas reprodutivas de peixes, diminuem o tamanho populacional e alteram a composição de espécies em uma comunidade.

Alterações histológicas são também utilizadas como indicadores de contaminação em peixes. Bernet et al. (1999) lista uma variedade de biomarcadores histológicos possíveis de serem identificados, ressaltando que eles são respostas de médio prazo a estressores com atuação subletal e podem ser utilizados para avaliação de exposição crônica à contaminantes presentes na água. Dentre os biomarcadores histológicos estão alterações provocadas por distúrbios circulatórios; atrofia, degeneração e/ou necrose de órgãos; hiperatividade celular nos tecidos; desenvolvimento de tumores benignos e malignos.

3.2 Macroinvertebrados bentônicos

Muitos são os trabalhos que apontam os invertebrados aquáticos como bons indicadores ambientais (ROSENBERG; RESH, 1993; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). As características frequentemente consideradas para uso desse grupo de organismos como bioindicadores são levantadas

por revisão de Rosenberg e Resh (1993). Os autores apontam esses organismos como ubíquos, ou seja, estão distribuídos em diversos tipos de ambientes aquáticos garantindo ampla representatividade como bioindicadores. Além disso, são representados por muitas espécies com um amplo espectro de sensibilidade às perturbações ambientais; são sedentários, com pouca mobilidade e podem responder prontamente as perturbações na escala espacial delimitada; apresentam ciclo de vida longo, vivendo grande parte dele na água, e por isso podem integrar efeitos das perturbações ambientais em longa escala temporal (ROSENBERG; RESH, 1993). Acrescentam-se às características acima citadas, o baixo custo e a facilidade de coleta e de identificação taxonômica e a numerosa quantidade de informações ecológicas sobre as taxas que compõem o grupo (FRIEDRICH; CHAMPMAN; BEIM, 1992; LENAT; BARBOUR, 1994; UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 2011).

As respostas dos macroinvertebrados às alterações ambientais são geralmente avaliadas em nível de populações e comunidades. Callisto, Moretti e Goulart (2001) ressaltam que as comunidades bentônicas necessitam de condições ambientais próprias para seu estabelecimento e permanência no ambiente e assim sua composição e atributos podem representar as variações na qualidade do ambiente aquático. De acordo com o mesmo autor, ambientes impactados e poluídos apresentam baixa diversidade biológica e grande densidade de grupos de organismos tolerantes ao impacto. Como dito anteriormente, entre os macroinvertebrados existem espécies características de ambientes notadamente íntegros, com boa qualidade de água e sedimentos, como é o caso dos insetos dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Ambientes moderadamente alterados são mais ocupados por organismos tolerantes como os insetos do grupo Heteroptera e Odonata e crustáceos Amphipoda. Já os ambientes altamente impactados abrigam grupos tolerantes à poluição e alteração de habitat como alguns insetos Chironomidae e anelídeos Oligochaeta (CAIRNS JUNIOR; PRATT, 1993; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). O uso de macroinvertebrados como bioindicadores é um dos mais frequentes em programas de biomonitoramento, sendo utilizados alguns índices como ferramenta, dentre eles o *Belgian Biotic Index* (BBI), *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), BMWP – ASPT (*Average Score Per Taxon*) (SPELLERBERG, 1991; WALLEY; HAWKES, 1997). O BMWP é o índice mais aplicado e utiliza a presença ou ausência de famílias de macroinvertebrados atribuindo notas de 1 a 10 de acordo com a sensibilidade do grupo ao estresse ambiental, sendo que quanto maior o valor do índice menos impactado é o ambiente (WALLEY; HAWKES, 1997). Algumas adaptações do índice BMWP para ambiente aquático brasileiro foram feitas por Junqueira e Campos (1998) e Junqueira et al. (2000).

3.3 Macrófitas Aquáticas

As macrófitas aquáticas são organismos encontrados em ambientes aquáticos variados entre águas doce, salobra e salgadas, de água estacionária ou corrente, e em solos saturados ou alagados (ESTEVES, 1998). Elas podem ser classificadas com base no modo de vida nos grupos: emergente, flutuante fixa e livre, submersa fixa e livre, e epífita (ESTEVES, 1998; POTT, V.; POTT, A., 2000). As macrófitas são importantes produtores primários no ambiente aquático, servindo de fonte de alimento para diversas espécies de animais; liberam nutrientes para a coluna d'água quando de sua decomposição; são substrato para perifíton e fornecem habitat para larvas de peixes e ovos de diversas espécies. Além disso, na região litorânea dos corpos de água, as macrófitas funcionam como “filtro” de material alóctone (ESTEVES, 1998).

O uso de macrófitas aquáticas como bioindicador é mais comum em ambientes de água doce. Segundo levantamento de Pedralli (2003), as características necessárias para a escolha de uma macrófita como espécie bioindicadora são: sedentarismo, ou seja, devem ser fixas a um substrato; apresentar ciclo

de vida longo; ser abundantes e conhecidas taxonomicamente; resistir à manipulação e transporte; ser de fácil manutenção e coleta e ainda possuir característica de bioacumulação de compostos xenobiontes. As comunidades de macrófitas aquáticas são frequentemente utilizadas como indicadores de poluição orgânica de ambientes aquáticos (CARBIENER et al., 1990; ROBACH et al., 1996; DEMARS; HARPER, 1998; THIEBAUT; MULLER, 1999; GINN, 2011). A poluição orgânica, que se caracteriza pelo enriquecimento das águas por matéria orgânica e compostos nitrogenados e fosfatados (WETZEL, 2001), geralmente provoca aumento da biomassa da comunidade e diminuição da diversidade de espécies em um ambiente afetado.

Outro ponto interessante para o uso de macrófitas como bioindicadores é o fato de elas serem capazes de acumular metais em seus tecidos e expressar o estresse oxidativo na exposição a tais elementos (MONFERRÁN et al., 2009; MISHRA et al., 2006; DEVI; PRASAD, 1998). No entanto, Zhou et al. (2008) fazem ressalvas ao uso de macrófitas para indicação de contaminação por metais. Segundo o autor, não existe um padrão claro de respostas das plantas como bioindicadores de exposição. A capacidade metabólica, o efeito sinérgico de íons metálicos acumulados nos tecidos, entre outros fatores, podem dificultar a conclusão precisa da situação do ambiente avaliado (ZHOU, et al., 2008). Outro problema relevante no uso de macrófitas aquáticas como bioindicadores é o fato de suas populações serem sazonais, o que impede a continuidade de observações em programas de biomonitoramento.

3.4 Microorganismos (protozoários, bactérias e microalgas)

Microorganismos como protozoários, bactérias e algas unicelulares são muitas vezes utilizados como indicadores de qualidade de água. No entanto, por terem um ciclo de vida curto, esses organismos refletem as condições do corpo hídrico por apenas algumas semanas antes da coleta de amostras (FRIEDRICH; CHAMPMAN; BEIM, 1992). Assim como é o caso das macrófitas, os microorganismos são muito utilizados para avaliação das más condições ambientais geradas pela poluição orgânica da água. Através de um sistema sapróbico, os microorganismos podem indicar o estado trófico do ambiente aquático e evidenciar seu grau de deterioração (SPELLENBERG, 1991).

Bactérias são geralmente utilizadas para avaliação da qualidade de água em nível sanitário, refletindo a contaminação das águas por fezes de animais de sangue quente. Neste caso, o grupo dos coliformes é o indicador mais utilizado para avaliação de qualidade microbiológica. Em geral, utilizam-se os indicadores: coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*. Protozoários e a comunidade algal podem ser indicadores ambientais em termos de composição de espécies e biomassa, refletindo a existência de poluição orgânica em um ambiente aquático (FOISSNER; BERGER, 1996; USEPA, 2011). No entanto, as algas podem refletir outras condições ambientais através da análise de alguns biomarcadores. Algas respondem metabolicamente a contaminação por pesticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, bifenilas policloradas, dioxinas e metais pesados (TORRES et al., 2008). O uso de protozoários ciliados também vem crescendo na avaliação de qualidade de água. Alguns autores reforçam que entre as vantagens para sua utilização como bioindicadores está a rápida resposta aos estressores ambientais (KCHAOU et al., 2009; JIANG et al., 2011).

4 ENFOQUE ECOTOXICOLÓGICO NO USO DE BIOINDICADORES

O termo ecotoxicologia pode ser definido como a ciência que estuda os efeitos de agentes químicos e físicos sobre organismos vivos, em nível individual, populacional e comunidades dentro de ecossistemas

definidos, incluindo os destinos e interações desses agentes no ambiente (CHASIN; PEDROZO, 2003). A ecotoxicologia permite avaliar os efeitos biológicos e ecológicos de determinado contaminante bem como prever riscos a partir de uma contaminação (HOFFMAN et. al., 2003). Sob o contexto da crescente urbanização e industrialização que têm agravado severamente o problema da poluição dos corpos de água, a ecotoxicologia veio contribuir para a avaliação e detecção de compostos tóxicos que afetam a biota aquática. Embora testes de toxicidade com enfoque aquático tenham sido documentados por volta de 1863 (RAND; WELLS; MCCARTY, 1995), apenas a partir de 1950 a ecotoxicologia aquática teve credibilidade nas discussões e elaboração de critérios e padrões direcionados à manutenção da qualidade dos recursos hídricos (ZAGATTO, 2006).

Os bioindicadores sob o foco da ecotoxicologia ou organismos bioensaios são empregados nas metodologias de avaliação ambiental *bottom-up*, já citadas neste capítulo. A toxicidade de estressores no meio hídrico é avaliada por meio de testes ecotoxicológicos com organismos representativos do ambiente aquático que apresentam diferentes graus de sensibilidade a diferentes compostos. As espécies escolhidas para teste podem ser selecionadas com base na sensibilidade ao contaminante testado, no hábito alimentar, na distribuição geográfica, na relação taxonômica com espécies nativas ou por já existir um procedimento estabelecido como padrão de análise (USEPA, 1994). Os testes de toxicidade com organismos aquáticos mais usados e já padronizados no Brasil utilizam: peixes, como *Pimephales promelas* e *Danio rerio*; microcrustáceos, como *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* e algas como *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus subspicatus* e *Pseudokirchneriella subcapitata* (COSTA et al., 2008). Adams (2003) cita também os organismos anfípodos, como *Hyaella azteca*, e larvas de insetos, como *Chironomus* sp. As espécies marinhas, listadas por Proserpi e Nascimento (2006), utilizadas em testes de toxicidade incluem: os peixes *Gasterosteus aculeatus*, *Menidia* sp, *Cyprinodon variegatus*; o crustáceo *Mysidopsis bahia*; a alga *Champia parvula* e os equinodermos *Arbacia punctulata*, *Strongylocentrotus purpuratus* e *Dendraster excentricus*. As bactérias *Vibrio fischeri* e *Spirillum volutans* também têm sido utilizadas em testes de toxicidade (IRELAND; HO, 2005; COSTA et al., 2008). O teste de toxicidade com *V. fischeri* é considerado uma alternativa eficiente devido à correlação que apresenta com outros bioensaios que utilizam peixes e invertebrados, e pela rapidez de obtenção dos resultados (KAISER, 1998).

Os testes de toxicidade podem ser realizados com diferentes períodos de exposição, dependendo da resposta biológica que se está investigando. Os testes de toxicidade aguda expõem o organismo ao agente tóxico por um curto período em relação ao tempo de vida do organismo e usualmente são avaliadas a letalidade e os efeitos que precedem à morte do organismo teste (RAND; PETROCELLI, 1985; ADAMS, 2003). Os testes de toxicidade crônica expõem o organismo por um período de tempo maior, abrangendo a totalidade do seu ciclo de vida ou parte dele, com concentrações subletais do agente tóxico. Com os testes crônicos podem ser avaliadas diversas variáveis finais ou *endpoints* como distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais (biomarcadores) dependendo da fase do ciclo de vida do organismo e da espécie utilizada (RAND; WELLS; MCCARTY, 1995; BURTON JUNIOR; MACPHERSON, 1995). Outra abordagem utilizada são os bioensaios com comunidade ou testes multiespécies. Esses ensaios permitem que diferentes espécies de diferentes níveis tróficos sejam simultaneamente expostas ao poluente ou amostra a ser avaliada (TRIFFAULT-BOUCHET; CLEMENT; BLAKE, 2005). Nestes testes, os organismos podem interagir uns com os outros e, conseqüentemente, influenciar a resposta de cada espécie à amostra testada bem como alterar a partição dos poluentes entre os componentes bióticos e abióticos (sedimento, água e biota) (CLEMENT et al., 2004).

5 ABORDAGEM NORMATIVA DO USO DE BIOINDICADORES NO BRASIL

No Brasil, o uso de bioindicadores aquáticos sob o ponto de vista normativo está implícito na Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005)² e pela Portaria nº 2919 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). A resolução CONAMA 357/05, alterada por outras resoluções, como a 430/2011, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A Portaria 2919/11 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ambos, resolução e portaria acima citadas, orientam a avaliação do componente biótico da qualidade de água apenas por variáveis microbiológicas, considerando sua análise para classificação quanto à balneabilidade e potabilidade. Assim, consideram-se mensuráveis os coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e enterococos, estes últimos aplicáveis somente às águas marinhas, e coliformes totais. Outros atributos da biodiversidade não são até então contemplados de forma normativa. Na Resolução 357, o uso de bioindicadores também está apontado no artigo 34 referente aos padrões de lançamento de efluentes nos corpos de água. Segundo a resolução os efluentes não devem causar efeitos tóxicos a organismos aquáticos no corpo receptor, sendo que os critérios de toxicidade devem ser baseados em ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.

² A Resolução CONAMA nº 357/2005 foi alterada pelas Resoluções CONAMA nº 370, de 2006; nº 397, de 2008; nº 410, de 2009; e nº 430, de 2011. No entanto, não se estabeleceram novas interpretações para a variável microbiológica.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, W. J. Aquatic toxicology test methods. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JUNIOR, G. A. (Ed.). **Handbook of ecotoxicology**. Florida: Lewis Publishers; CRC Press, 2003. p. 19-44.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando comunidades de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 547-558, 1998.
- AZEVEDO, J. S. et al. Are Catfish (Ariidae) effective bioindicators for Pb, Cd, Hg, Cu and Zn?. **Water Air Soil Pollut**, v. 223, p. 3911-3922, 2012.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookman Companhia, 2005. 622 p.
- BAYNE, B. L. Measuring the biological effects of pollution: the mussel watch approach. **Water Science and Technology**, v. 21, p. 1089-1100, 1989.
- BEITINGER, T. L. Behavioral reactions for the assessment of stress in fishes. **Journal Great Lakes Research**, v. 16, n. 4, p. 495-528, 1990.
- BERNET, D. et al. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v. 22, p. 25-34, 1999.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2011. Seção 1, p. 266.
- _____. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2005. p. 58-63.
- BURTON JUNIOR, G. A.; MACPHERSON, C. Sediment toxicity testing issues and methods. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JUNIOR, G. A. (Ed.). **Handbook of ecotoxicology**. Florida: Lewis Publishers; CRC Press, 1995. p. 111-150.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.
- CAIRNS JUNIOR, J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman e Hall, 1993. p. 10-27.
- CAIRNS JUNIOR, J.; MCCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, p. 1-44, 1993.

- CAJARAVILLE, M. P. et al. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. **Science of the Total Environment**, v. 247, p. 295-311, 2000.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CARBIENER, R. et al. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). **Vegetatio**, v. 86, p. 71-88, 1990.
- CARPENTER, S. R. et al. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, p. 68-79, 1998.
- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed). **Water Quality Assessments: a Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. Cambridge: University Press, 1996. p. 74-133.
- CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, M. F. M. O estudo da toxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Ed.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima, 2003. p. 1-25.
- CLARKSON, T. W. Environmental contaminants in the food chain. **American Journal of Clinical Nutrition**, v. 61, p. 682-690, 1995.
- CLEMENT, B. et al. Assesment of sediment ecotoxicity and genotoxicity in freshwater laboratory microcosms. **Ecotoxicology**, v. 12, p. 323-333, 2004.
- CLEMENTS, W. H. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 7, p. 113-116, 2000.
- COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 1820-1830, 2008.
- DANZ, N. P. et al. Integrated measures of anthropogenic stress in the U.S. Great Lakes Basin. **Environmental Management**, v. 39, p. 631-647, 2007.
- DEMARS, B. O. L.; HARPER, D. M. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. **Hydrobiologia**, v. 384, 1998.
- DEVI, S. R.; PRASAD, M. N. V. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (Coontail), a free-floating macrophyte: response of antioxidant enzymes and antioxidants. **Plant Science**, v. 138, p. 157-165, 1998.
- DOREA, J. G. Persistent, bioaccumulative and toxic substances in fish: human health considerations. **Science of the Total Environment**, v. 400, p. 93-114, 2008.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **EEA core set of indicators:** guide. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005. 38 p. (EEA Technical Report, 1).
- FOISSNER, W.; BERGER, H. A. user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste, with notes on their ecology. **Freshwater Biology**, v. 35, n. 2, p. 375-482, 1996.
- FORBES, V. E.; PALMQVIST, A.; BACH, L. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 25, p. 272-280, 2006.
- FRIEDRICH, G.; CHAPMAN, D.; BEIM, A. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Ed). **Water Quality Assessments:** a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2. ed. Cambridge: University Press, 1992. 651 p.
- GALLOPIN, G. C. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators: a systems approach. **Environmental Modelling & Assessment**, v. 1, p. 101-117, 1996.
- GARIBALDI, A.; TURNER, N. J. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. **Ecology and Society**, v. 93, p. 1-18, 2004.
- GIL, F.; PLA, A. Biomarkers as biological indicators of xenobiotic exposure. **Journal of Applied Toxicology**, v. 21, p. 245-255, 2001.
- GINN, B. K. Distribution and limnological drivers of submerged aquatic plant communities in Lake Simcoe (Ontario, Canada): utility of macrophytes as bioindicators of lakes status. **Journal of Great Lakes Research**, v. 37, p. 83-89, 2011.
- GRAY, J. S. Biological and ecological effects of marine pollutants and their detection. **Marine Pollution Bulletin**, v. 25, p. 48-50, 1992.
- GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, p. 46-52, 2002.
- HAMILTON, K. **Policy-Driven indicators for sustainable development:** Mediterranean Blue Plan Environmental Performance Indicators Workshop. Damasco: Bank Mundial, 1996.
- HOFFMAN, D. J. et al. Introduction. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JUNIOR, G. A. (Ed.). **Handbook of ecotoxicology**. Florida: Lewis Publishers; CRC Press, 2003. p. 1-16.
- HUGGETT, R. J. et al. **Biomarkers:** biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Florida: Lewis Publishers. 1992. 347 p.
- IRELAND, D. S.; HO, K. T. Toxicity tests for sediment quality assessments. In: DEN BESTEN, P. J.; MUNAWAR, M. (Ed.) **Ecotoxicological testing of marine and freshwater ecosystems:** emerging techniques, trends, and strategies. Cincinnati: CRC Press; Taylor & Francis Group, 2005. p. 1-42.
- JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 442-462, 2008.

- JENSEN, J. et al. Principles and concepts in ecological risk assessment. In: JENSEN, J.; Mesma, M. (Ed.) **Ecological risk assessment of contaminated land**. London: UNESCO, 2006.
- JIANG, Y. et al. An approach to analyzing spatial patterns of planktonic ciliate communities for monitoring water quality in Jiaozhou Bay, northern China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 227–235, 2011.
- JUNQUEIRA, M. V. et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (Minas Gerais, Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 12, n. 1, p. 73-87, 2000.
- JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Belo Horizonte, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.
- KAISER, K. L. E. Correlations of vibrio fischeri bacteria test data with bioassay data for other organisms. **Environmental Health Perspectives Supplements**, v. 106, n. 2, p. 583-591, 1998.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21- 27, 1981.
- KCHAOU, N. et al. Distribution of ciliates in relation to environmental factors along the coastline of the Gulf of Gabes, Tunisia. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 83, p. 414–424, 2009.
- KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Ed.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 77-94.
- LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrates communitie structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: COEB, S. L; SPACIE, A. (Ed.). **Biological monitoring of aquatic systems**. Florida: Lewis Publishers; Boca Ratom, 1994. p. 171-186.
- LIMA, J. S. Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Ed.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. 285 p.
- LLOYD, R. **Pollution and freshwater fish**. Oxford: Fishing News Books, 1992. 192 p.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 688 p.
- MATTHEWS, R. A. et al. Biological monitoring, part II A: receiving system functional methods, relationships and indices. **Water Reserch**, Blacksburg, v. 16, p. 129-139, 1982.
- MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, Cambridge, v. 60, p. 101-139, 1989.

MISHRA, S. et al. Lead detoxification by Coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. **Chemosphere**, v. 65, n. 6, p. 1027-1039, 2006.

MONFERRÁN, M. V. et al. Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*. **Environmental Pollution**, Cambridge, v. 157, n. 8-9, p. 2570-2576, 2009.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. (OECD) **core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state of the environment**. Paris: OECD, 1993. (Environment monographs, 83).

PARRY, R. Agricultural phosphorus and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. **Journal of Environmental Quality**. v. 27, n. 2, p. 258- 261, 1998.

PEAKALL, D. B. Animal biomarkers as pollution indicators. London: Chapman & Hall, 1992. (Ecotoxicology, 1).

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 171-188.

PORTNER, H. O.; KNUST, R. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. **Science**, v. 315, p. 95-97, 2007.

POTT, V. J.; POTT, A. Plantas aquáticas do Pantanal. Corumbá: EMBRAPA, 2000. 353 p.

PROSPERI, V. A.; NASCIMENTO, I. A. Avaliação ecotoxicológica de ambientes marinhos e estuarinos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Ed.). **Ecotoxicologia Aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, 2006. p. 269-292.

QUIROGA, R. M. **Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas**. Santiago de Chile: Naciones Unidas; CEPAL, 2001. 118 p. (Serie Manuales, 16).

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. Washington: Hemisphere Publishing, 1985. 666 p.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. Introduction to aquatic toxicology. In: RAND, G. M. (Ed.). **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. Washington, D.C: Taylor & Francis, 1995. p. 3-70.

ROBACH, F. et al. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in northeast France. **Hydrobiologia**, v. 340, p. 67-76, 1996.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 1-9.

SCIENTIFIC COMMITTEE ON PROBLEMS OF THE ENVIRONMENT (SCOPE). **Global Environmental Monitoring**. Stockholm: SCOPE, 1972. Disponível em: < https://dgc.carnegiescience.edu/SCOPE/SCOPE_1/SCOPE_1.html>. Acesso em: 27 out. 2012.

SIMON, T. P.; LYONS, J. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: DAVIS, W. S.; T. P. SIMON (Ed.). **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making**. Florida: Lewis Publishers, 1995. 432 p.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring ecological change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 334 p.

TAYARA, F.; RIBEIRO, H. Sustainability indicators models: synthesis and critical evaluation of the main experiences. **Saúde e Sociedade**, v. 15, n. 1, 2006.

THIEBAUT, G.; MULLER, S. A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralized streams in northeastern France. **Hydrobiologia**, v. 410, p. 17-24, 1999.

TORRES, M. A et al. Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, p. 1-15, 2008.

TRIFFAULT-BOUCHET, G.; CLÉMENT, B.; BLAKE, G. Assessment of contaminated sediments with an indoor freshwater/sediment microcosm assay. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, p. 2243-2253, 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Biological Indicators of Watershed Health: periphyton as indicators**. 2011. Disponível em: <<http://www.epa.gov/bioiweb1/html/periphyton.html>> Acesso em: 31 out. 2012.

_____. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediments associated contaminant with freshwater invertebrates**. Washington: United States Environmental Protection Agency, 1994. 133 p.

WALKER, C. H. et al. **Principles of ecotoxicology**. 4. ed. Florida: CRC Press, 2006. 315 p.

WALLEY, W. J.; HAWKES, H. A. A computer-based development of the biological monitoring working party score system in incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water Research**, v. 31, p. 201-210, 1997.

WEINER, E. R. **Applications of Environmental Aquatic Chemistry: a practical guide**. 3. ed. Florida: CRC Press, 2007. 456 p.

WETZEL, R.G. **Limnology**. San Diego: Elsevier Academic Press. 2001. 1006 p.

WHYTE, A. V.; BURTON, I. **Environment Risk Assessment (SCOPE 15)**. 1980. Disponível em: <<http://www.scopenvironment.org/downloadpubs/scope15/index.html>>. Acesso em: 7 nov. 2012.

ZAGATTO, P. A. Validação de testes de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Ed.). **Ecotoxicologia Aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, 2006. 464 p.

ZHOU, Q. et al. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta**, v. 606, n. 2, p. 135-150, 2008.

CAPÍTULO X

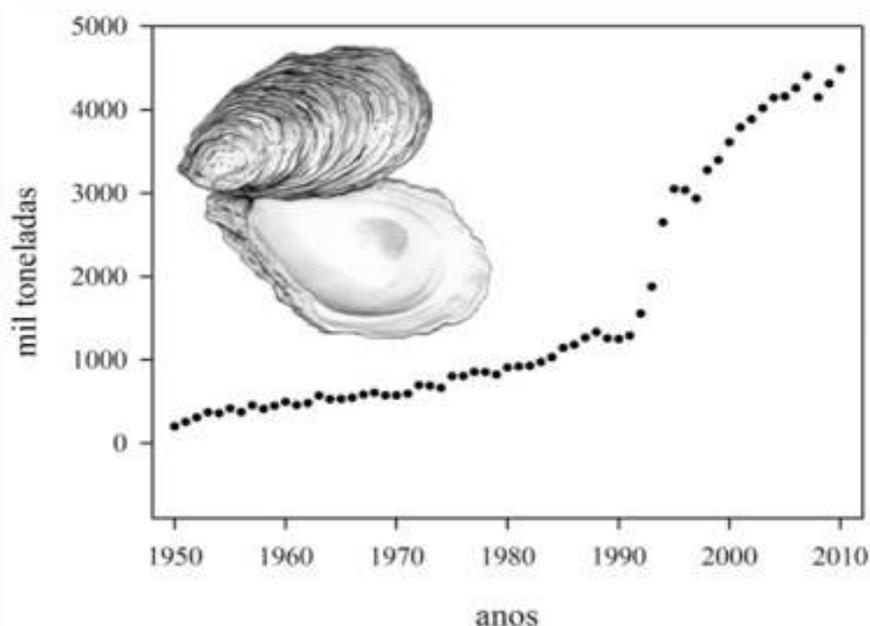
A APTIDÃO DE CALCEÍNA COMO MARCADOR DE CRESCIMENTO IN SITU NAS OSTRAS CULTIVADAS E NATIVAS EM REGIÕES SUBTROPICAIS E TROPICAIS DO BRASIL

Marko Herrmann¹

1 QUAL A IMPORTÂNCIA DA OSTREICULTURA?

Atualmente, em nível mundial, a ostreicultura desempenha um papel importante na alimentação humana que quadruplicou nos últimos 20 anos (Figura 1), chegando a quase 4,5 milhões de toneladas, com um valor de mercado de aproximadamente 3,6 bilhões de dólares em 2010, representando 8% da produção aquícola mundial em relação aos animais cultivados (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO, 2012). Recentemente, os cultivos de ostras no Brasil possuem elevado potencial de crescimento. Nas regiões estuarinas do Brasil está sendo cultivada a ostra do mangue (inglês: mangrove cupped oyster) *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), a ostra brasileira (inglês: Brazilian oyster) *Crassostrea brasiliiana* (Lamarck, 1819), que vivem em co-ocorrência e são nativas do Brasil, e a ostra do Pacífico (inglês: Pacific cupped oyster) *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), também conhecida como ostra japonesa, que é uma espécie exótica introduzida pela primeira vez no Brasil em 1974, no município de Cabo Frio, Rio de Janeiro (POLI, 1998). Em 2010, a produção da aquicultura de ostras no Brasil alcançou 1,9 mil toneladas (0,4% da produção total da aquicultura nacional) com quase 5 milhões de dólares de geração de receitas, em que a produção de ostras ocorreu, principalmente, em função do cultivo da espécie *C. gigas* (FAO, 2012).

¹ Doutor em Ciências Naturais. Professor do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais, Professor do Curso de Engenharia de Pesca da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH. E-mail: marko.herrmann@ufra.edu.br.

Figura 1 - Desenvolvimento da ostreicultura no mundo.

Fonte: FAO (2012).

2 O QUE A OSTREICULTURA TEM A VER COM A TAXA DE CRESCIMENTO?

Há dois objetivos principais em qualquer sistema de cultivo: primeiro, maximizar a taxa de crescimento e segundo, minimizar os custos de produção. A rápida taxa de crescimento minimiza o tempo para atingir um tamanho comercial e diminui o risco. A redução dos custos de produção favorece uma operação rentável.

3 O QUE É A TAXA DE CRESCIMENTO?

A taxa de crescimento de um organismo fornece dados básicos ecológicos e é um dos principais parâmetros para descrever a dinâmica das populações respectivas. Na pesca, as taxas de crescimento ligadas com os dados de recrutamento são utilizadas para estimar o rendimento sustentável (JENNINGS; KAISER; REYNOLDS, 2001; HILBORN; WALTER 2003; KING, 2007). O crescimento é fortemente influenciado pelas condições ambientais e qualquer variação no meio ambiente influenciará a sua taxa de crescimento. Estas alterações na taxa de crescimento podem ser visíveis como linhas de crescimento, ou descontinuidades abruptas no material calcificado sobre as partes duras de animais (Figura 2). As linhas de crescimento observadas na parte dura podem também serem encontradas nas escamas, ossos operculares, vértebras, otólitos e espinhas de peixes, nas conchas de bivalves e gastrópodes, e em estatólitos de lula. Estímulos ambientais que provocam uma desaceleração, interrupção ou cessação que influenciam a formação de linhas de crescimento, podem ser aleatórias ou periódicas. Eventos aleatórios tais como ciclones ou ataques malsucedidos por predadores podem causar o stress suficiente para produzir linhas de perturbação, embora o momento da formação dessas linhas seja desconhecido, torna-os inadequados

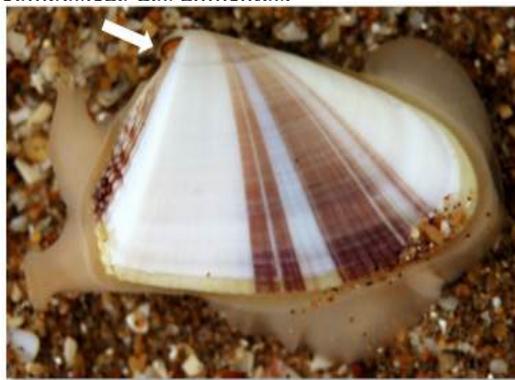
para utilização em análises de crescimento (Figura 3). Eventos regulares ou periódicos podem produzir uma série de linhas periódicas, as quais, uma vez que são formadas em intervalos de tempo conhecidos, podem ser usados para estimar o crescimento. Períodos regulares resultam em linhas de crescimento ocasionados pelo movimento planetário - dia, marés, meses lunares e anos. Eventos anuais que resultam em linhas de crescimento incluem a diminuição da temperatura das águas associados com o inverno em regiões mais frias, e a baixas salinidades associadas com a estação das chuvas em algumas regiões tropicais. As linhas podem, também, serem formadas durante a desova, que não pode ser considerado um evento anual. Linhas de crescimento podem também ser formadas em intervalos mais curtos, tais como o mês lunar e o dia solar, no qual as variações de crescimento podem estar associadas a alterações no comportamento ou a disponibilidade de alimento. Como parâmetro chave no contexto da história de vida de um organismo, os esforços de pesquisa têm-se concentrado no desenvolvimento de métodos adequados para medir o crescimento. Assim como muitas espécies de bivalves são comercialmente e artesanalmente importantes e explorados (MCLACHLAN et al., 1996), as taxas de crescimento têm sido bem estudadas em bivalves. Vários métodos foram usados para medir as taxas de aumento do crescimento da concha, incluindo a) análise de incremento de tamanho através de experimentos de marcação e recaptura, b) análise de distribuições de frequência de comprimentos, c) análise do anel de crescimento da concha, d) análise dos isótopos estáveis e e) análise de idade utilizando o pigmento autofluorescente lipofuscina (Tabela 1).

Figura 2 - Conchas de *Crassostrea gigas* mostrando linhas periódicas de crescimento.



Fonte: FAO (2007).

Figura 3 - Concha de *Donax hanleyanus* mostrando uma série de faixas concêntricas, as quais podem ter sido formadas, por exemplo, estações do ano. A primeira banda a partir do umbo (seta) é provavelmente que seja o resultado de um ataque malsucedido por um predador ou uma diferença na composição dos alimentos.



Fonte: Herrmann (2009a).

Tabela 1 - Taxas de crescimento de bivalves comercialmente extraídos e artesanalmente usados têm sido bem estudados por um grande número de autores no passado, usando uma variedade de métodos: (I) análise de incremento de tamanho através de experimentos de marcação e recaptura, (II) análise de distribuições de frequência de comprimentos, (III) análise do anel de crescimento da concha, (IV) análise dos isótopos estáveis e (V) análise de idade utilizando o pigmento autofluorescente lipofuscina.

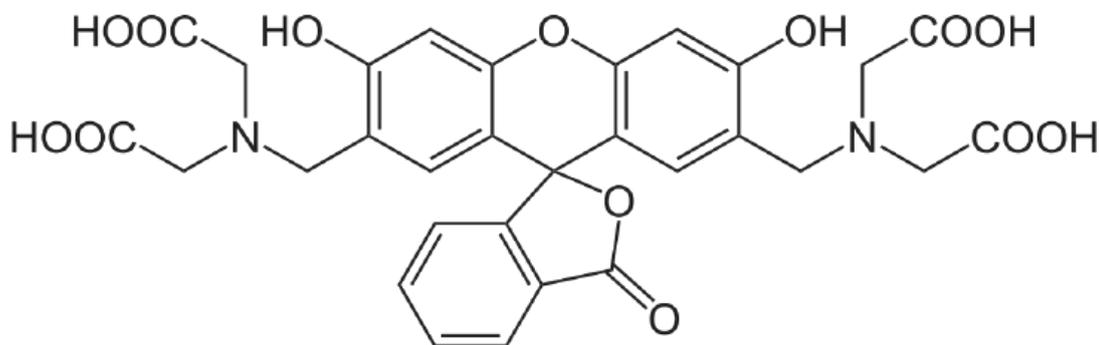
Análise	Referência
I (etiquetas)	Heald (1978); Mitchell; Crawford; Rushton, 2000; Honkoop and Bayne (2002); Riascos and Urban (2002); Hart and Joll (2006); Kimbro; Largier; Grosholz, 2009
I (gravuras)	Ropes and Merrill (1970); Richardson (1989); Richardson Seed e Naylor (1990); McQuaid and Lindsay (2000); Laudien; Brey; Arntz, 2003
I (marcas de tintas)	Seed (1969); Beal et al. (1999); Kesler; Newton; Green, 2007; Hollebone and Hay (2008)
I (corantes fluorescentes)	Hidu and Hanks (1968); Richardson; Crisp; Runham (1979); Parsons et al. (1993); Rowley and Mackinnon (1995); Kaehler and McQuaid (1999); Sato-Okoshi and Okoshi (2002); Heilmayer et al. (2005); Miya-ji et al. (2007); Riascos et al. (2007); Herrmann et al. (2009d); Lepore et al. (2009); Caceres-Puig et al. (2011); Linard et al. (2011)
II	Nayar (1955); Alagarwami (1966); Talikhedkar et al. (1976); Arntz et al. (1987); Gaspar, Ferreira e Monteiro (1999); Herrmann et al. (2009c); Herrmann et al. (2009d); Herrmann et al. (2011)
III	Capezzani et al. (1971); Ansell and Lagardère (1980); Guillou and Le Moal (1980); Sasaki (1981); Richardson (1989); Ramon, Abello e Richardson (1995); Fiori and Morsán (2004); Morsán and Orensanz (2004)
IV	Jones, Williams e Arthur (1983); Brey and Mackensen (1997); Heilmayer et al. (2003); Carré et al. (2005); Jones, Quitmyer e Andrus (2005); Schöne and Giere (2005)
V	Lomovasky et al. (2002); Bosley and Dumbauld (2011); Guerra et al. (2012); Hiebenthal et al. (2012)

Fonte: Tabela expandido de Herrmann et al. (2009d).

As análises de distribuição da frequência de tamanho são amplamente utilizadas para estimar a taxa de crescimento em espécies de climas temperados com coortes identificáveis, regiões de pico e com um ciclo reprodutivo cíclico (HERRMANN et al., 2009b; HERRMANN et al., 2009c; HERRMANN et al.,

2009e; HERRMANN et al., 2011). No entanto, em espécies subtropicais a reprodução e o crescimento, muitas vezes, ocorrem durante o ano todo, resultando na ausência de coortes claramente definidos (SASTRY, 1979; URBAN, 2001), devido a isso, as análises de distribuição da frequência de tamanho podem não ser adequadas para estimar o crescimento de espécies em regiões tropicais (SPARRE; VENEMA, 1998; CHAGAS; HERRMANN, 2016). Nessas espécies, experimentos de marcação e recaptura parecem ser mais apropriados para estimar as taxas de crescimento, pois são mais baratos e fáceis de aplicar (FUJIKURA; OKOSHI; NAGANUMA, 2003; HERRMANN et al., 2009d; LEPORE et al., 2009). No entanto, os métodos tradicionais de marcação, mostrados na Tabela 1, envolvem a manipulação física das conchas, o que pode levar a interrupção do crescimento de concha (JONES; THOMPSON; AMBROSE, 1978). Além disso, bivalves juvenis muitas vezes não podem ser marcados do modo clássico, devido ao seu pequeno tamanho e seu difícil manejo, no entanto, elas são necessárias para o cálculo da curva de crescimento de Von Bertalanffy (1938) da população estudada. Recentemente, as técnicas químicas foram utilizadas para estudos de crescimento de moluscos, utilizando fluorocromos como, por exemplo, as tetraciclina, laranja de xilenol, vermelho de alizarina e calceína (DAY; WILLIAMS; HAWKES, 1995; ROWLEY; MACKINNON, 1995; KAEHLER; MCQUAID, 1999; MORAN, 2000; THÉBAULT et al., 2006; RIASCOS et al., 2007; LUCAS et al., 2008; HERRMANN et al., 2009d; LEPORE et al., 2009; CACERES-PUIG et al., 2011; VAN DER GEEST et al., 2011; LINARD et al., 2011). Os fluorocromos são incorporados no carbonato de cálcio recém mineralizado que compõe a concha, fornecendo uma marca de crescimento de referência verde, fluorescente e brilhante, visível sob um microscópio de fluorescência equipado com luz azul e a partir do qual o crescimento da concha pode ser medido (WILSON; BECKMAN; DEAN, 1987). Obviamente, para ser um marcador de crescimento adequado, fluorocromos não devem ser tóxicos e não devem afetar negativamente o crescimento ou a sobrevivência. Uma série de estudos sobre moluscos bivalves indicam que o fluorocromo calceína (Figura 4) proporciona marcas fluorescentes de longa duração, sem efeitos negativos detectáveis sobre o desempenho do crescimento e sobrevivência (EADS; LAYZER, 2002; HEILMAYER et al., 2005; MORAN; MARKO, 2005; RIASCOS et al., 2007; LUCAS et al., 2008; HERRMANN et al., 2009d; LEPORE et al., 2009).

Figura 4 - Fórmula de estrutura do marcador de crescimento de fluorescência calceína, fórmula empírica: $C_{30}H_{26}N_2O_{13}$, peso molecular: 622,53 g/mol, sinónimos: Bis [N-bis (carboxymethyl)aminomethyl] fluorescein, Fluorescein-bis (methyliminodiacetic acid) ou Fluorexon Sigma número de CAS:1461-15-0.

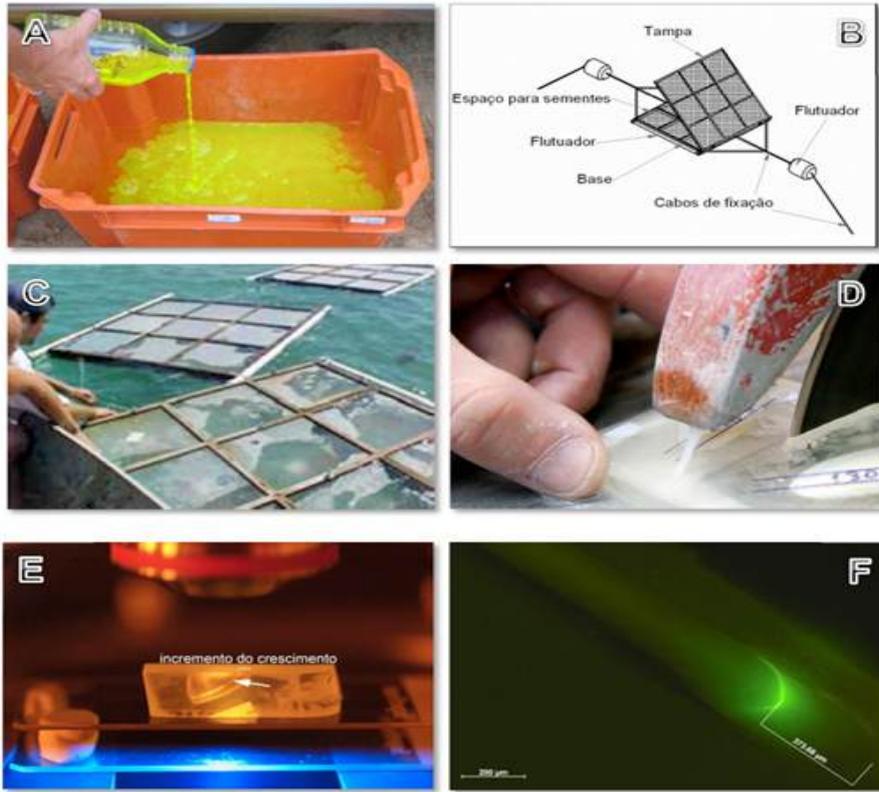


4 COMO APLICAR A TÉCNICA DE MARCAÇÃO COM O CALCEÍNA?

A análise de crescimento das populações de ostras subtropicais do gênero *Crassostrea* sp. pode ser realizado num experimento de marcação *in situ*, utilizando o marcador de fluorescência calceína. As ostras podem ser coletadas no manguezal ou utilizadas de um cultivo (no total mínimo de 320 indivíduos). Para evitar altas taxas de mortalidade durante a marcação (Figura 5A), recomenda-se levar os indivíduos para testes (por ex. 240 indivíduos), a um laboratório com condições controlado. Estes indivíduos devem ser mantidos em água a temperatura ambiente, em tanques aerados e escuros para prevenir a degradação química da fluorescência durante o período de imersão.

Além deste, deve-se manter um grupo controle não marcado de, por exemplo, 80 espécimes, onde devem ser mantidos nas mesmas condições. A concentração e o período de imersão do marcador de calceína (50 mg L⁻¹ por 3 h) devem ser escolhidos de acordo com estudos realizados com outros bivalves (HEILMAYER et al., 2005; RIASCOS et al., 2007; HERRMANN et al., 2009d; LEPORE et al., 2009; VAN DER GEEST et al., 2011). Após a imersão, os animais testes devem ser soltos *in situ*, em berçários experimentais tipo caixa flutuante (Figura 5B, C), em quadruplicata, por pelo menos 42 dias. A cada sete dias, durante oito semanas, as ostras em teste devem ser sacrificadas e as conchas vazias devem ser limpas e secas. Para a análise das marcas de crescimento já incorporadas, os animais devem ser levados ou a um laboratório equipado com o sistema esclerocronologia, necessário para observação das marcas. Uma seção transversal da concha deve ser cortada do eixo maior do crescimento com uma serra com disco de diamante após ser embebido em resina epoxicure e ter endurecido (Figura 5D). Posteriormente, as amostras seccionadas devem ser sucessivamente polidas sobre um painel de vidros com diferentes graus de carboneto de silício em pó, e, finalmente, com uma suspensão de óxido de alumínio. As marcas devem ser detectadas através de fotografias sobre um microscópico fluorescente, usando luz azul do comprimento de onda de 460 a 490 nm (Figura 5E). O crescimento das ostras deve ser determinado com medidas micrométricas da distância entre a marca corada e a margem do crescimento (Figura 5F, 6). O crescimento absoluto deve ser medido através do crescimento da concha ao longo do tempo. Uma função de crescimento de Von Bertalanffy (1938) deve ser ajustada para dados de crescimento, derivados das marcas fluorescentes, usando o software FiSAT II (GAYANILO; SPARRE; PAULY, 2005).

Figura 5 - Experimento *in situ* do estudo do crescimento de bivalves, mostrando a marcação com calceína dissolvida de 50 mg por litro (A), um desenho de berçário experimental tipo caixa flutuante (B), berçários experimentais tipo caixa flutuante no mar da dimensão de 40x40x40 cm (C), blocos de resina epóxi, sendo seccionadas transversalmente ao longo de seu eixo de crescimento com uma serra equipada com um disco de diamante (D), bloco de resina epóxi (aqui do exemplo de *D. hanleyanus*, coletados após 45 dias de tempo experimental), mostrando a marca de calceína detectada com um microscópio fluorescente, equipado com luz azul, visível a olho nu (E) e crescimento determinado no corte transversal com medidas micrométricas da distância entre a marca corada e a margem do crescimento (aqui também do exemplo de *D. hanleyanus*) (F).



Fonte: Herrmann (2008).

Figura 6 - Seção transversal da concha de *Mesodesma mactroides* (comprimento da concha total = 9,93 mm) depois de um experimento de crescimento *in situ* de 45 dias, observado através de um microscópio de fluorescência, amostrando o incremento de crescimento de 1,83 mm (chave) e a autofluorescência da concha (so: exterior da concha, si: interior da concha, u: umbo, seta: marca de calceína, barra de escala: 1 mm).



Fonte: Lepore et al. (2009).

CONSIDERAÇÕES

A calceína é um marcador de fluorescência adequado para estimar o crescimento de ostras nativas e cultivadas. O método é relativamente econômico, pode ser aplicado num curto período de tempo e não afeta a sobrevivência dos organismos que forem marcados. A eficiência na marcação de vários bivalves estudados afirma que a calceína produz marcas evidentes em moluscos o que torna possíveis estudos de crescimento de curta duração e de alta resolução (*Haliotis rubra*: DAY; WILLIAMS; HAWKES, 1995; *Perna perna*: KAEHLER; MCQUAID, 1999; *Adamussium colbecki*: HEILMAYER et al., 2005; *Concholepas concholepas* e *Mesodesma mactroides*: RIASCOS et al., 2007; *Donax hanleyanus*: HERRMANN et al., 2009d; *Mesodesma mactroides*: LEPORE et al., 2009; *Loripes lacteus*: VAN DER GEEST et al., 2011). Estes trabalhos sustentam que a calceína pode ser recomendada como um marcador não letal para ostras naturais e cultivadas no Brasil. Apesar do alto valor comercial de ostras, até hoje existem só dois estudos publicados utilizando o marcador calceína para estimar o crescimento da ostra perlifera *Pteria sterna* no México (CACERES-PUIG et al., 2011) e da ostra-dos-lábios-negros *Pinctada margaritifera* na Polinésia Francesa (LINARD et al., 2011). Entretanto, a análise de incremento de tamanho através de experimentos de marcação e recaptura, utilizando calceína como marcador é, como já antes mencionado nesse trabalho, a mais apropriada para estimar o crescimento de espécies (sub-) tropicais, incluindo as ostras naturais. Além disso, este método possibilita a estimação de crescimento bem exato, até identificar o crescimento diário (microcrescimento) do organismo que realmente é interessante e muito útil para que a aquicultura de ostras seja rentável.

REFERÊNCIAS

- ALAGARSWAMI, K. Studies on some aspects of biology of the wedge-clam *Donax faba* Gmelin from Mandapam coast in the Gulf of Mannar. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, London, n. 8, p. 56-75, 1966.
- ANSELL, A. D.; LAGARDÈRE, F. Observations on the biology of *Donax trunculus* and *D. vittatus* at Ile d'Oleron (French Atlantic Coast). **Marine Biology**, Berlin, v. 57, n. 4, p. 287-300, 1980.
- ARNTZ, W. et al. Changes in the structure of a shallow sandy-beach community in Peru during an El Niño event. **African Journal Marine Science**, Nigeria, v. 5, n. 1, p. 645-658, 1987.
- BEAL, B. F. et al. A unique shell marker in juvenile, hatchery-reared individuals of the softshell clam, *Mya arenaria* L. **Fishery Bulletin**, Washington, v. 97, n. 2, p. 380-386, 1999.
- BOSLEY, K. M.; DUMBAULD, B. R. Use of extractable lipofuscin to estimate age structure of ghost shrimp populations in west coast estuaries of the USA. **Marine Ecology Progress Series**, Oregon, v. 428, p. 161-176, 2011.
- BREY, T.; MACKENSEN, A. Stable isotopes prove shell growth bands in the Antarctic bivalve *Laternula elliptica* to be formed annually. **Polar Biology**, Bremerhaven, v. 17, n. 5, p. 465-468, 1997.
- CACERES-PUIG, J. I. et al. Use of calcein to estimate and validate age in juveniles of the winged pearl oyster *Pteria sterna*. **Aquatic Living Resources**, La Paz, v. 24, n. 3, p. 329-335, 2011.
- CAPEZZANI, D. A. A.; OLIVER, S. R.; PENCHASZADEH, P. E. Dinámica de población. In: OLIVER, S. R. et al. (Ed.). **Estructura de la comunidad, dinámica de la población y biología de la Almeja Amarilla (*Mesodesma mactroides*) en Mar Azul**. Mar Del Plata: Instituto de Biología Marina, 1971. p. 49-64. (Informe Técnico, 27).
- CARRÉ, M. et al. Stable isotopes and sclerochronology of the bivalve *Mesodesma donacium*: Potential application to Peruvian paleoceanographic reconstructions. **Palaeo**, Portland, v. 228, n. 1-2, p. 4-25, 2005.
- CHAGAS, R. A. D.; HERRMANN, M. Estimativas de crescimento de bivalves tropicais e subtropicais: recomendação para um método padronizado. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 2, p. 28-38, 2016.
- DAY, R. W.; WILLIAMS, M. C.; HAWKES, G. P. A. Comparison of fluorochromes for marking abalone shells. **Marine and Freshwater Research**, Clayton South, v. 46, n. 3, p. 599-605, 1995.
- EADS, C. B.; LAYZER, J. B. How to pick your mussels out of a crowd: using fluorescence to mark juvenile freshwater mussels. **Journal North American Benthological Society**, Washington, v. 21, n. 3, p. 476-486, 2002.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Seafood in Europe**: 4 computer optical disks. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2007. 209 p.

_____. **The state of world fisheries and aquaculture**. Rome: FAO, 2012. 218 p.

FIORI, S. M.; MORSÁN, E. M. Age and individual growth of *Mesodesma mactroides* (Bivalvia) in the southernmost range of its distribution. **Journal Marine Science**, Bahía Blanca, v. 61, n. 8, p. 1253-1259, 2004.

FUJIKURA, K.; OKOSHI, K.; NAGANUMA, T. Strontium as a marker for estimation of microscopic growth rates in a bivalve. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 257, p. 295-301, 2003.

GASPAR, M. B.; FERREIRA, R.; MONTEIRO, C. C. Growth and reproductive cycle of *Donax trunculus* L., (Mollusca: Bivalvia) of Faro, southern Portugal. **Fisheries Research**, Faro, v. 41, n. 3, p. 309-316, 1999.

GAYANILO, F. C.; SPARRE, P.; PAULY, D. **Stock Assessment Tools II: FiSAT II**. Rome: FAO, 2005. 168 p. (Computerized Information Series Fisheries - User's Guide, 8).

GUERRA, C. et al. Changes in oxidative stress parameters in relation to age, growth and reproduction in the short-lived catarina scallop *Argopecten ventricosus* reared in its natural environment. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Bremerhaven, v. 162, n. 4, p. 421-30, 2012.

GUILLOU, J.; LE MOAL, Y. Aspects de la dynamique des populations de *Donax trunculus* et *Donax vittatus* en baie de Douarnenez. **Annales d'Institute Oceanographique**, Saint Germain, v. 1, n. 56, p. 55-64, 1980.

HART, A. M.; JOLL, L. M. Growth, mortality, recruitment and sex-ratio in wild stocks of silver-lipped pearl oyster *Pinctada maxima* (Jameson) (Mollusca: Pteriidae), in Western Australia. **Journal of Shellfish Research**, North Beach, v. 25, n. 1, p. 201-210, 2006.

HEALD, D. A successful marking method for the saucer scallop *Amusium balloti* (Bernardi). **Journal Marine Freshwaters Research**, Australia, v. 29, n. 6, p. 845-851, 1978.

HEILMAYER, O. et al. Age and productivity of the Antarctic scallop, *Adamussium colbecki*, in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Netherlands, n. 288, p. 239-256, 2003.

_____. et al. Temperature effects on summer growth rates in the Antarctic scallop, *Adamussium colbecki*. **Polar Biology**, Bremerhaven, v. 28, n. 7, p. 523-527, 2005.

HERRMANN, M. **Population dynamics of the Argentinean surf clams *Donax hanleyanus* and *Mesodesma mactroides* from open-Atlantic beaches off Argentina**. 2008. 236 f. Thesis. (Doctorate

Regulations of the Faculty of Biology and Chemistry) – University of Bremerhaven, Bremerhaven, 2008.
_____. et al. Population structure, growth and production of the yellow clam *Mesodesma mactroides* (Bivalvia: Mesodesmatidae) from a high-energy, temperate beach in northern Argentina. **Helgoland Marine Research**, Rostock, v. 65, n. 3, p. 285-297, 2011.

_____. Population dynamics of the surf clams *Donax hanleyanus* and *Mesodesma mactroides* from open-Atlantic beaches off Argentina. **Reports on Polar and Marine Research**, Bremerhaven, v. 585, 235 p., 2009a.

_____. et al. Reproductive cycle and gonad development of the Northern Argentinean *Mesodesma mactroides* (Bivalvia: Mesodesmatidae). **Helgoland Marine Research**, Bremerhaven, v. 63, n. 3, p. 207-218, 2009b.

_____. et al. Population structure, growth and production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) from northern Argentinean beaches. **Journal of Shellfish Researchs**, Trabzon, v. 28, n. 3, p. 511-526, 2009c.

_____. et al. Growth estimations of the Argentinean wedge clam *Donax hanleyanus*: A comparison between length-frequency distribution and size-increment analysis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Netherlands, v. 379, n. 1-2, p. 8-15, 2009d.

_____. et al. Testing the habitat harshness hypothesis: reproductive biology of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) on three Argentinean sandy beaches with contrasting morphodynamics. **Journal of Molluscan Studies Advance Access**, Oxford, v. 76, n. 1, p. 33-47, 2009e.

HIDU, H.; HANKS, J. E. Vital staining of bivalve mollusk shells with alizarin sodium monosulfonate. **Proceedings of the National Shellfish Association**, Easton, v. 58, p. 37-41, 1968.

HIEBENTHAL, C. et al. Interactive effects of temperature and salinity on shell formation and general condition in Baltic Sea *Mytilus edulis* and *Arctica islandica*. **Aquatic Biology**, Nantes, v. 14, n. 3, p. 289-298, 2012.

HILBORN, R.; WALTER, C. J. **Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty**. Vancouver: Springer-Science, 2003. 592 p.

HOLLEBONE, A. L.; HAY, M. E. An invasive crab alters interaction webs in a marine community. **Biological Invasions**, Tennessee, v. 10, n. 3, p. 347-358, 2008.

HONKOOP, P. J. C.; BAYNE, B. L. Stocking density and growth of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) and the Sydney rock oyster (*Saccostrea glomerata*) in Port Stephens, Australia. **Aquaculture**, Sydney, v. 213, n. 1-4, p. 171-186, 2002.

JENNINGS, S.; KAISER, M. J.; REYNOLDS, J. D. **Marine fisheries ecology**. London: Blackwell Science, 2001. 432 p.

JONES, D. S.; QUITMYER, I. R.; ANDRUS, F. T. Oxygen isotopic evidence for greater seasonality in Holocene shells of *Donax variabilis* from Florida. **Palaeogeography, Paleoclimatology, Paleoecology**, Tallahassee, v. 228, n. 1-2, p. 96-108, 2005.

_____. THOMPSON, I.; AMBROSE, W. Age and growth rate determinations for the Atlantic surf clam *Spisula solidissima* (Bivalvia: Mactracea), based on internal growth lines in shell cross-sections. **Marine Biology**, Berlin, v. 1, n. 47, p. 63-70, 1978.

_____. WILLIAMS, D. F.; ARTHUR, M. A. Growth history and ecology of the Atlantic surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn), as revealed by stable isotopes and annual shell increments. **Journal Experimental of Marine Biology and Ecology**, v. 73, n. 3, p. 225-242, 1983.

KAEHLER, S.; MCQUAID, C. D. Use of the fluorochrome calcein as an in situ growth marker in the brown mussel *Perna perna*. **Marine Biology**, Berlin, v. 133, p. 455-460, 1999.

KESLER, D. H.; NEWTON, T. J.; GREEN, L. Long-term monitoring of growth in the Eastern Elliptio, *Elliptio complanata* (Bivalvia: Unionidae), in Rhode Island: a transplant experiment. **Journal North American of Benthology Society**, Tennessee, v. 26, n. 1, p. 123-133, 2007.

KIMBRO, D. L.; LARGIER, J.; GROSHOLZ, E. D. Coastal oceanographic processes influence the growth and size of a key estuarine species, the Olympia oyster. **Limnology and Oceanography**, Washington, v. 54, n. 5, p. 1425-1437, 2009.

KING, M. **Fisheries biology, assessment and management**. 2. ed. Oxford: Wiley Blackwell Science, 2007. 400 p.

LAUDIEN, J.; BREY, T.; ARNTZ, W. E. Population structure, growth and production of the surf clam *Donax serra* (Bivalvia, Donacidae) on two Namibian sandy beaches. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, Rzeszów, n. 58, p. 105-115, 2003. (Supplement).

LEPORE, M. L. et al. Aplicación de calceína para la estimación del crecimiento de la almeja amarilla *Mesodesma mactroides* Reeve, 1854. **Revista de Biología Marina**, Viña del Mar, v. 44, n. 3, p. 767-774, 2009.

LINARD, C. et al. Calcein staining of calcified structures in pearl oyster *Pinctada margaritifera* and the effect of food resource level on shell growth. **Aquaculture**, Sydney, v. 313, n. 1-4, p. 149-155, 2011.

LOMOVASKY, B. J. et al. Individual age and connective tissue lipofuscin in the hard clam *Eurhomalea exalbida*. **Journal Experimental of Marine Biology and Ecology**, v. 276, p. 83-94, 2002.

LUCAS, T. et al. Marking the shell of the saucer scallop *Amusium balloti* for sea ranching using oxytetracycline, calcein and alizarin red S. **Shellfish Research**, v. 27, n. 5, p. 1183-1188, 2008.

MCLACHLAN, A. et al. Beach clam fisheries. **Oceanography Marine Biology Annual Reviews**, v. 34, p. 163-232, 1996.

- MCQUAID, C. D.; LINDSAY, T. L. Effect of wave exposure on growth and mortality rates of the mussel *Perna perna*: bottom-up regulation of intertidal populations. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, Bangor, v. 206, p. 147-154, 2000.
- MITCHELL, I. M.; CRAWFORD, C. M.; RUSHTON, M. J. Flat oyster (*Ostrea angasi*) growth and survival rates at Georges Bay, Tasmania (Australia). **Aquaculture, Bologna**, v. 191, n. 4, p. 309-321, 2000.
- MIYAJI, T.; TANABE, K.; CHÖNE, B. R. Environmental controls on daily shell growth of *Phacosoma japonicum* (*Bivalvia*: *Veneridae*) from Japan. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, Bangor, v. 336, p. 141-150, 2007.
- MORAN, A. L. Calcein as a marker in experimental studies newly hatched gastropods. **Marine Biology**, Berlin, v. 137, n. 5, p. 893-898, 2000.
- MORAN, A. L.; MARKO, P. B. A simple technique for physical marking of larvae of marine bivalves. **Journal Shellfish Research**, North Carolina, v. 24, n. 2, p. 567-571, 2005.
- MORSÁN, E. M.; ORENSANZ, J. M. L. Age structure and growth in an unusual population of purple clams, *Amiantis purpuratus* (Lamarck, 18 18) (*Bivalvia*: *Veneridae*), from Argentine Patagonia. **Journal Shellfish Research**, North Carolina, v. 23, n. 1, p. 73-80, 2004.
- NAYAR, K.N. Studies on the growth of the wedge clam, *Donax* (*Latona*) *cuneatus* L. **Indian Journal Fish**, Tamil Nadu, v. 2, p. 325-348, 1955.
- PARSONS, G. J. et al. Daily growth rates as indicated by valve ridges in postlarval giant scallop (*Placopeten magellanicus*) (*Bivalvia*: *Pectinidae*). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, v. 50, n. 3, p. 456-464, 1993.
- POLI, C. R. Cultivo de ostras do pacífico (*Crassostrea gigas*). In: POLI, C. R. et al. (Ed.). **Aquicultura: experiências brasileiras**, Santa Catarina, 1998. p. 251-266.
- RAMON, M.; ABELLO, P.; RICHARDSON, C. A. Population structure and growth of *Donax trunculus* (*Bivalvia*: *Donacidae*) in the western Mediterranean. **Marine Biology**, Berlin, v. 121, n. 4, p. 665-671, 1995.
- RIASCOS, J. M. et al. Suitability of three stains to mark shells of *Concholepas concholepas* (*Gastropoda*) and *Mesodesma donacium* (*Bivalvia*). **Journal Shellfish Research**, North Carolina, v. 26, n. 1, p. 43-49, 2007.
- RIASCOS, J. M.; URBAN, H. J. Dinámica poblacional de *Donax dentifer* (*Veneroidea*: *Donacidae*) en Bahía Málaga, Pacífico colombiano durante el fenómeno “El Niño” 1997/1998. **Rev. Biol. Trop.**, v. 50, n. 3-4, p. 1113-1123, 2002.
- RICHARDSON, C. A. An analysis of microgrowth bands in the shell of the common mussel *Mytilus edulis*. **J. Mar. Biol. Assoc.**, n. 69, p. 477-491, 1989.
- _____. CRISP, D. J.; RUNHAM, N. W. Tidally deposited growth bands in the shell of the common cockle, *Cerastoderma edule* (L.). **Malacologia**, n. 18, p. 277-290, 1979.

- _____. SEED, R.; NAYLOR, E. Use of internal growth bands for measuring individual and population growth rates in *Mytilus edulis* from offshore production platforms. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 66, n. 3, p. 259-265, 1990.
- ROPES, J. W.; MERRILL, A. S. Marking surf clams. **Proc. Nat. Shellfish Assoc.**, n. 60, p. 99-106, 1970.
- ROWLEY, R. J.; MACKINNON, D. I. Use of the fluorescent marker calcein in biomineralisation studies of brachiopods and other marine organisms. **Bull. Inst. Océanogr.**, Monaco, v. 14, n. 2, p. 111-120, 1995.
- SASAKI, K. Growth of the sakhalin surf clam, *Spisula sachalinensis* (Scherenck), in Sendai Bay - Tohoku. **J. Agric. Res.**, n. 32, p. 168-180, 1981.
- SASTRY, A. N. Pelecypoda (excluding Ostreidae). In: GIESE, A. C.; PEARSE, J. S. (Ed.). **Reproduction of marine invertebrates**. New York: Academic Press, 1979. p. 113-292.
- SATO-OKOSHI, W.; OKOSHI, K. Application of fluorescent substance to the analysis of growth performance in Antarctic bivalve, *Laternula elliptica*. **Polar Bioscience**, n. 15, p. 66-74, 2002.
- SCHÖNE, B.; GIÈRE, O. Growth increments and stable isotope variation in shells of the deep-sea hydrothermal vent bivalve mollusk from the North Fiji Basin, Pacific Ocean. **Deep Sea Res.**, v. 52, n. 10, p. 1896-1910, 2005.
- SEED, R. The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on exposed rocky shores. **Oecologia**, n. 3, p. 317-350, 1969.
- SPARRE, P.; VENEMA, S. C. **Introduction to tropical fish stock assessment part 1: manual**. Rome: FAO, 1998. 407 p. v. 1. (Fisheries Technical Paper, 306).
- TALIKHEDKAR, P. M.; MANE, U. H.; NAGABHUSHANAM, R. Growth rate of the wedge clam *Donax cuneatus* at Miriya Bay, Ratnagiri. **Indian J. Fish.**, n. 23, p. 183-193, 1976.
- THÉBAULT, J. et al. Evidence of a 2-day periodicity of striae formation in the tropical scallop *Comptopallium radula* using calcein marking. **Marine Biology**, Berlin, v. 2, n. 149, p. 257-267, 2006.
- URBAN, H. J. Reproductive strategies in tropical bivalves (*Pteria colymbus*, *Pinctada imbricata* and *Pinna carnea*): Temporal coupling of gonad production and spat abundance related to environmental variability. **Journal of Shellfish Research**, Bremerhaven, v. 20, n. 3, p. 1127-1134, 2001.
- VAN DER GEEST, M. et al. Suitability of calcein as an in situ growth marker in burrowing bivalves. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Netherlands, v. 399, n. 1, p. 1-7, 2011.
- VON BERTALANFFY, L. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, Los Angeles, v. 10, n. 2, p. 181-213, 1938.
- WILSON, C. A.; BECKMAN, D. W.; DEAN, J. M. Calcein as a fluorescent marker of otoliths of larval and juvenile fish. **Trans. Am. Fish. Soc.**, v. 116, n. 4, p. 668-670, 1987.

CAPÍTULO XI

PLATAFORMA CONTINENTAL DO AMAZONAS: ZONA DE TRANSIÇÃO ENTRE O CONTINENTE E O OCEANO

Maria de Lourdes Souza Santos¹

Igor Charles Castor Alves²

Alex Costa da Silva³

1 PLATAFORMA CONTINENTAL DO AMAZONAS

1.1 Descrição Física

A Plataforma Continental Norte Brasileira possui larguras variadas com maior extensão em frente ao Canal Norte do rio Amazonas (330 km), diminui para 125 km próximo ao cabo Orange, aumenta novamente para 220 km, próximo a foz do rio Gurupi, alcança 72 km na porção sudeste e diminui gradativamente até 69 km, na frente da Baía do Tubarão. Em função das suas particularidades regionais podem-se considerar as seguintes subdivisões: Plataforma Continental do Amazonas (foz do rio Pará até o Cabo Orange) e Plataforma Continental do Pará-Maranhão (ROSSI-WONGTSCHOWSKI et al., 2006).

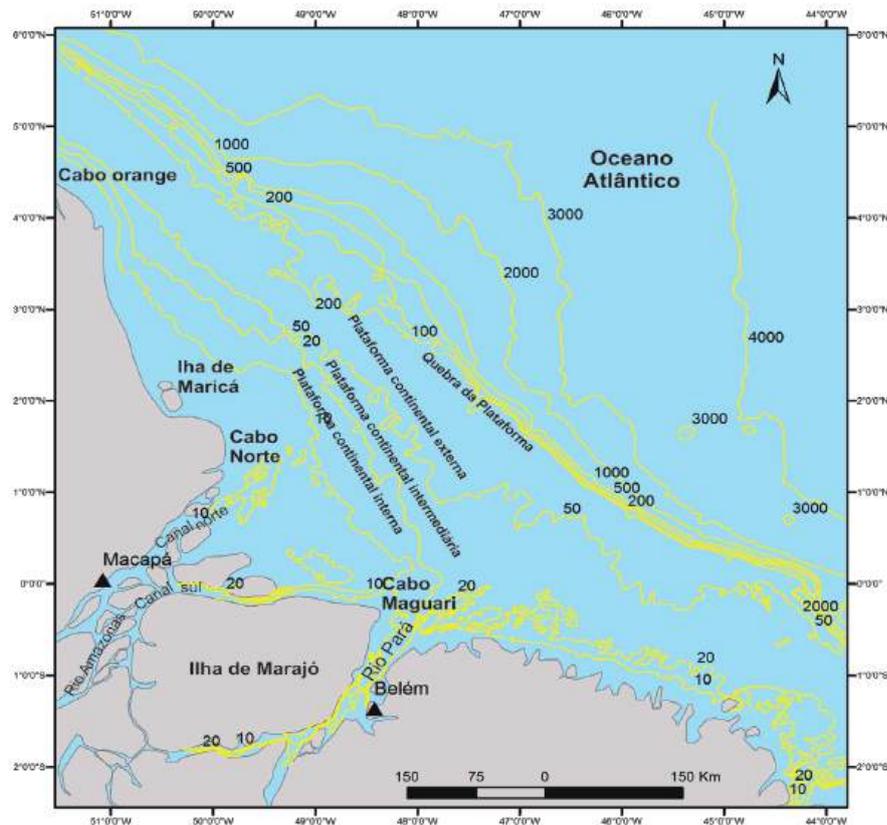
Em relação à posição da quebra da plataforma, Knoppers et al. (2002) descreveram que ocorre na isobata de 100 m e a sua área é de 285.000 km², influenciada pela Corrente Norte do Brasil (CNB).

De acordo com Nittrouer e DeMaster (1986) a Plataforma Continental do Amazonas apresenta sua quebra externa entre 90 e 100 m de profundidade (Figura 1). Pode ser subdividida em: a) interna, a isobata de 20 m marca uma série de reentrâncias, ao largo de quase todos os sistemas estuarinos, incluindo os rios Amazonas e Pará; b) média, com um gradiente de 1:3.000, representa sua porção mais inclinada, estando marcada por feições erosivas, ao longo da isobata de 40 m; o comprimento dessas feições atinge 130 km e largura máxima de 20 km e c) externa, com gradiente de 1:2.000 onde a isobata de 80 m se comporta como uma linha sinuosa, marcando importantes indentações longitudinais e paralelas.

¹ Doutora em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco - UFPE. Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: lourdes.santos@ufra.edu.br.

² Doutor em Geociências, na área de Geologia Marinha. Professor Titular I na Universidade da Amazônia-UNAMA, Programa de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano-PPDMU. E-mail: igor.charles@unama.br.

³ Doutor em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Professor da UFPE. E-mail: alex.csilva@ufpe.br.

Figura 1 - Plataforma Continental do Amazonas com as isóbatas de 20m, 40m, 80m e 100m.

Fonte: Modificado de Silva (1998).

1.2 Cobertura Sedimentar

A análise dos padrões de sedimentação nas margens continentais identificou que a distribuição de sedimentos na plataforma continental depende de diversos fatores dentre os quais o volume de sedimento; o tipo de sedimento; a velocidade da transgressão marinha e a remobilização do sedimento (FIGUEIREDO JÚNIOR et al., 2008).

A Plataforma Continental Interna é constituída predominantemente por sedimentos finos, silte, silte-argiloso e argila siltica (SILVA, 1998). Os processos que favorecem a sedimentação do material fino, principalmente nas proximidades da foz do rio Amazonas, podem favorecer também a ressuspensão e conseqüentemente redeposição de sedimentos através de correntes de fundo, geradas pelas interações entre rio/oceano (NITTROUER et al., 1995).

Silva (1998) descreveu a Plataforma Continental Intermediária formada por sedimentos siltosos, com uma pequena predominância de material siltico/arenoso, mas com variações, como argila/siltica, silte/argiloso, silte e silte/arenoso.

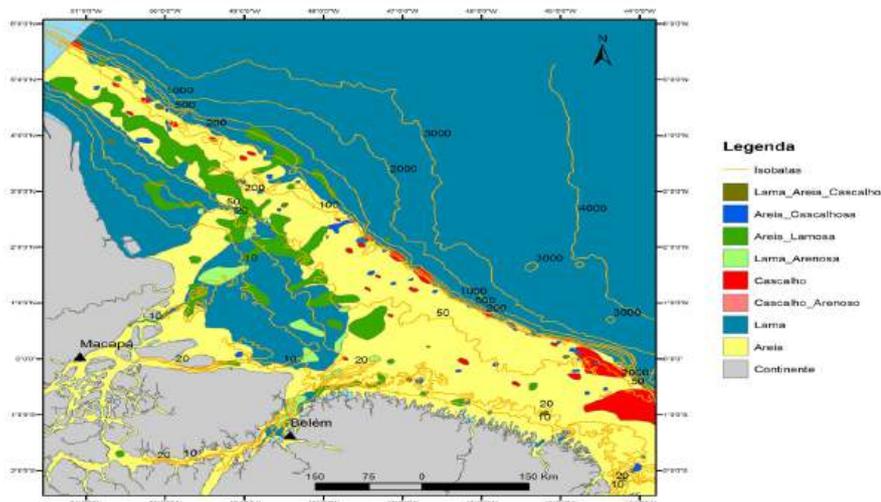
A porção externa da plataforma retrata a predominância de areias e material siltoso, com alguma argila associada. A presença deste material é justificada nos períodos de maior descarga do rio e é relacionada aos processos de circulação das águas oceânicas, que podem dispersar os sedimentos mais finos em suspensão por longas distâncias (SILVA, 1998).

A circulação estuarina na plataforma ocasiona um transporte de sedimento nas águas superficiais

em direção ao mar aberto, e um retorno à costa nas águas de fundo (GIBBS, 1972). Altas concentrações de material em suspensão estendem-se ao longo da costa em direção ao Noroeste e a observação de muita lama na costa das Guianas sugere que os sedimentos do Amazonas são advectados em direção Noroeste (MILLIMAN; SUMMERHAYES; BARRETO, 1974; GIBBS, 1967).

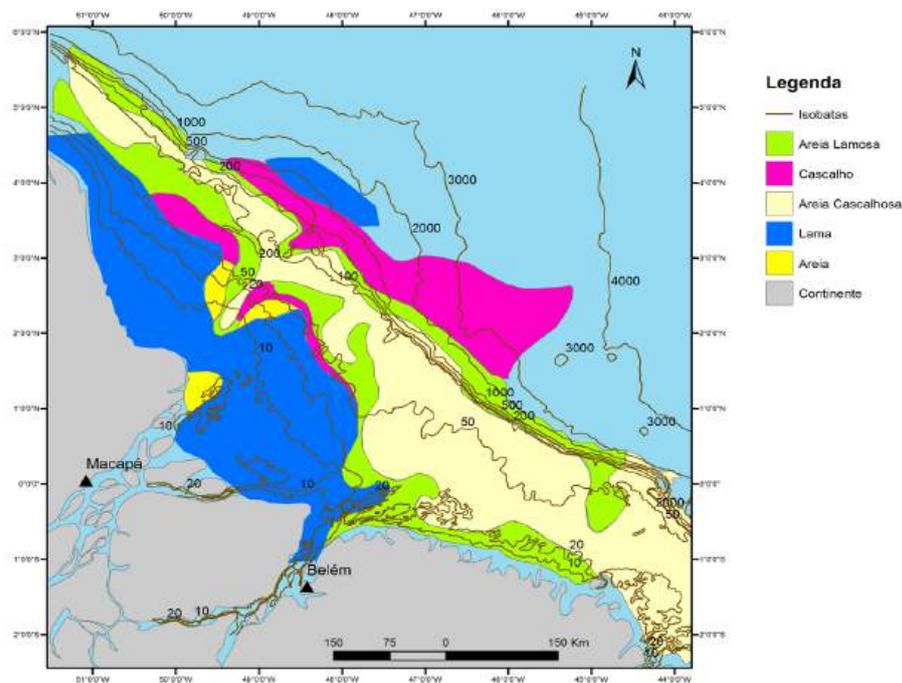
A classificação dos sedimentos de fundo na Plataforma Continental do Amazonas é predominante de areia e lama (Figura 2), existe predominância da fácies lamosa, seguida de fácies areia, fácies areia lamosa e fácies cascalho + cascalho arenoso. Existem duas fácies lamosas distintas, uma diretamente relacionada com a descarga sedimentar do Amazonas e outra que constitui a lama de talude e elevação continental. A fácies lamosa relacionada à descarga do Amazonas é interrompida pelas areias na foz das Amazonas (Canal Norte), do rio Pará e também pelas areias do cabo norte (FIGUEIREDO JÚNIOR. et al., 2008).

Figura 2 - Mapa da distribuição sedimentar a partir da classificação do sedimento segundo o diagrama triangular de Shepard.



Fonte: Figueiredo Júnior et al. (2008).

Na parte externa da plataforma predominam as areias, na foz do rio Amazonas, entre as areias de plataforma e a lama da descarga do rio, aparecem às lamas arenosas. Os cascalhos e as areias cascalhosas estão localizados na borda da plataforma e representam as fácies carbonáticas da região (Figura 3). Longitudinalmente ao longo da borda da plataforma esta fácies cascalhosa tende a aumentar para Sudoeste (FIGUEIREDO JÚNIOR et al., 2008).

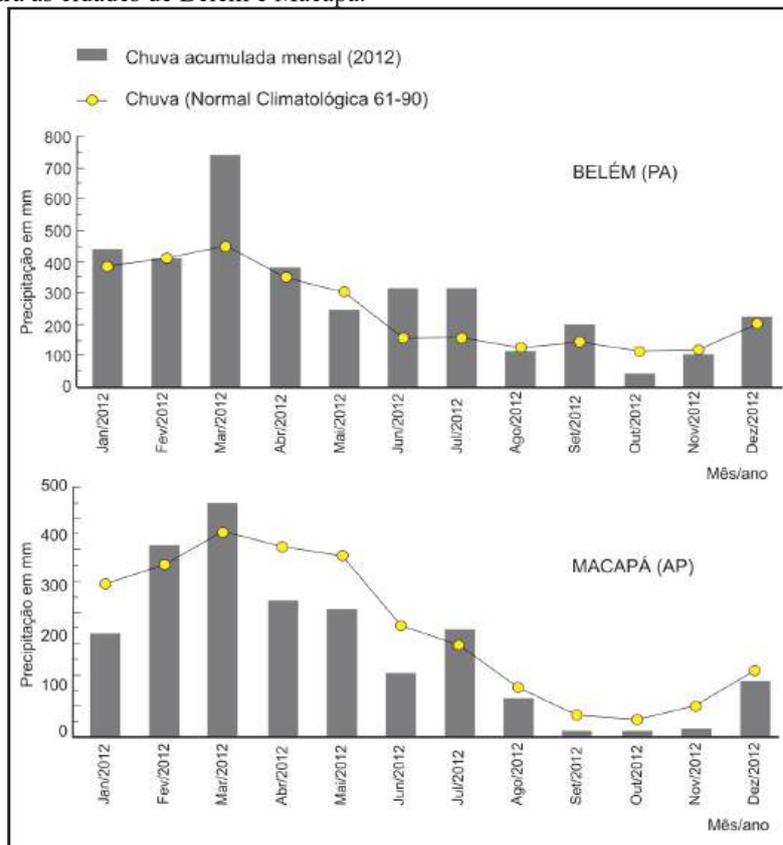
Figura 3 - Mapa da distribuição sedimentar.

Fonte: Figueiredo Junior et al. (2008).

1.3 Pluviosidade

Na área de estudo, a precipitação total média anual é de 3300 mm/ano, e o principal sistema meteorológico que causa as chuvas é a ZCIT. Nessa área são observadas chuvas mais fortes e com mais frequência durante os meses de janeiro a maio (cinco meses mais chuvosos), quando a ZCIT se move em direção ao Sul e alcança a área costeira e oceânica ao largo das costas do Maranhão, Pará e Amapá (Figura 4). Nessa área costeira o trimestre mais seco vai de setembro a novembro quando a ZCIT está no Hemisfério Norte. As poucas chuvas desse trimestre mais seco são devidas às influências das linhas de instabilidade associadas à brisa marítima (FIGUEROA; NOBRE, 1990; MARENGO, 1995), aos Vórtices Ciclônicos de Ar Superior (VCAS) e às perturbações e ondas de leste.

Figura 4 - Chuva acumulada mensal para o ano de 2012, e normal climatológica (1961-1990) para as cidades de Belém e Macapá.



Fonte: Adaptado de Instituto Nacional de Meteorologia (2013).

A Temperatura do Ar na área de estudo é típica das regiões equatoriais com temperaturas médias mensais variando de 24 a 28°C. A temperatura do Ar Mínima Média Anual é de 22°C e a temperatura do Ar Máxima Média Anual é de 30°C. Em dias isolados, podem ocorrer eventos onde a Temperatura do Ar seja superior aos 30°C ou inferior aos 22°C, dependendo da forte insolação na ausência de sistemas meteorológicos atuantes ou com o avanço de frentes frias do Sul que causam o fenômeno da friagem, respectivamente (SILVA, 2006).

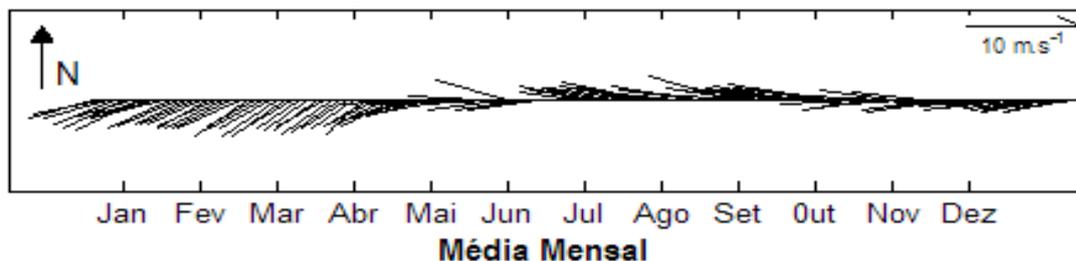
Santos e Cohen (1998) revelaram que durante os períodos chuvoso de 1995 e o menos chuvoso de 1997, próximo à costa, entre 2° N e 0°, foi observada uma extensa área onde a Temperatura da Superfície do Mar (TSM) foi superior à Temperatura do Ar. Nas demais áreas, uma análise revelou que a Temperatura do Ar é maior do que a TSM nos horários noturnos no período chuvoso e menor no período menos chuvoso. Isso é, provavelmente, devido ao fato de que a TSM resfria quando está chovendo e aquece mais pela radiação solar direta quando não chove.

1.4 Ação Eólica

Além da forte influência das correntes de fronteira, a costa norte brasileira tem influência dos ventos alísios que atingem sua máxima velocidade entre dezembro e maio, período que corresponde aos

alísios de nordeste que atuam quase perpendicularmente à costa e podem atingir velocidades médias de 18 m.s^{-1} em fevereiro. De junho a novembro esses ventos mudam de posição, sopram do sudeste e atingem sua menor intensidade, abaixo de 12 m.s^{-1} (NITTROUER; DEMASTER, 1996). Dados de médias climatológicas mensais de ventos fornecidos pelo *National Centers for Environmental Prediction* (NCEP) para o período de 1997 a 2002 (SILVA; ARAÚJO; PINHEIRO, 2007), mostram a predominância de ventos alísios de nordeste em maio, período este em que a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) se encontra mais próxima do Equador e há mudança na variação de direção dos ventos alísios de nordeste para sudeste em junho (Figura 5).

Figura 5 - Média mensal de direção do vento na região de estudo, demonstrando os ventos alísios de nordeste no mês de maio e a mudança na direção dos ventos alísios para sudeste no mês de junho.

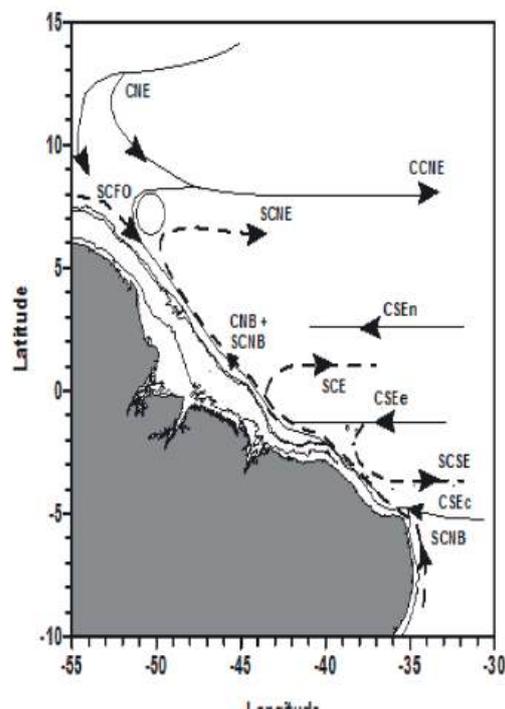


Fonte: Silva; Araújo; Pinheiro (2007).

1.5 Corrente Norte do Brasil

Na região oceânica adjacente à plataforma continental, além da grande quantidade de movimento resultante do aporte continental, a área da Plataforma Continental do Amazonas (PCA) e região oceânica adjacente encontra-se sob influência direta da Corrente Norte do Brasil (CNB) (SILVA et al., 2005), e sua componente em subsuperfície a Subcorrente Norte do Brasil (SCNB). Estas são formadas a partir da bifurcação da corrente Sul Equatorial, que alimenta o sistema CNB/SCNB. Após essa bifurcação, o sistema de CNB/SCNB transporta água quente do Atlântico Sul para noroeste, ao longo da costa brasileira, cruzando a linha do equador em direção ao Atlântico Norte. A CNB varia de direção ao longo da costa norte brasileira, de acordo, sobretudo com os padrões dos ventos e da localização no trajeto da corrente (Figura 6).

Figura 6 – Mapa esquemático de correntes superficiais (linhas contínuas) e correntes sub-superficiais (linhas tracejadas). CNB – Corrente Norte do Brasil. SCNB – Sub-corrente Norte do Brasil, CCNE – Contra-corrente Norte Equatorial, CSEn – Corrente Sul Equatorial Norte, CSEc – Corrente Sul Equatorial central, CSEe – Corrente Sul Equatorial equatorial, SCSE – Sub-corrente Sul Equatorial, SCE – Sub-corrente Equatorial, SCNE – Sub-corrente Norte Equatorial, CNE – Corrente Norte Equatorial, SCFO – Sub-corrente Fronteira Oeste. As isóbatas de 20 m, 100 m e 2000 m são representadas no mapa.

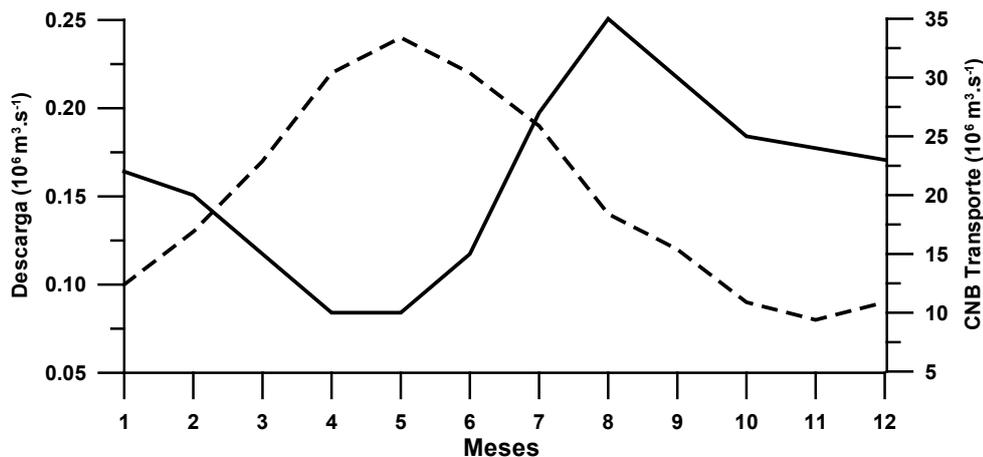


Fonte: Silva (2006).

Em geral, a máxima velocidade da CNB é localizada na isopicna de 24,5, com fluxo em torno de 60–100 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Segundo Richardson et al. (1994), a CNB flui ao longo da quebra da Plataforma Continental do Amazonas sobre o talude continental, predominantemente no sentido noroeste, e com velocidades da ordem de 50-100 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Johns et al. (1998) estimaram valores de transporte da CNB adjacente à costa Amazônica (4°N-45°W) entre 35 Sv nos meses de julho-agosto e 13 Sv em abril-maio, com uma média anual de aproximadamente 26 Sv.

1.6 Descarga do rio Amazonas

A bacia hidrográfica do rio Amazonas se estende desde os Andes, cruza a floresta Amazônica até o Atlântico, e cobre uma área de aproximadamente $7 \times 10^6 \text{ km}^2$. É considerada a maior do mundo (NITTROUER; DEMASTER, 1986), descarrega em torno de 180.000 $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ou 18 Sv de água doce no oceano Atlântico e contribui com cerca de 18 % do total de água doce continental lançada nos oceanos (OLTMAN, 1968; MÜLLER-KARGER; MCCLAIN; RICHARDSON, 1988). Essa vazão varia sazonalmente, com máximo em torno de 0,24 Sv em maio, e mínimo em torno de 0,08 Sv em novembro (Figura 7). O maior volume de água doce (cerca de 65% da descarga total) passa por meio do Canal Norte, que durante o período de máxima descarga veicula uma vazão de cerca de 160.000 $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ o que corresponde a uma velocidade da ordem de 80 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (GEYER et al., 1996). A água doce proveniente do rio Amazonas se mistura com águas oceânicas formando uma pluma superficial de baixa salinidade - pluma de água amazônica ($S < 34$) que é transportada para noroeste pela corrente Norte do Brasil - CNB (SILVA; ARAÚJO; PINHEIRO, 2007).

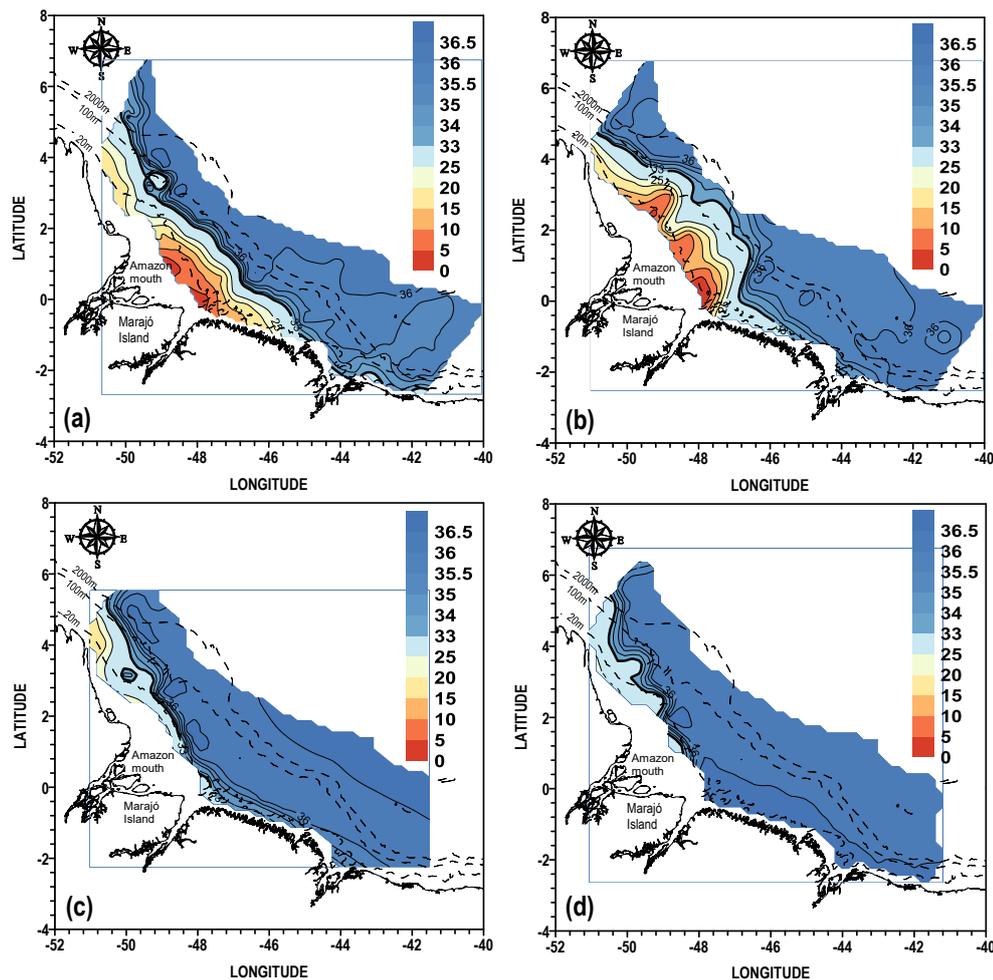
Figura 7 - Variação sazonal da descarga do rio Amazonas e da intensidade da Corrente Norte do Brasil (CNB).

Fonte: Adaptado de Johns et al. (1998); Geyer et al. (1996).

Lentz (1995), Lentz e Limeburner (1995) e Silva, Araújo e Bourlés (2010) também discutem sobre a pluma Amazônica atuante na Plataforma Continental do Amazonas, acordando os resultados com a variabilidade da descarga do rio e a atuação do vento local. Estes autores mostram a atuação da pluma além da Plataforma Continental do Amazonas, onde a dispersão da pluma próxima da costa está diretamente relacionada com a intensidade/direção dos ventos alísios. Nos meses de dezembro a maio, período este em que a ZCIT se encontra mais próxima do Equador, os alísios de nordeste bloqueiam a pluma próxima da costa, ocorrendo a sua dispersão para sudeste, atingindo a Plataforma Continental do Pará (SILVA; ARAÚJO; BOURLÉS, 2010).

Resultados obtidos com as campanhas oceanográficas do Programa REVIZEE, demonstram a influência da Pluma d'água Amazônica próximo da foz do rio Amazonas, chegando a atingir, durante o período de máxima descarga do rio Amazonas (abril-maio de 1999), mais de 300 km de distância perpendicularmente à costa. Já durante o período de mínima descarga do rio Amazonas (outubro-novembro de 1997), esta, se restringe a 50 km de distância da costa (Figura 8).

Figura 8 - Mapa de distribuição horizontal de salinidade coletada na superfície durante 04 campanhas oceanográficas do programa REVIZEE: (a) Final Inverno/Primavera boreal (março–maio 1995); (b) Primavera boreal (maio–junho 1999); (c) Verão boreal (julho–setembro 2001); (d) Outono boreal (outubro–dezembro 1997).



Fonte: Silva; Araújo; Bourlés (2010)

1.7 Massas de água

Silva et al. (2005) descreveram a variação sazonal da distribuição de massas de água encontradas na área da Plataforma Continental do Amazonas e região oceânica adjacente. Os resultados mostraram a presença das seguintes massas de água (Tabela 1): Água Costeira (AC), Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e Água Intermediária da Antártica (AIA).

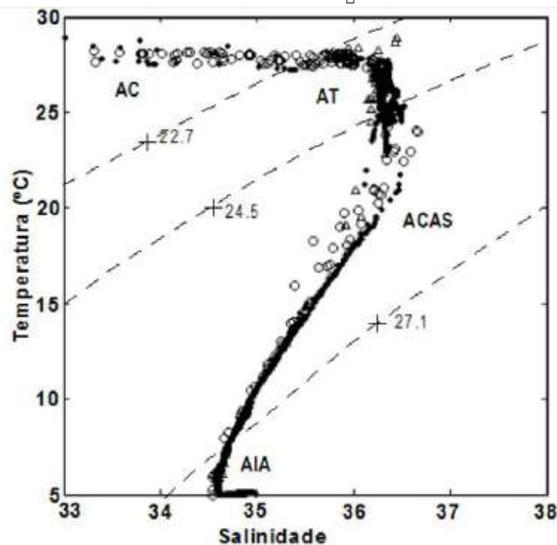
Tabela 1 - Valores de temperatura (°C) e salinidade característicos das respectivas massas de água observadas na Plataforma Continental do Amazonas e área oceânica adjacente.

Massa d'água	Temperatura (°C)	Salinidade
Água Costeira (AC)	26,00 – 28,87	≤ 34,00
Água Tropical (AT)	> 18,00	> 36,00
Água Central do Atlântico Sul (ACAS)	5,95 – 18,35	34,52 – 36,40
Água Intermediária da Antártica (AIA)	4,92 – 5,90	34,48 – 34,78

Fonte: Silva et al. (2005).

As massas de água são definidas pelo diagrama T-S, gerado a partir da correlação entre os valores de temperatura (T) e salinidade (S). A Figura 9 mostra o diagrama T-S para as massas de águas detectadas na Plataforma Continental do Amazonas e área oceânica adjacente.

Figura 9 - Diagrama T-S realizado a partir dos dados coletados ao longo da Plataforma Continental do Amazonas e área oceânica adjacente durante o período de descarga máxima (○), período de transição de descarga máxima para mínima (●), e durante o período de descarga mínima (△). No diagrama são mostradas as quatro massas de água da região, com seus respectivos limite isopícnais (σ_θ): σ_θ ≤ 21,6 registra o limite de influência da AC; o limite entre AT e ACAS é marcado pela isopícnal σ_θ = 24,5; e o limite ACAS – AIA é definido pela isopícnal σ_θ = 27,1.



Fonte: Silva et al. (2005).

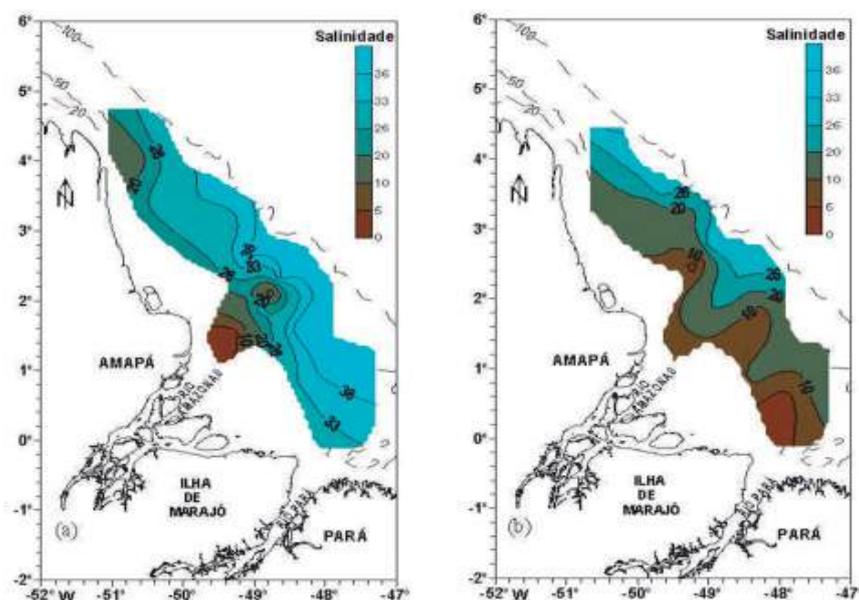
A Água Costeira na região é identificada pelo seu alto valor de temperatura e baixo valor de salinidade, como resultado do aporte de água doce proveniente do rio Amazonas (CURTIN; LEGECKIS, 1986). Na área oceânica, da superfície para o fundo, a primeira massa d'água encontrada na região é a Água Tropical (AT). Abaixo desta registra-se a presença da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), transportada para a região pela CNB e Sub-Corrente Norte do Brasil (SCNB). A ACAS apresenta baixo valor de salinidade e alto valor de oxigênio dissolvido. No intervalo de 500 m a cerca de 1200 m de profundidade encontra-se a Água Intermediária da Antártica (AIA), com baixo valor temperatura (STRAMMA; SCHOTT, 1999; BARNIER et al., 2001; SILVA et al., 2005).

1.8 Características físicas e químicas da água

Estudos realizados na Plataforma Continental do Amazonas por Smith e DeMaster (1996) revelaram a existência de regiões onde a biomassa fitoplanctônica é dependente da disponibilidade de luz e nutrientes. Tal fato também foi observado por Santos (2000) em trabalho realizado no período de descarga máxima do rio Amazonas, onde a distribuição da concentração de clorofila *a* foi relacionada com os nutrientes, a transparência da água e o transporte da Corrente Norte do Brasil.

Santos (2004) descreveu a presença das águas oriundas do rio Amazonas (salinidade igual a zero) e a entrada das águas oceânicas, durante os períodos da diminuição e da máxima descarga do rio Amazonas (Figura 10).

Figura 10 - Distribuição superficial de salinidade na Plataforma Continental do Amazonas, períodos (a) da diminuição e (b) da máxima descarga do rio Amazonas.

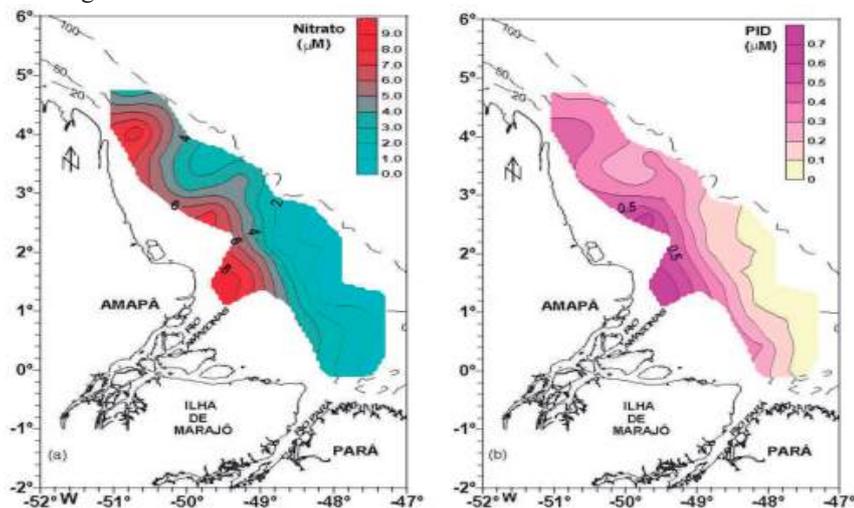


Fonte: Santos (2004).

A zona de mistura entre o rio e o oceano ocorre na plataforma, devido à imensa descarga do rio Amazonas (DEMASTER; POPE, 1996).

A influência fluvial durante o período da diminuição da descarga também foi observada na distribuição superficial dos nutrientes em sua fase inorgânica dissolvida, destacando-se principalmente o nitrato e o fosfato (PID), que apresentaram valores elevados nas estações localizadas próximo à costa, entre a foz do rio Amazonas e o Cabo Orange, devido ao transporte da Corrente Norte do Brasil (Figura 11). As concentrações superficiais máximas de nitrato e PID foram de $8,59 \mu\text{M}$ e $0,67 \mu\text{M}$, respectivamente.

Figura 11 - Distribuição superficial de (a) nitrato (μM) e (b) PID (μM) na Plataforma Continental do Amazonas, período da diminuição da descarga do rio Amazonas.

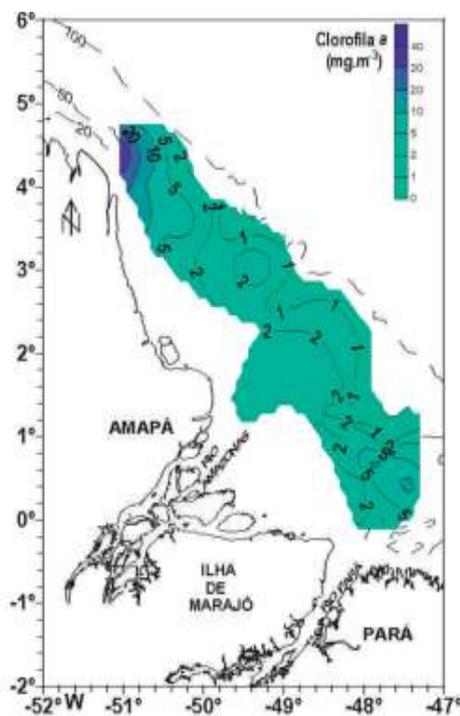


Fonte: Santos (2004).

Smith e Russel (1995) relataram que o crescimento do fitoplâncton é determinado por três características na pluma do Amazonas: transparência, estratificação e a disponibilidade de nutrientes. Estudos na Plataforma Continental mostraram a importância da concentração de sedimentos na limitação da penetração de luz e do conteúdo de nutrientes (MILLIMAN; BOYLE, 1975; EDMOND et al., 1981; DEMASTER; KNAPP; NITTROUER, 1983; DEMASTER; KUEHL; NITTROUER, 1986). A transparência da água influencia a penetração de luz na coluna de água e conseqüentemente o crescimento do fitoplâncton. A estratificação na área costeira do Amazonas reflete a importância da zona entre a água fluvial e a oceânica, onde os sedimentos floculam, os nutrientes são abundantes e o crescimento fitoplanctônico é favorecido (SMITH; DEMASTER, 1996).

A distribuição superficial da Clorofila *a*, no período da diminuição da descarga do rio Amazonas (Figura 12), de acordo com Santos (2004) é influenciada pela dinâmica dos processos oceanográficos atuantes como, por exemplo, o transporte de massas na Plataforma Continental do Amazonas em direção noroeste, através da Corrente Norte do Brasil, que favorece a disponibilidade do nitrato e fosfato.

Figura 12 - Distribuição superficial de Clorofila *a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) na Plataforma Continental do Amazonas (período da diminuição da descarga do rio Amazonas).



Fonte: Santos (2004).

1.9 Campanhas Oceanográficas

Nesta região, a primeira grande expedição oceanográfica realizada, fez parte de um estudo global, efetuado pela Comissão Oceanográfica Intergovernamental (C.O.I.), para a obtenção de uma visão geral sobre a Oceanografia Física, Química, Biológica, Geológica e sobre a Meteorologia do Atlântico Tropical. Este programa ocorreu em duas etapas denominadas EQUALANT I e EQUALANT II realizadas no período de fevereiro a março e de agosto a setembro de 1963, respectivamente, abrangendo as regiões

Norte e Nordeste do Brasil. Com dados obtidos durante este programa surgiram os primeiros trabalhos científicos oceanográficos na região do rio Amazonas: Ryther et al. (1967) determinaram o tamanho e a localização da área influenciada pelo rio Amazonas, os níveis dos nutrientes e das populações planctônicas nesta área; Teixeira e Tundisi (1967) verificaram uma diminuição progressiva na produção primária e no número de organismos por litro da área costeira para a região oceânica, e uma mudança dos diferentes grupos fitoplanctônicos.

Magliocca (1971) descreveu a distribuição da salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido na região entre os rios Amazonas e Pará, encontrando altos valores de oxigênio dissolvido em águas com baixa salinidade, e um rápido consumo de fosfato nos primeiros 5 m superficiais, e fora da influência dos rios caracterizou as condições como as mesmas para o Atlântico Equatorial.

A Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) realizou duas Operações Oceanográficas denominadas Operação Norte/Nordeste I (setembro a dezembro de 1967) e Operação Norte/Nordeste II (abril a junho de 1968), com o objetivo de obter informações sobre os processos químicos, biológicos, geológicos e meteorológicos ocorrentes entre Recife e o Cabo Orange.

Com base nos dados existentes no então Centro Nacional de Dados Oceânicos (DHN), Diégues (1972) publicou um trabalho sobre a oceanografia do estuário do rio Amazonas, descrevendo a extensão da influência do rio Amazonas sobre o Oceano Atlântico.

Gibbs (1972) apresentou um trabalho relatando a composição química dos sais dissolvidos, com base em resultados analíticos obtidos durante o ciclo sazonal do rio Amazonas, destacando este rio como a maior fonte de água doce para os oceanos.

Entre março e maio de 1976, Edmond et al. (1981) observaram a distribuição dos nutrientes e material em suspensão na pluma do Amazonas, durante um *bloom* de diatomáceas, verificando que o balanço entre o material particulado e dissolvido apresentou uma regeneração completa para o carbono, o fósforo, e aproximadamente 50% do nitrogênio foi remineralizado para outras espécies, além do nitrato e nitrito e, somente 20% da sílica foi removida por diatomáceas, sendo o restante incorporado nos sedimentos.

Estudos para verificar a influência das reações geoquímicas ocorrentes nas águas estuarinas sobre o fluxo dos nutrientes, elementos menores e traços, foram desenvolvidos por DeMaster, Kuehl e Nittrouer (1986), para avaliar a influência destes processos ocorrentes na Plataforma Continental do Amazonas e próximo à foz do rio Amazonas, respectivamente, sobre a distribuição do silicato. E Fox, Sager e Wofsy (1986) descreveram quantitativamente o papel dos sedimentos no controle das concentrações de fósforo inorgânico solúvel no estuário do referido rio.

A campanha oceanográfica denominada “PAVASAS I” ocorreu entre junho e setembro de 1987 com a finalidade de um levantamento das condições oceanográficas, meteorológicas, biológicas e geológicas da área, ao largo do estado do Maranhão e ao largo da Barra Norte do rio Amazonas, realizada pelo Navio Oceanográfico “Almirante Saldanha”. Contando com a participação da D.H.N. e das Universidades Federais do Maranhão, de Pernambuco e do Ceará, e Universidade de São Paulo. Esta campanha visou atender ao projeto “Pontos Anfidrômicos e Variações Sazonais do Atlântico Sul”, desenvolvido pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

O Projeto “A Multidisciplinary Amazon Shelf Sediment Study” (AMASSEDS) realizou quatro cruzeiros oceanográficos entre 1989 e 1991, contando com cinco grupos de pesquisa: oceanografia física, geoquímica da coluna de água (incluindo produtividade primária), transporte de sedimento, biologia bêntica, e sedimentologia/estratigrafia. Envolvendo instituições nacionais e internacionais: Universidade Federal do Pará (PROMAR/ Departamento de Geologia), Universidade Federal

Fluminense (Departamento de Geologia), State University of New York (Marine Sciences Research Center), University of Washington e Woods Hole Oceanographic Institut, investigando detalhadamente os processos oceanográficos na Plataforma Continental do Amazonas próximo à foz do rio Amazonas.

Devido ao compromisso assumido pelo Brasil quando da ratificação da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), que atribui aos países costeiros direitos e responsabilidades quanto à exploração, conservação e gestão dos recursos vivos de sua ZEE, e a dinâmica interna e a evolução da atividade pesqueira nacional, foi criado O Programa “Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva”- REVIZEE.

O Programa REVIZEE na Plataforma Continental Norte do Brasil abrangeu a área entre o Cabo Orange/AP e a Foz do rio Parnaíba/PI, e realizou as Operações Norte I (1995), Norte II (1997), Norte III (1999) e Norte IV (2001) a bordo do Navio Oceanográfico “ANTARES” da Marinha do Brasil, durante os períodos de descarga máxima (Operações Norte I e Norte III) e mínima (Operação Norte II) do rio Amazonas. A partir dos dados físicos e químicos da Operação Norte III, Santos (2000) realizou um trabalho sobre a influência dos rios Amazonas e Pará na distribuição da biomassa fitoplanctônica superficial da área costeira e oceânica. Em 2001, o Programa REVIZEE deu continuidade às pesquisas na região Norte, com a realização da Operação Norte IV, durante o período da diminuição da descarga do rio Amazonas.

No ano de 2004 foi criado O Projeto ‘Potenciais Impactos Ambientais do Transporte de Petróleo e Derivados na Zona Costeira Amazônica’ (Piatam Mar), mantido com apoio do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento da Petrobras (CENPES), o principal objetivo do projeto foi produzir informações atualizadas sobre populações, recursos naturais e ecossistemas costeiros na costa amazônica, e abastecer um banco de dados georeferenciados para dar apoio à Petrobras na gestão ambiental e na definição de ações preventivas frente a possíveis casos de acidentes com o transporte de óleo e derivados na Costa Norte do Brasil, o projeto envolveu cerca 230 pesquisadores e técnicos de inúmeras instituições científicas do país, entre elas a Universidade Federal Rural da Amazônia-UFRA.

O Piatam Mar dividiu as pesquisas em seis grupos temáticos - Abiótico, Biótico, Socioeconômico, Modelagem e Sensoriamento Remoto, Doenças Tropicais e Arqueologia, com posterior adesão, no ano de 2006, de pesquisadores, bolsistas e técnicos das áreas de Tecnologia da Informação e Comunicação, Biotecnologia e de Mamíferos Aquáticos. Ainda no ano de 2006, a partir dos resultados do Piatam Mar, houve a criação do Piatam Oceano, cuja área de estudo foi toda a margem entre o Amapá e o Maranhão.

Em sua nova fase o objetivo do Piatam Oceano foi de compilar, organizar e reinterpretar dados ambientais disponíveis nas bacias da margem Equatorial Brasileira, disponibilizando em banco de dados georeferenciados, contribuindo para o maior conhecimento dos ecossistemas oceânicos próximos à foz do Amazonas em diferentes áreas do conhecimento como a biologia marinha, geologia marinha, oceanografia física e química, meteorologia, geofísica e sensoriamento remoto, entre os resultados deste projeto está o levantamento de toda a informação científica existente sobre a região, dividido em quatro grupos de estudo, que podem ser consultados no site do projeto: <http://www.piatamoceano.uff.br/piatamoceano/grupos.htm>.

REFERÊNCIAS

- BARNIER, B. et al. On the seasonal variability and eddies in the North Brazil Current: insight from model intercomparison experiments. **Progress in Oceanography**, v. 44, p. 195-230, 2001.
- CURTIN, T. B.; LEHECKIS, R. V. Physical observation in the plume region of the Amazon River during peak discharge: Surface variability. **Continental Shelf Research**, Oxford, v. 6, n. 1-2, p. 31-51, 1986.
- DEMASTER, D. J.; POPE, R. H. Nutrient dynamics in Amazon shelf waters: results from AMASSEDS. **Continental Shelf Research**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 263- 289, 1996.
- _____. KNAPP, G. B.; NITTROUER, C. A. Biological uptake and accumulation of silica on the Amazon continental shelf. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 47, n. 10, p. 1713- 1723, 1983.
- _____. KUEHL, S. A.; NITTROUER, C. A. Effects of suspended sediments on geochemical processes near the mouth of the Amazon River: examination of biological silica uptake and the fate of particle-reactive elements. **Continental Shelf Research**, Oxford, v. 6, n. 1-2, p. 107-125, 1986.
- DIÉGUES, F. M. F. Introdução à Oceanografia do estuário Amazônico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 26., 1972, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBG, 1972. p. 301-317.
- EDMOND, J. M. et al. Chemical mass balance in the Amazon Plume- I: The nutrients. **Deep- Sea Research**, Oxford, v. 28, n. 11, p. 1339- 1374, 1981.
- FIGUEIREDO JÚNIOR, A. et al. **Síntese do conhecimento da geologia e geomorfologia da margem equatorial brasileira**. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2008. (Coleção Síntese do Conhecimento sobre a Margem Equatorial Amazônica, 15).
- FIGUEROA, S. N.; NOBRE, C. A. Precipitations distribution over Central and Western Tropical South America. **Climanálise – Boletim de Monitoramento e Análise Climática**, v. 5, n. 6, p. 36-45, 1990.
- FOX, L. E.; SAGER, S. L.; WOFSEY, S. The chemical control of soluble phosphorus in the Amazon estuary. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 50, n. 5, p. 783-794, 1986.
- GEYER, W. R. et al. Physical oceanography of the Amazon shelf. **Continental Shelf Research**. Oxford, v. 16, n. 5-6, p. 575-616, 1996.
- GIBBS, R. J. Water chemistry of the Amazon River. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 36, n. 9, p. 1061-1066, 1972.
- _____. The Geochemistry of the Amazon River system: Part I The factor that control the salinity and the composition and concentration of the suspended solids. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v. 78, n. 10, p. 3203-1232, 1967.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Estações de Monitoramento automáticas. **Dados adquiridos nas estações automáticas de Belém-PA e Macapá-AP. 2013.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/grafico>>. Acesso em: 2 abr. 2013.

JOHNS, W. E. et al. Annual cycle and variability of the North Brazil Current. **Journal of Physical Oceanography**, Miami, v. 28, n. 1, p. 103-128, 1998.

KNOPPERS, B. et al. Zona costeira e plataforma continental do Brasil. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. p. 353-361.

LENTZ, S. J. Seasonal variations in the horizontal structure of the Amazon Plume inferred from historical hydrographic data. **Journal of Geophysical Research**, Massachusetts, v. 100, n. C2, p. 2391-2400, 1995.

_____. LIMEBURNER, R. The Amazon River plume during AMASSEDS: Spatial characteristics and salinity variability. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, n. C2, p. 2355-2376, 1995.

MAGLIOCCA, A. Some chemical aspects of the marine environment off the Amazon and Pará rivers, Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 61-84, 1971.

MARENGO, J. Interannual variability of deep convection in the tropical South American sector as deduced from ISCCP C2 data. **Int. J. Climatology**, v. 15, n. 9, p. 995-1010, 1995.

MILLIMAN, J. D.; BOYLE, E. A. Biological uptake of dissolved silica in the Amazon River estuary. **Science**, v. 189, p. 995-997, 1975.

_____. SUMMERHAYES, C. P.; BARRETTO, H. T. Contribuição ao estudo de material em suspensão na plataforma continental do Amazonas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 28., 1974, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: CBG, p. 263- 282, 1974. v. 3.

MÜLLER-KARGER, F. E.; MCCLAIN, C. R.; RICHARDSON, P. L. The dispersal of the Amazon's water. **Nature**, London, v. 333, p. 56-69, 1988.

NITTROUER, C. A.; DEMASTER, D. J. Sedimentary processes on the Amazon continental processes on the Amazon continental shelf: past, present and future research. **Continental Shelf Researchs**, Oxford, v. 6, n. 1-2, p. 5-30, 1986.

_____. _____. The Amazon shelf setting tropical, energetic, and influenced by a large river. **Continental Shelf Researchs**, Oxford, v. 16, n. 5-6, p. 553-574, 1996.

_____. et al. An introduction to the geological significance of sediment transport and accumulation on the Amazon continental shelf. **Marine Geology**, New York, v. 125, n. 3-4, p. 177-192, 1995.

OLTMAN, R. E. **Reconnaissance investigation of discharge and water quality of the Amazon River**. Washington: United States Department of the Interior, 1968. 16 p. (Geological Survey. Circular, 552).

RICHARDSON, P. L. et al. North Brazil Current retroflection eddies. **Journal of Geophysical Research**, Massachusetts, v. 99, n. C3, p. 997-1014, 1994.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. et al. O ambiente marinho. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Relatório executivo**: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na ZEE do Brasil Programa REVIZEE. Brasília, DF: MMA, 2006, p. 21-75. v. 1.

RYTHER, J. H. et al. Influence of the Amazon river outflow on the ecology of the western tropical atlantic I. Hydrography and nutrient chemistry. **Journal of Marine Research**, New Haven, v. 25, n. 1, p. 69- 83, 1967.

SANTOS, M. L. S. **Influência dos rios Amazonas e Pará sobre a biomassa fitoplanctônica**. 2000. 108 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia)-Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

SANTOS, M. L. S. **Distribuição dos nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) na Plataforma Continental do Amazonas**. 2004. 143 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Abiótica)-Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004

SANTOS, L. F. S.; COHEN, J. C. P. Distribuição da nebulosidade coletada a bordo do Navio Oceanográfico Antares na área norte do Programa REVIZEE nos períodos chuvoso de 1995 e menos chuvoso de 1997. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 10., 1998. Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: CBM, 1998. 1 CD.

SILVA, M. G. L. **Caracterização morfológica da cobertura sedimentar da plataforma continental do Amazonas/Norte-Brasil**. Belém. 1998. 112 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia)-Universidade Federal do Pará, Belém, 1998.

SILVA, A. C. et al. Variação sazonal da estrutura de massas de água na plataforma continental do Amazonas e área oceânica adjacente. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 145-157, 2005.

_____. **An analysis of water properties in the western tropical Atlantic using observed data and numerical model results**. 2006. 135 f. Tese (Doutorado em Oceanografia)-Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

_____. ARAÚJO, M.; PINHEIRO, L. S. Caracterização Hidrográfica da Plataforma Continental do Maranhão a partir de Dados Oceanográficos Medidos, Remotos e Modelados. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 281-294, 2007.

_____. _____. BOURLÈS, B. Seasonal variability of the Amazon River plume during REVIZEE Program. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 38, p. 76 – 87, 2010.

SMITH, W. O. J.; RUSSELL, G. J. Phytoplankton biomass and nutrient distributions in the Amazon River plume: environmental correlates. **Geo-Marine Letters**, v. 15, p. 195- 198, 1995.

SMITH JÚNIOR, W. O.; DEMASTER, D. J. Phytoplankton biomass and productivity in the Amazon River plume: correlation with seasonal river discharge. **Continental Shelf Research**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 291-319, 1996.

STRAMMA, L.; SCHOTT, F. The mean Flow Field of the tropical Atlantic Ocean. **Deep Sea Research II**, v. 46, p. 279-303, 1999.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. Primary production and phytoplankton in equatorial waters. **Bulletim Marine Science**, Coral Gables, v. 17, n. 4, p. 884-891, 1967.

CAPÍTULO XII

GENÉTICA MOLECULAR APLICADA À CONSERVAÇÃO DE PEIXES AMAZÔNICOS

*Igor Hamoy*¹
*Juliana Araripe*²
*Sávio Guerreiro*³
*Sidney Santos*⁴

1 GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE RECURSOS PESQUEIROS

A variabilidade genética, também chamada de diversidade molecular, pode ser definida, de forma simplificada, como a quantidade de variação genética entre indivíduos. O nível de variabilidade genética é a matéria-prima para a mudança evolutiva, pois permite que populações evoluam em resposta às mudanças ambientais (REED; FRANKHAM, 2003; FRANKHAM; BALLOUID; BRISCOE, 2008). A perda de variabilidade genética torna uma população mais suscetível à extinção, por esta não apresentar níveis de variação genética capazes de responder a diferentes pressões seletivas ocasionadas, geralmente, por mudanças no meio ambiente (FRANKHAM, 1995; HAIG; AVISE, 1996; REED; FRANKHAM, 2003; RADWAN; BIEDRZYCKA; BABIK, 2010). Existem evidências que associam a diminuição do sucesso reprodutivo de uma população com a perda da sua variabilidade genética. Porém, esse quadro muda quando o fluxo gênico (migração) é estabelecido, levando variação genética para essa população (YEEH; KANG; CHUNG, 1996; FLAGSTAD; WALKER; VILÁ, 2003; RANDI et al., 2003).

A variabilidade dos recursos genéticos aquáticos, que pode ser entendida como a somatória da diversidade de espécies mais a diversidade molecular dentro e entre espécies, é um importante componente da biodiversidade (HILSDORF; MARQUES; RESENDE, 2006). A variabilidade genética é usualmente mensurada pelo número de alelos ou pela heterozigosidade (diversidade genética) de um marcador molecular em uma população (JUANES; PEREZ; GARCIA-VASQUEZ, 2007). A variabilidade intrapopulacional (dentro de uma população) é resultado do balanço entre os processos de

¹ Doutor em Genética e Biologia Molecular. Professor Adjunto da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA. E-mail: ighamoy@gmail.com.

² Doutora em Zoologia. Professora Adjunta da Universidade Federal do Pará - UFPA. E-mail: araripe@ufpa.br.

³ Engenheiro de Pesca, Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais na Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. E-mail: savio.guerreiro@outlook.com.

⁴ Doutor em Ciências Biológicas. Professor Titular da Universidade Federal do Pará - UFPA. E-mail: sidneysantos@ufpa.br.

mutação, de deriva genética e de seleção natural. O processo mutacional gera variação genética enquanto que a deriva genética diminui a variação genética, o que acarreta na diferenciação interpopulacional (diferenciação genética) e o estabelecimento do fluxo gênico leva a homogeneidade genética entre populações. A seleção natural também pode atuar na redução da diversidade molecular com a fixação de alelos vantajosos. Entretanto, a diversidade molecular não é influenciada somente pela deriva genética, mutação e seleção natural, pode ser influenciada por eventos históricos (HANFLING; BRANDL, 1998).

A redução e a fragmentação de habitat incrementam a ocorrência de deriva genética e reduzem o fluxo gênico entre populações, conseqüentemente, diminuem a variabilidade genética, podendo levar a diferenciação populacional (TEMPLETON et al., 2001). Espécies que vem sofrendo drásticas reduções no tamanho de suas populações, ou seja, o efeito *bottleneck*, apresentam grandes perdas na sua variabilidade genética e estão mais propensas à extinção (CORNUET; LUIKART, 1996).

As preocupações e ações referentes aos impactos sobre a biodiversidade nos ecossistemas aquáticos estão muito mais direcionadas para a percepção do desaparecimento de uma dada espécie do que à diminuição da variabilidade genética da mesma. A depauperação da variabilidade genética dentro e entre populações pode ser um componente decisivo para a sobrevivência de uma espécie a médio e longo prazo (SOLÉ-CAVA, 2001).

O grau de diferenciação genética em organismos aquáticos depende de vários fatores que levam as populações à homogeneidade ou à heterogeneidade genética. O estudo do fluxo gênico entre as populações revela sua estrutura genética, ou seja, o quanto as populações podem estar em conexão genética ou isoladas ao longo de suas histórias evolutivas recentes (HILSDORF; MARQUES; RESENDE, 2006).

A avaliação da estrutura genética de uma espécie distribuída em uma ou várias bacias hidrográficas determina a intensidade com que o fluxo gênico entre suas populações vem ocorrendo. Se a troca de genes entre estas tem sido limitada em uma determinada população que esteja sofrendo pesca predatória, a possibilidade de sua recuperação genética pela migração é pequena e a chance de colapso da pesca em determinada região geográfica pode ocorrer (HILSDORF; MARQUES; RESENDE, 2006).

O desmatamento, a construção de barragens, o assoreamento e a poluição têm sido apontados como os principais agentes do esgotamento das populações de peixes. A resiliência das populações de peixes em relação a esses distúrbios depende da adaptação das espécies, a qual é influenciada pelo nível de variabilidade genética e pela ocorrência de refúgios (PIORSKI et al., 2008). Lancaster e Belyea (1997) definem refúgio como o lugar no qual os efeitos negativos dos distúrbios são menos impactantes do que na sua área circundante. Por conseguinte, o refúgio pode desempenhar um papel central na estrutura das comunidades aquáticas (MAGOULICK; KOBZA, 2003).

Dentro das bacias hidrográficas, as espécies de peixes podem formar grandes populações homogêneas geneticamente (populações panmíticas) ou podem formar populações geneticamente diferenciadas com fluxo gênico com intensidade apenas capaz de manter as subpopulações (metapopulações). No contexto da genética da conservação de recursos pesqueiros, populações geneticamente diferenciadas podem ser consideradas unidades independentes para o manejo, que podem servir como fonte de variação genética para outras populações (PIORSKI et al., 2008). Ferramentas, como os marcadores moleculares, capazes de mensurar de forma precisa o nível de variação genética e geográfica em populações aquáticas, são primordiais para a elaboração de estratégias de manejo e conservação.

2 MARCADORES MOLECULARES

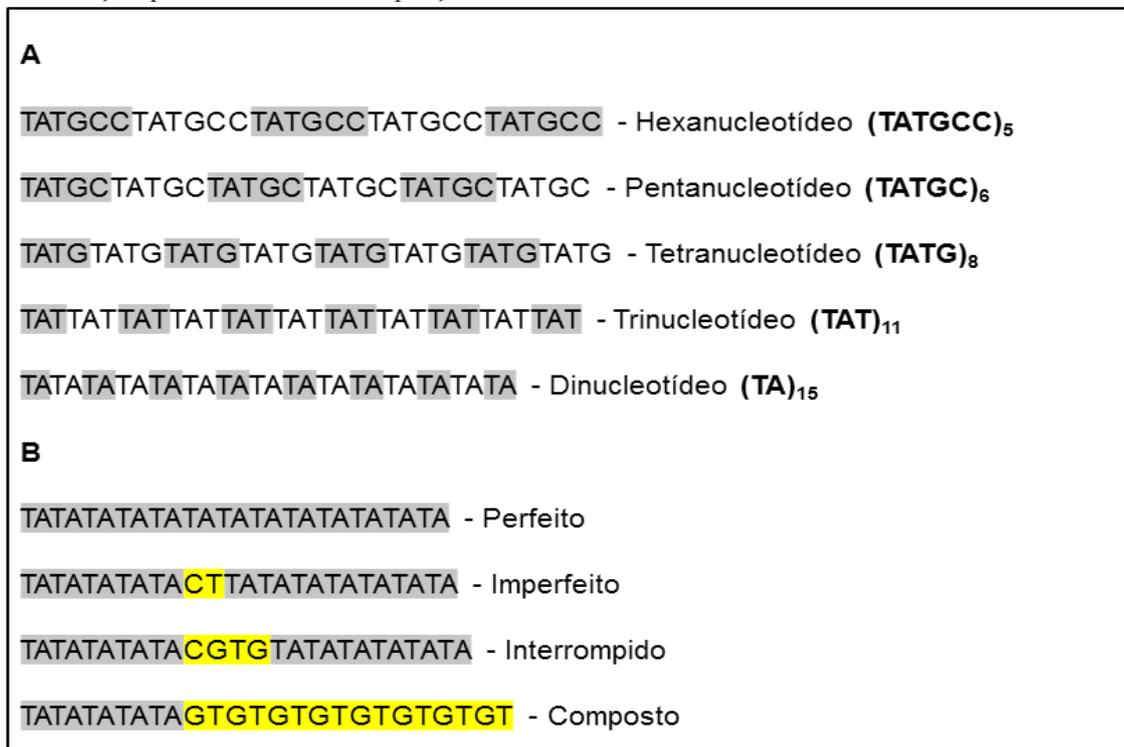
Estudos visando à conservação de muitas espécies de peixes têm utilizado com êxito a análise da variabilidade genética utilizando marcadores moleculares como forma de organizar seus programas de manejo reprodutivo e conservação (LIU; CORDES, 2004). Os principais marcadores moleculares utilizados atualmente são: os microssatélites, os SNPs, os Indels e as sequências do DNA mitocondrial.

2.1 Microssatélites

Os marcadores microssatélites, também conhecidos como *short tandem repeats* (STR) ou *simple sequence repeats* (SSR), são marcadores nucleares, codominantes, altamente polimórficos, multialélicos (mais de dois alelos), formados por séries de sequências curtas de DNA repetidas *in tandem* (em fila). Estas sequências curtas compõem o locus do microssatélite e podem ser constituídas de um até seis nucleotídeos, sendo nomeadas de acordo com o número de nucleotídeos que as compõem, como di, tri, tetra, penta e hexanucleotídeos, respectivamente (FIELD; WILLS, 1998; TOTH; GASPARI; JURKA, 2000; KELKAR et al., 2010), (Figura 1).

Esses marcadores são classificados de acordo com a estrutura da sequência repetida, em perfeitos, imperfeitos, interrompidos e compostos. Um microssatélite perfeito apresenta uma sequência de repetição sem nenhuma base que não pertença a ela. Em um microssatélite imperfeito existe um par de bases diferentes entre a sequência de repetição. Em um microssatélite interrompido existe uma pequena sequência de bases entre a sequência de repetição. Enquanto que em um microssatélite composto é formado por dois motivos de repetição distintos e adjacentes. (CHISTIYAKOV; HELLEMANS; VOLCKAERT, 2006; OLIVEIRA et al., 2006; BHARGAVA; FUENTES, 2010) (Figura 1).

Figura 1 - Estrutura e classificação dos marcadores microssatélites, (A) classificação quanto ao tamanho da repetição, (B) classificação quanto a estrutura da repetição.



Fonte: Modificado de Oliveira et al. (2006).

Atualmente, os microssatélites são os marcadores moleculares mais descritos e estudados em espécies aquáticas. Eles podem ser empregados em estudos de variabilidade genética, caracterização de estoques genéticos, seleção de matrizes, estudos de paternidade, análises de parentesco, relacionamento genético, construção de mapas de ligação. (XIAU-GU; JIN-GOU; BANG-XI, 2006; JONES et al., 2010). Esses marcadores não apresentam, atualmente, grandes dificuldades para seu isolamento em genomas de espécies não modelo. A técnica mais utilizada para o isolamento desses marcadores é a construção de bibliotecas de DNA enriquecidas em microssatélites e posterior sequenciamento. Outra abordagem empregada para a obtenção desses marcadores é a utilização de microssatélites previamente descritos em uma espécie relacionada à espécie que se pretende estudar (ZANE; BARGELLONI; PATARNELLO, 2002; VÄLI et al., 2008). Esse marcador molecular é um dos melhores para estimar a diversidade genética de populações naturais e realizar diferenciação genética entre populações relacionadas (PUTMAN; CARBONE, 2014).

Uma importante vantagem na utilização dos microssatélites é o baixo custo de sua genotipagem que é baseada na reação em cadeia da polimerase (*Polymerase Chain Reaction*, PCR) e com uma posterior separação de fragmentos de DNA de tamanhos diferentes por eletroforese (VASEMÄGI et al., 2010).

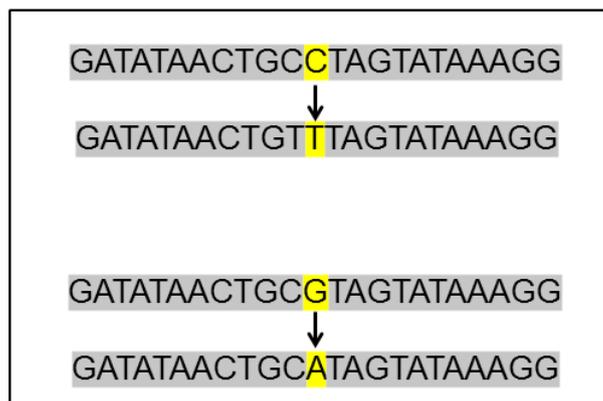
A maior dificuldade no emprego desses marcadores é a presença de artefatos de PCR como as *stutter bands* que podem dificultar a interpretação dos resultados de sua genotipagem gerando dados não confiáveis sobre a diversidade genética de uma espécie (VÄLI et al., 2008).

2.2 SNP

Os polimorfismos de nucleotídeos únicos (*single nucleotide polymorphisms*, SNPs) são marcadores moleculares formados predominantemente por substituições pontuais de nucleotídeos (Figura 2) sendo caracterizados como bi alélicos (apenas dois alelos). Os SNPs apresentam herança genética codominante, uma baixa taxa de mutação e uma maior acurácia nos resultados de genotipagem quando comparados com os marcadores microssatélite. Essas são razões para que, gradualmente, os SNPs substituam os microssatélites em estudos de genética de populações (MORIN; MARTIEN; TAYLOR, 2009). Porém, a quantidade de SNPs disponíveis para espécies aquáticas ainda é muito menor que a quantidade de microssatélites (CARLSSON et al., 2013). Entretanto, nos últimos anos, com a popularização das técnicas de sequenciamentos de próxima geração (*next-generation sequencing*) ou de alto rendimento, a quantidade de SNPs descobertos nos genomas de diferentes organismos aquáticos vem aumentando.

A genotipagem de SNPs requer a utilização de equipamentos mais sofisticados, como sequenciadores automáticos de DNA e máquinas de PCR em tempo real, elevando os custos de sua genotipagem em comparação com os microssatélites (SEEB et al., 2011). Para uma revisão mais abrangente recomendamos a leitura do artigo Liu *et al.* (2017).

Figura 2 - Mutações pontuais na molécula de DNA que caracterizam os *single nucleotide polymorphisms* (SNPs).



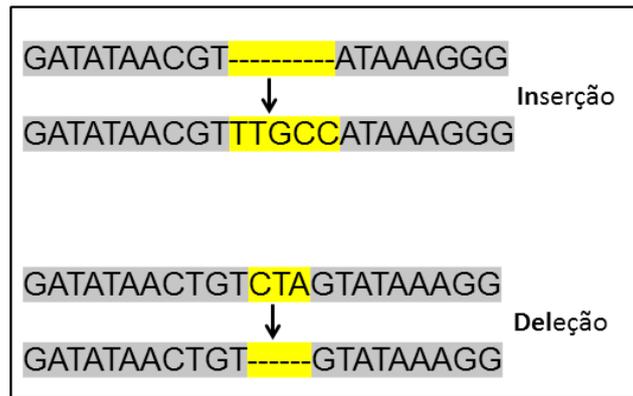
Fonte: Modificado de Morin; Martien; Taylor (2009).

2.3 Indels

As pequenas inserções e deleções (*insertions and deletions*, indels) são marcadores moleculares caracterizados por pequenas inserções e deleções de 2 a 10 pares de base (Figura 3), bi alélicos e amplamente distribuídos nos genomas (VÄLI et al., 2008). Esses marcadores têm sido largamente utilizados para estudos de diversidade genética e ancestralidade em humanos e outros organismos modelo, pois a chance de ocorrência de duas mutações indel no mesmo local do genoma com os mesmos tamanho é muito pequena, tornando os indivíduos que compartilham o mesmo alelo idêntico por descendência (SHEDLOCK; OKADA, 2000).

Para espécies aquáticas ainda existem poucos indels descritos na literatura, porém com a maior utilização das técnicas de sequenciamento de alto rendimento a quantidade desses marcadores tende a aumentar. Um importante benefício na utilização dos indels é o seu baixo custo de genotipagem em comparação com os SNPs, pois é baseada em PCR e separação de fragmentos de DNA de tamanhos diferentes por eletroforese. Quando comparado com os microssatélites, os indels não apresentam artefatos de PCR que dificultam a interpretação de sua genotipagem, tornando esses marcadores os mais precisos para estudos de genética de populações (VÄLI et al., 2008).

Figura 3 - Inserções e deleções na molécula de DNA que caracterizam os Indels.



Fonte: Modificado de Vali et al. (2008).

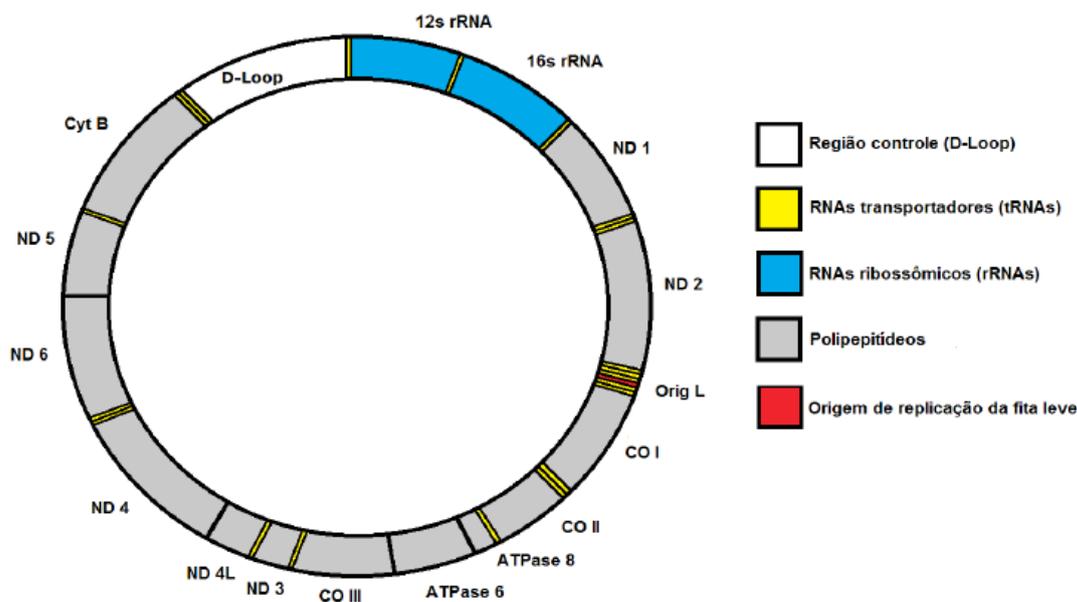
2.4 DNA mitocondrial

A mitocôndria é a organela citoplasmática responsável pela produção de ATP (Adenosina Tri Fosfato) em todos os organismos eucariotos. Essa organela possui características únicas como membrana dupla e replicação autônoma em relação ao núcleo celular por possuir seu próprio DNA. O DNA mitocondrial (mtDNA) ou genoma mitocondrial em vertebrados é constituído por uma molécula circular de DNA presente em múltiplas cópias dentro da mitocôndria e com tamanho variando entre as espécies, apresentando, geralmente, uma única região controle não codificante, responsável por iniciar a replicação da fita pesada do mtDNA. O genoma mitocondrial em vertebrados possui frequentemente: 13 genes codificadores de proteínas, 22 RNAs transportadores, dois RNAs ribossômicos e uma região de origem de replicação da fita leve do DNA mitocondrial (Figura 4), (BROWN, 2008).

O mtDNA é haploide e com herança genética materna, não sofre recombinação, permitindo estudos evolutivos em populações naturais. As variações dentro do mtDNA são uma importante fonte de marcadores para estudos de variabilidade genética e diferenciação genética em organismos aquáticos.

A região controle do mtDNA apresenta as maiores taxas de mutação dentre as regiões que o compõem, sendo a região de escolha para estudos de estruturação genética de organismos aquáticos. O mtDNA tem sido amplamente utilizado nas duas últimas décadas em estudos de estruturação genética de organismos aquáticos. Em relação a espécies de peixes amazônicos já existem alguns estudos publicados: dourada *Brachyplatystoma rousseauxii* (BATISTA et al., 2005), piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (BATISTA et al., 2005), pirarucu *Arapaima gigas* (HRBEK et al., 2005) e o tambaqui *Colossoma macropomum* (SANTOS; RUFFINO; FARIAS, 2007). Todas essas espécies apresentaram, nesses trabalhos, elevados índices de variabilidade genética.

Figura 4 - Caracterização do genoma mitocondrial em vertebrados.



Fonte: Brown (2008).

3 GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE PEIXES AMAZÔNICOS

3.1 Tambaqui

O *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816), conhecido no Brasil como tambaqui, é o segundo maior peixe de escamas da ictiofauna amazônica, é de grande importância econômica para pesca comercial e para a criação em cativeiro. Essa espécie tem sido submetida à captura intensiva desde o início da década de 60 e programas de aquicultura envolvendo o tambaqui estão sendo desenvolvidos em todo Brasil (MENEZES et al., 2008; MUNIZ; CASTANHO; SANTOS, 2008). O *C. macropomum* é um peixe ósseo (Osteichthyes) pertencente à ordem Characiformes, família Characidae e subfamília Serrasalminae. Dentro da subfamília Serrasalminae, esse peixe é, morfológicamente, uma das espécies mais diferenciadas devido ao alongamento do corpo dos adultos, pois nenhum outro representante desta subfamília torna-se alongado quando adulto (SAINT-PAUL, 1986; LIMA; GOULDING, 1998).

Quando jovem, o tambaqui é caracterizado por uma mancha preta distinta próxima do meio do corpo e abaixo da nadadeira dorsal. Essa mancha gradualmente desaparece em exemplares maiores de 75 mm de comprimento. Quando atingem cerca de 30 cm de comprimento, os indivíduos desta espécie perdem sua forma arredondada e tornam-se mais alongados, podendo atingir 1 m de comprimento e

pesar cerca de 30 kg (QUEIROZ; CRAMPTON, 1999).

Em estado silvestre o tambaqui é encontrado nas bacias dos rios Solimões, Amazonas e Orinoco (PENNA et al., 2005; NUNES et al., 2006). Em termos de geografia política, a espécie habita o Brasil, Venezuela, Colômbia, Peru e Bolívia (LIMA; GOULDING, 1998).

A distribuição mais ampla do tambaqui é encontrada na bacia amazônica. Como acontece em muitas espécies, existe uma área central onde as densidades são relativamente altas, como indicado pelas pescarias comerciais e experimentais e conhecimento local. Existem também peixes errantes periféricos, que são ocasionalmente capturados muito longe da área central. No leste da Amazônia são raramente capturados, como nos rios Xingu e Tocantins, na ilha do Marajó e no estado do Amapá. Não existem pescarias comerciais deste peixe na Amazônia oriental, devido às baixas densidades populacionais (LIMA; GOULDING, 1998).

O *C. macropomum* torna-se comum nos lagos de várzea do rio Amazonas a oeste do rio Xingu e assim permanece até os rios Marañon e Ucayali no Peru. O rio Curuá Una, logo abaixo de Santarém, parece ser o primeiro tributário da margem sul do rio Amazonas com abundância suficiente desse peixe para permitir sua exploração comercial. O rio Trombetas, que banha a cidade de Oriximiná, é o primeiro afluente da margem norte do rio Amazonas a sustentar a pesca do tambaqui (LIMA; GOULDING, 1998).

Alguns estudos genéticos já foram realizados com o tambaqui, que apresenta um número diploide de cromossomos $2n = 54$ (NIRCHIO et al., 2003). Calcagnotto e Toledo-Filho (2000) analisaram os níveis de variabilidade genética presente em cinco estações de piscicultura de *Colossoma macropomum*, utilizando o marcador bioquímico transferrina. Os resultados demonstraram baixos níveis de variabilidade genética nos estoques cultivados.

Lopes et al. (2009) analisaram a diversidade genética em dois estoques de reprodutores de tambaqui utilizados na piscicultura do estado de Rondônia, utilizando marcadores RAPD (*Random Amplified Polymorphic DNA*), encontrando elevada variabilidade genética e uma baixa diferenciação genética entre os estoques.

Santos, Ruffino e Farias (2007) encontraram elevados níveis de variabilidade genética, elevado fluxo gênico e uma baixa diferenciação populacional entre cinco populações naturais de *C. macropomum*, ao longo da bacia amazônica, utilizando sequências da região controle do DNA mitocondrial.

O estudo realizado por Farias et al. (2010), utilizando sequências do DNA mitocondrial, demonstraram que as corredeiras do rio Madeira, que separam a bacia amazônica da boliviana, não representam uma barreira geográfica para o fluxo gênico das populações de *Colossoma macropomum* destas bacias.

Santos, Hrbek e Farias (2009) isolaram 14 marcadores microssatélites dinucleotídeos para *Colossoma macropomum*, em 25 indivíduos capturados na cidade de Santarém, localizada no Baixo Amazonas. Santana et al. (2011) isolaram 14 novos marcadores microssatélites do tipo dinucleotídeos para *Colossoma macropomum*, em 30 indivíduos capturados no rio Solimões, entre as cidades de Coari e Manaus. Hamoy et al. (2011) isolaram 13 marcadores microssatélites do tipo tri e tetranucleotídeos para o tambaqui, em 20 indivíduos coletados na cidade de Óbidos, localizada no Baixo Amazonas. Hamoy e Santos (2012) utilizaram esses marcadores para o desenvolvimento de um painel multiplex de genotipagem, que foi padronizado em tambaquís coletados na cidade de Oriximiná no Baixo Amazonas. Agostini et al. (2013) isolaram 8 microssatélites do tipo dinucleotídeo para o tambaqui, em 20 indivíduos coletados na cidade de Oriximiná, localizada no Baixo Amazonas.

Todos esses trabalhos de isolamento e caracterização de marcadores microssatélites em tambaqui apresentam uma característica em comum, que é a ocorrência de uma elevada diversidade genética nas populações estudadas.

Essa elevada variabilidade genética encontrada nas populações de *Colossoma macropomun*, na

bacia amazônica, não pode ser interpretada com uma constante diante da intensa exploração, e sim como um estado transiente, onde, em longo prazo, a diminuição na variabilidade genética é inevitável com a exploração acelerada. Além de conjecturar de que a diversidade genética atual não reflete mais a diversidade genética encontrada antes da exploração intensiva, a qual provavelmente era maior (HAMOY, 2011).

O trabalho de Hamoy (2011) utilizando marcadores microssatélites do tipo tri e tetra nucleotídeos em peixes capturados nas cidades de Tefé, Manaus, Santarém, Óbidos e Oriximiná, revelou uma elevada variabilidade genética e uma diferenciação genética não significativa entre essas populações e um elevado fluxo gênico, sugerindo que as populações de tambaqui da bacia amazônica podem ser panmíticas, ou seja, não encontram barreiras para o fluxo gênico, resultado similar ao encontrado por Santos, Ruffino e Farias (2007).

Esse elevado fluxo gênico encontrado por Hamoy (2011) corrobora os dados sobre a biologia do *Colossoma macropomum*, pois esta espécie apresenta um comportamento migratório em função da busca por alimento, proteção e pela reprodução.

Anderson et al. (2011) acompanharam a migração de 24 tambaquis marcados com transmissores de ondas de rádio, durante 8,5 dias na reserva nacional de Pacaya-Samiria no Peru, esses autores encontraram uma dispersão desses peixes de 5,9 Km, sugerindo que o tambaqui, que é uma espécie frugívora, é um importante dispersor de sementes a longas distâncias na bacia amazônica.

Fazzi-Gomes et al. (2017a) aferiu a variabilidade genética de *Colossoma macropomum* utilizando marcadores microssatélites, desenvolvidos por Hamoy (2011), em peixes coletados em Tefé, Manaus e Santarém. Com um total de 247 amostras provenientes da pesca artesanal, o estudo revelou uma alta variabilidade genética e alto fluxo gênico em peixes da bacia amazônica. Estudo que corrobora com as informações encontradas por Santos, Ruffino e Farias (2007) usando a região controle do DNA mitocondrial.

Esse elevado fluxo gênico, atrelado à falta de estruturação genética das populações de tambaqui, são fatores importantes para a elevada variabilidade genética encontrada em nosso estudo, porém não garante a manutenção dessa diversidade a longo prazo. Assim, é fundamental que as ações públicas de controle da pesca do tambaqui sejam mantidas e aperfeiçoadas, atreladas a ações de manejo que utilizem marcadores moleculares, para aferição dos níveis de variabilidade genética em mais populações de tambaqui em toda bacia amazônica (HAMOY, 2011).

Martínez et al. (2016) isolou marcadores SNP's para *Colossoma macropomum*, usando 30 indivíduos capturados na bacia amazônica e Orinoco. Os primeiros resultados geraram 22.576 tags caracterizadas por 7.181 sítios polimórficos, em que 177 loci (268 SNPs) são compartilhados entre ambas bacias. Em breve os marcadores SNPs podem se tornar uma ferramenta genômica importante para a genética de populações e conservação, com o intuito de ajudar no monitoramento dos rios Orinoco e Amazonas, podendo ser replicado para outras localidades posteriormente.

3.2 Pirarucu

O pirarucu (*Arapaima gigas* Schinz, 1822) é um dos mais importantes recursos pesqueiros na região amazônica, apresentando uma grande biomassa e agregando um alto valor de mercado nas principais cidades da região norte do Brasil (QUEIROZ; SARDINHA, 1999; BARTHEM, 1999). Reconhecido como o maior peixe de escamas do mundo (NELSON, 1994), esta espécie chega a atingir mais de três metros de comprimento e pesar mais de 200 kg na natureza. Tradicionalmente esta vem sendo classificada como a

única espécie do gênero *Arapaima*, mas recentemente foi proposta a revalidação de *A. agassizii*, com base em sua descrição original de 1847 (STEWART, 2013). Atualmente o pirarucu pode ser encontrado em toda a bacia amazônica, incluindo o sistema hídrico Araguaia/Tocantins (KIRSTEN et al., 2012).

Nos últimos anos esta espécie tem despertado grande interesse para aquicultura, principalmente por sua grande biomassa. Alguns aspectos têm reforçado o grande potencial do pirarucu em estações de pisciculturas, tais como o rápido crescimento, uma vez que a espécie atinge cerca de 10 kg no primeiro ano de cultivo, e a rusticidade característica da espécie, que se desenvolve bem em tanques cimentados ou açudes, dispensando sistemas de aeração (IMBIRIBA, 2001). Além disso, a espécie apresenta um elevado rendimento de carcaça (57%) associado a uma alta capacidade de produção de carne (4.560 kg/ha/ano) (IMBIRIBA; LOURENÇO JÚNIOR; DUTRA, 1994).

A grande exploração das populações naturais deste recurso, principalmente próximo às grandes cidades da região amazônica, como Belém, Santarém e Manaus, tem levado a uma notável diminuição do estoque, o qual na década de 70 tornou-se comercialmente extinto próximo a alguns centros urbanos amazônicos (GOULDING, 1980; BAYLEY; PETRERE JÚNIOR, 1989). Devido a este cenário, diferentes estratégias vêm sendo adotadas visando a conservação deste recurso, tais como o estabelecimento de período de defeso, tamanho mínimo de captura e o manejo participativo em diferentes localidades da Amazônia.

Algumas características biológicas do pirarucu interferem diretamente na vulnerabilidade da espécie. A respiração aérea obrigatória (SAWAYA, 1946) e a preferência por ambientes com águas paradas (CASTELLO, 2008) têm implicações diretas na pesca artesanal desta espécie. Esta atividade é realizada frequentemente com a utilização de redes malhadeiras e arpão lançado no momento que o pirarucu emerge em busca de ar atmosférico nos lagos da região de várzea (QUEIROZ, 1999). Outro aspecto importante que tem grande implicação na conservação deste recurso e seu caráter sedentário, onde estudos prévios indicam uma dispersão média de menos de 15 km por ano em ambientes de várzea (QUEIROZ, 2000). Recentemente esta característica também foi corroborada através de dados genéticos (ARARIPE et al., 2013).

Com a ampla utilização de ferramentas genéticas, vários estudos foram desenvolvidos nos últimos anos fornecendo informações sobre aspectos gerais do pirarucu. O primeiro trabalho usando marcadores moleculares foi realizado por Farias et al. (2003), os quais desenvolveram 14 iniciadores microssatélites para *Arapaima gigas*. Os autores observaram um elevado grau de heterozigosidade e número de alelos, variando de dois a oito dentro de uma pequena amostragem de indivíduos de Santarém, indicando que os locos microssatélites desenvolvidos apresentavam bom nível de informação para estudos populacionais.

No mesmo ano, Marques (2003) caracterizou uma população de pirarucus da bacia Araguaia-Tocantins através de marcadores RAPD e citogenética. Os dados moleculares indicavam a presença de uma única população com significativa variabilidade intrapopulacional. A caracterização citogenética da espécie também realizada, e revelou um número diploide de 56 ($2n=56$) (MARQUES; VENERE; GALETTI JÚNIOR, 2006), não sendo observadas diferenciações cromossômicas associadas ao sexo.

Utilizando marcadores moleculares para inferir questões acerca da filogeografia de *Arapaima*, dois importantes estudos foram desenvolvidos. Hrbek et al. (2005) sequenciaram 2.347 pb do genoma mitocondrial, incluindo parte do NADH1 e da ATPase de 139 pirarucus de oito localidades ao longo da distribuição da espécie e encontraram um restrito fluxo gênico entre as mesmas. Segundo os autores não foi observada uma significativa correlação entre a distância geográfica e a diferenciação genética encontrada. Por outro lado, as análises de clados próximos (*Nested Clade Analysis* – NCA) suportam

a hipótese de que as amostras compõem uma população panmítica com fluxo gênico limitado pela distância. Esta última hipótese é apoiada pelos autores, os quais acreditam que a grande diferenciação entre as localidades é um artefato da pressão antrópica sofrida pela espécie próximo aos grandes centros urbanos amazônicos (HRBEK et al., 2005).

Ainda buscando conhecer acerca da conectividade das populações ao longo de sua distribuição, Hrbek, Crossa e Farias (2007) complementaram os dados anteriormente disponíveis (dos marcadores mitocondriais NADH1 e ATPase com dados de genotipagens de 14 locus microssatélites. A análise de autocorrelação espacial indicou a presença de uma população contínua com grande fluxo gênico entre as localidades. Os dados de microssatélites apoiam a hipótese de isolamento por distância, o que não foi suportado pelos dados de sequência. As análises de autocorrelação espacial mostram que o fluxo gênico é significativamente limitado entre localidades com mais de 2.500 km de distância.

A estrutura genética de pirarucus do médio Amazonas foi alvo de investigação por Hamoy (2006) através de oito locos microssatélites em 190 indivíduos de lagos próximos à cidade de Óbidos (PA). Os resultados indicaram uma grande diversidade genética e uma diferenciação genética entre os diferentes lagos desta região. Foi ainda desenvolvido neste estudo um sistema multiplex para as genotipagens permitindo à amplificação dos oito locos em uma única reação de PCR (HAMOY; SANTOS, E.; SANTOS, S., 2008).

Informações acerca do genoma mitocondrial completo do pirarucu foram disponibilizadas por Hrbek e Farias (2008). Os autores encontraram uma organização dos genes semelhante aos de outros vertebrados, mas com uma região controle menor. A composição desta região foi semelhante ao descrito para outros peixes da ordem Osteoglossiformes (HRBEK; FARIAS, 2008).

A caracterização genética de populações de pirarucus também foi desenvolvida usando marcadores microssatélites. Nos estudos de Souza (2006), Watanabe (2007) e Carvalho (2008) foram analisadas as populações de pirarucus de Tucuruí, Reserva Mamirauá e Santarém, respectivamente, usando sete regiões descritas por Farias et al., (2003). Os resultados indicaram maior variabilidade genética no estoque da Reserva Mamirauá e menor na de Tucuruí, onde um dos locos apresentou-se monomórfico.

A diversidade genética de *Arapaima gigas* também foi aferida por Fazzi-Gomes et al. (2017b), utilizando um painel multiplex de marcadores microssatélites. Nesse estudo foram analisadas populações de pirarucu provenientes de dois grandes lagos da região do baixo Amazonas, os lagos Paru e Grande Curuai, em que foram coletados 87 indivíduos. Os resultados revelam que as populações de *A. gigas* analisadas possui uma alta variabilidade genética, resultados que corroboram com estudos anteriores. Além disso, foram realizados estudos de estrutura populacional, onde foi demonstrado que os indivíduos provenientes dos diferentes lagos possuem moderado distanciamento genético.

Apesar de sua classificação como espécie sedentária nenhum estudo abordando a capacidade de dispersão da espécie havia sido desenvolvido até pouco tempo. Araripe et al. (2013) avaliaram, através de genotipagens de microssatélites, populações de pirarucu e encontraram estruturação genética elevada e significativa entre populações separadas por distâncias maiores que 100 km, confirmando essa baixa dispersão para a espécie em ambientes de várzea. Foi observada uma grande similaridade genética entre estoques separados por até 25 km e uma moderada diferenciação entre distâncias de cerca de 100 km, sendo esta explicada pela distância geográfica. Por outro lado, em uma escala geográfica maior (a partir de cerca de 1.500 km) outros fatores além da distância levaram a uma diferenciação genética elevada entre as populações da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM) e a do sistema Araguaia-Tocantins. Neste mesmo estudo foi observada elevada variabilidade genética na população de pirarucus da Reserva Mamirauá onde foi identificada com número de alelos superior àquele encontrado

em Santarém e Tucuruí (ARARIPE et al., 2013).

Aspectos relacionados à ecologia do gigante da Amazônia também puderam ser inferidos usando marcadores genéticos. O padrão de dispersão dos alelos presentes em indivíduos de diferentes lagos do ambiente de várzea do Setor Jarauá, na Reserva Mamirauá, sugere que o deslocamento lateral previamente descrito por Castello (2008) ocorre sem uma fidelidade obrigatória dos adultos no momento de retorno ao lago (ARARIPE et al., 2013). Segundo Castello (2008), os pirarucus deslocam-se anualmente entre os ambientes mais baixos (lagos e restingas) e os mais altos (floresta alagada) da várzea de acordo com os níveis da água, que variam cerca de 10 m ao longo do ano (HENDERSON, 1999). Desta forma, os pirarucus ficam restritos aos lagos, ressacas e canos durante a seca e migrando para as áreas recém-alagadas durante a cheia, onde desfrutam de ambientes mais protegidos e com maior disponibilidade de alimento.

REFERÊNCIAS

AGOSTINI, C. et al. Permanent genetic resources added to molecular ecology resources database. **Molecular Ecology Resources**, Malden, v. 13, n. 5, p. 966-968, 2013.

ANDERSON, J. T. et al. Extremely long-distance seed dispersal by an overfish Amazon frugivore. **Proceedings of Royal Society**, Piitysburg, n. 278. 2011.

ARARIPE, J. et al. Dispersal capacity and genetic structure of *Arapaima gigas* on different geographic scales using microsatellite markers. **PlosOne**, San Francisco, v. 8, n. 1, 2013.

BARTHEM, R. A pesca comercial no médio Solimões e sua interação com a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. In: QUEIROZ, H. L.; CRAMPTON, W. G. (Ed.). **Estratégias para Manejo de Recursos Pesqueiros de Mamirauá**. Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1999. p. 72-107.

BATISTA, J. S. et al. Variabilidade genética da dourada e da piramutaba na bacia Amazônica. In: FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. B. (Ed.). **O Manejo da pesca dos grandes bagres migradores: piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas**. Manaus: IBAMA/ProVárzea, 2005. p. 15-19. (Coleção Documentos Técnicos: Estudos Estratégicos).

BAYLEY, P. B.; PETRERE JÚNIOR, M. Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium 106**. Ontario: Department of Fisheries and Oceans; Canadian Special Publication of the fish Aquatic Sciences, 1989. p. 385-398.

BHARGAVA, A.; FUENTES, F. F. Mutational dynamics of microsatellites. **Molecular Biotechnology**, New York, v. 44, n. 3. p. 250-266, 2010.

BROWN, K. H. Fish mitochondrial genomics: sequence, inheritance and functional variation. **Journal of Fish Biology**, British Isles, v. 72, n. 2, p. 355-374, 2008.

CALCAGNOTTO, D.; TOLEDO-FILHO, S. A. Loss of genetic variability at the transferrin locus in five hatchery stocks of tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Genetics and Molecular Biology**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 127-130, 2000.

CARLSSON, J. et al. Rapid, economical single-nucleotide polymorphism and microsatellite discovery based on de novo assembly of a reduced representation genome in a non-model organism: a case study of Atlantic cod *Gadus morhua*. **Journal of Fish Biology**, British Isles, v. 82, n. 3, p. 944-958, 2013.

CARVALHO, F. **Caracterização genética de populações de pirarucus (*Arapaima gigas*) da região de Santarém, Pará, através de marcadores microssatélites**. Belém. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular)-Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.

- CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecology Freshwater Fish*, New York, v. 17, n. 1, p. 38-46, 2008.
- CHISTIYAKOV, D. A.; HELLEMANS, B.; VOLCKAERT, F. A. M. Microsatellites and their genomic distribution, evolution, function and applications: a review with special reference to fish genetics. *Aquaculture*, United Kingdom, v. 255, n. 1-4, p. 1-29, 2006.
- CORNUET, J. M.; LUIKART, G. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics*, Montpellier, v. 144, n. 3, p. 2001-2014, 1996.
- FARIAS, I. P. et al. Are rapids a barrier for floodplain fishes of the Amazon basin? A demographic study of the keystone floodplain species *Colossoma macropomum* (Teleostei: Characiformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, Amsterdam, v. 56, n. 3, p. 1129-1135, 2010.
- FARIAS, I. P. et al. Characterization and isolation of DNA microsatellite primers for *Arapaima gigas*, an economically important but severely over-exploited fish species of the Amazon basin. *Molecular Ecology Notes*, v. 1, n. 3, p. 128-130, 2003.
- FAZZI-GOMES, P. F. et al. High genetic diversity and connectivity in *Colossoma macropomum* in the Amazon basin revealed by microsatellite markers. *Genetics and Molecular Biology*, v. 40, n. 1, p. 142-146, Jan-Mar. 2017a.
- FAZZI-GOMES, P. F. et al. Genetic diversity and differentiation in natural populations of *Arapaima gigas* from lower Amazon revealed by microsatellites. *Genetics and Molecular Research*, Place Published, v. 16, n. 1, p. 1-6, fev. 2017b.
- FIELD, D.; WILLS, C. Abundant microsatellite polymorphism in *Saccharomyces cerevisiae*, and the different distributions of microsatellites in eight prokaryotes and *S. cerevisiae*, result from strong mutation pressures and a variety of selective forces. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, Stanford, v. 95, n. 4, p. 1647-1652, 1998.
- FLAGSTAD, O.; WALKER, C. W.; VILÀ, C. Two centuries of the Scandinavian wolf population: patterns of genetic variability and migration during an era of dramatic decline. *Molecular Ecology*, Finland, v. 12, n. 4, p. 869-880, 2003.
- FRANKHAM, R. Inbreeding and extinction - a threshold effect. *Conservation Biology*, Sydney, v. 9, n. 4, p. 792-799, 1995.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A. **Fundamentos de Genética da Conservação Ribeirão Preto, SP**. São Paulo: SBG, 2008. 290 p.

GOULDING, M. The fishes and the forest: exploitations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, 1980. 250 p.

HAIG, S. M.; AVISE, S. M. Avian conservation genetics. In: AVISE, J. C.; HAMRICK JR. (Ed.). **Conservation genetics: case histories from nature**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 160-189.

HAMOY, I. G. **Desenvolvimento de um painel multiplex de microssatélites para o tambaqui (colossoma macropomum, characiforme: serrasalminae)**: ferramenta eficiente para aplicação em manejo e conservação. Belém. 2011. 113 f. Tese (Doutorado em Genética e Biologia Molecular)-Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém. 2011.

HAMOY, I. G. et al. Isolation and characterization of tri and tetranucleotide microsatellite markers for the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Serrasalminidae, Characiformes). **Conservation Genet Resources**, v. 3, p. 33-36, 2011.

HAMOY, I. G.; SANTOS, S. Multiplex PCR panel of microsatellite markers for the tambaqui, *Colossoma macropomum*, developed as a tool for use in conservation and broodstock management. **Genetics and Molecular Research**, v. 11, n. 1, p. 141-146, 2012.

_____. **Elevado fluxo gênico e variabilidade genética em populações naturais de Arapaima gigas do baixo Amazonas caracterizados por microssatélites**. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular)-Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

_____. SANTOS E. J. M.; SANTOS, S. E. B. Rapid and inexpensive analysis of genetic variability in *Arapaima gigas* by PCR multiplex panel of eight microsatellites. **Genetics and Molecular Research**, v. 7, n. 1, p. 29-32, 2008.

HANFLING, B.; BRANDL, R. Genetic variability, population size and isolation of distinct populations in the freshwater fish *Cottus gobio* L. **Molecular Ecology**, Halle, v. 7, n. 12, p. 1625-1632, 1998.

HENDERSON, P. A. O ambiente aquático na Reserva Mamirauá. In: QUEIROZ, H. L.; CRAMPTON, W. G. R. (Ed.). **Estratégias para Manejo de Recursos Pesqueiros de Mamirauá**. Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1999. p. 1-9.

HILSDORF, A. W. S.; MARQUES, D. K. S.; RESENDE, E. K. **Genética e conservação de estoques pesqueiros de Águas Continentais no Brasil: situação atual e perspectivas**. Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2006. 43 p. (Embrapa Pantanal Documentos, 82).

HRBEK, T.; CROSSA, M.; FARIAS, I. P. Conservation strategies for *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) and the Amazonian várzea ecosystem. **Brasilian Journal Biology**, São Carlos, v. 67, n. 4, p. 909-917, 2007.

_____. et al. Population genetic analysis of *Arapaima gigas*, one of the Largest Freshwater Fishes of the Amazon Basin: implication for its conservation. **Animal Conservation**, United Kingdom, n. 8, p. 297-308, 2005.

_____. FARIAS, I. P. Complete mitochondrial genome of the pirarucu (*Arapaima gigas*, Arapaimidae, Osteoglossiformes). **Genetics Molecular Biology**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 293-302, 2008.

_____. et al. Population genetics analysis of *Arapaima gigas*, on the largest freshwater fishes of the Amazon basin: implications for its conservation. **Animal Conservation**, London, n. 8, p. 297-308, 2005.

IMBIRIBA, E. P. Potencial da criação de pirarucu, *Arapaima gigas*, em cativeiro. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 31, n. 2, p. 299-316, 2001.

IMBIRIBA, E. P.; LOURENÇO JÚNIOR, J. B.; DUTRA, S. **Rendimento da carne de pirarucu *Arapaima gigas* (Cuvier)**. Belém: Embrapa/CPATU, 1994. 21 p. (Boletim de Pesquisa, n. 150).

JONES, A. G. et al. A practical guide to methods of parentage analysis. **Molecular Ecology Resources**, Texas, v. 10, n. 1, p. 6-30, 2010.

JUANES, F.; PEREZ, J.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Reproductive strategies in small populations: using Atlantic salmon as a case study. **Ecology Freshwater Fish**, Amherst, v. 16, n. 4, p. 468-475, 2007.

KELKAR Y. D. et al. What is a microsatellite: a computational and experimental definition based upon repeat mutational behavior at A/T and GT/AC repeats. **Genome Biology and Evolution**, v. 2, p. 620-635, 2010.

KIRSTEN, I. F. et al. A pesca do pirarucu (*Arapaima sp.*) na bacia do Rio Araguaia em Mato Grosso - Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 38, n. 2, p. 131-144, 2012.

LANCASTER, J.; BELYEA, L. R. Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 1, p. 221-238, 1997.

LIMA, C. A.; GOULDING, M. **Os frutos do tambaqui: ecologia, conservação e cultivo na Amazônia**. Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamiarauá, 1998. 186 p. (Coleção Estudos do Mamiarauá, 4).

LIU, S. et al. SNP Array Development, Genotyping, Data Analysis, and Applications. In: _____. **Bioinformatics in Aquaculture**. New York: John Wiley & Sons, 2017. p. 308-337.

LIU, Z. J.; CORDES, J. F. DNA marker technologies and their applications in aquaculture genetics. **Aquaculture**, United Kingdom, v. 238, p. 1-37, 2004.

LOPES, T. S. et al. Diversidade genética de estoques de reprodutores de *Colossoma macropomum*. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 61, n. 3, p. 728-735, 2009.

MAGOULICK, D. D.; KOBZA, R. M. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1186-1198, 2003.

MARQUES, D. K.; VENERE, P. C.; GALETTI JÚNIOR, P. M. Chromosomal characterization of the bonytongue *Arapaima gigas* (Osteoglossiformes: Arapaimidae). *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 215-218, 2006.

MARQUES, D. K. S. Caracterização genética do pirarucu *Arapaima gigas* (Cuvier), (Teleostei, Osteoglossidae) da bacia Tocantins-Araguaia, Estado do Mato Grosso. 2003. 80 f. Tese (Doutorado em Genética e Evolução)-Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2003.

MARTÍNEZ, J. G. et al. SNPs markers for the heavily overfished tambaqui *Colossoma macropomum*, a neotropical fish, using next-generation sequencing-based de novo genotyping. **Conservation Genetics Resources**, v.9, n. 1, p. 29-33, 2016.

MENEZES, J. T. B. et al. Avaliação espermática pós-descongelamento em tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). *Acta Amazonica*, Manaus, v. 38, n. 2, p. 365-368, 2008.

MORIN, P. A.; MARTIEN, K. K.; TAYLOR, B. L. Assessing statistical power of SNPs for population structure and conservation studies. **Molecular Ecology Resources**, n. 9, p. 66-73, 2009.

MUNIZ, J. A. S. M.; CATANHO, M. T. J. A.; SANTOS, A. J. G. Influência do fotoperíodo natural na reprodução induzida do tambaqui, *Colossoma Macropomum* (Cuvier, 1818). São Paulo: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 2, p. 205-211, 2008.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 600 p.

NIRCHIO, M. et al. Cytogenetic characterization of hybrids offspring between *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) and *Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1817) from Caicara del Orinoco, Venezuela. **Caryologia**, v. 56, n. 4, p. 405-411, 2003.

NUNES, E. S. S. et al. Enzimas digestivas exógenas na alimentação de juvenis de tambaqui. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 1, p. 139-143, 2006.

- OLIVEIRA, E. J. et al. Origin, evolution and genome distribution of microsatellites. **Genetics and Molecular Biology**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 294-307, 2006.
- PENNA, M. A. H. et al. Growth of the tambaqui *colossoma macropomum* (cuvier) (characiformes: characidae): which is the best model?. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 65, n. 1, p. 129-139, 2005.
- PIORSKI, N. M. et al. Contribution of conservation genetics in assessing neotropical freshwater fish biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, p. 1039-1050, 2008.
- PUTMAN, A. I.; CARBONE, I. Challenges in analysis and interpretation of microsatellite data for population genetic studies. **Ecol Evol**, v. 4, n. 22, p. 4399-4428, 2014.
- QUEIROZ, H. L. **Natural history and conservation of pirarucu, Arapaima gigas, at the Amazonian Várzea: red giants in muddy waters.** 2000. 226 f. Tese (Doutorado em Filosofia)-University of St Andrew, Scotland, 2000.
- _____. A pesca, as pescarias e os pescadores de Mamirauá. In: _____. CRAMPTON, W. G. R. (Ed.). **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros de Mamirauá.** Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamirau, 1999. p. 37-71.
- _____. CRAMPTON, W. G. R. (Ed.) **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá.** Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1999.
- _____. SARDINHA, A. D. A preservação e o uso sustentado dos pirarucus em Mamirauá. In: _____. CRAMPTON, W. G. R. (Ed.). **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros de Mamirauá.** Brasília, DF: CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1999. p.108-141.
- RADWAN, J.; BIEDRZYCKA, A.; BABIK, W. Does reduced MHC diversity decrease viability of vertebrate populations?. **Biological Conservation**, Amsterdam , v. 143, n. 3, p. 537-544, 2010.
- RANDI, E. et al. Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. **Animal Conservation**, London, v. 6, p. 93-100, 2003.
- REED, D. H.; FRANKHAM, R. Correlation between fitness and genetic diversity. **Conservation Biology**, Massachusetts, v. 17, n. 1, p. 230-237, 2003.
- SAINT-PAUL, U. Potential for aquaculture of south American freshwater fishes: a review. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 54, p. 205-240, 1986.

SANTANA, G. X. et al. Isolation of novel microsatellite markers for tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier 1818), an important freshwater fish of the Amazon. **Conservation Genetic Resource**, v. 4, n. 1, p. 197-200, 2011.

SANTOS, M. C. F.; HRBEK, T.; FARIAS, I. P. Microsatellite markers for the tambaqui (*Colossoma macropomum*, *Serrasalminidae*, *Characiformes*), an economically important keystone species of the Amazon River floodplain. **Mol Ecol Resour.**, v. 9, n. 3, p. 874-876, 2009.

_____. RUFFINO, M. L.; FARIAS, I. P. High levels of genetic variability and panmixia of the tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) in the main channel of the Amazon River. **Journal of Fish Biology**, British Isles, v. 71, p. 33-44, 2007. (Suplemento A).

SAWAYA, P. Sobre a biologia de algumas espécies de peixes de respiração aérea (*Lepidosiren paradoxa*, Fitz. e *Arapaima gigas* Cuv.). Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo: Zoologia, São Paulo, v. 11, n. 11, p. 255-286, 1946.

SEEB, J. E. et al. Single nucleotide polymorphism (SNP) discovery and applications of SNP genotyping in nonmodel organisms. **Molecular Ecology Resources**, New Jersey, v. 11, p. 1-8, 2011. (Suplemento, 1).

SHEDLOCK, A. M.; OKADA, N. SINE insertions: powerful tools for molecular systematics. **Bioessays**, New Jersey, v. 22, n. 2, p. 148-160, 2000.

SOLÉ-CAVA, A. M. Genética da Conservação. In: MATIOLI, S. (Ed.). **Biologia molecular e evolução**. Ribeirão Preto: Holos, 2001. p. 172-192.

SOUZA, J. O. Caracterização molecular de pirarucus (*Arapaima gigas*, Cuvier, 1829) de Tucuruí utilizando marcadores microssatélites. 2006. 30 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas)- Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

STEWART, D. J. A New species of *Arapaima* (Osteoglossomorpha: Osteoglossidae) from the Solimões River, Amazonas State, Brazil. *Copeia*, n. 3, p. 470-476, 2013.

TEMPLETON, A. R. et al. Disrupting evolutionary processes: the effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. **Proceedings of National Academy Sciences of United States of America**, Washington DC, v. 98, n. 10, p. 5426-5432, 2001.

TOTH, G.; GASPARI, Z.; JURKA, J. Microsatellites in different eukaryotic genomes: survey and analysis. **Genome Research**, Long Island, v. 10, n. 7, p. 967-981, 2000.

VÄLI, Ü. et al. Insertion-deletion polymorphisms (indels) as genetic markers in natural populations. **BMC Genetics**, v. 9, n. 8, p. 1-8, 2008.

VASEMÄGI, A. et al. Discovery and application of insertion-deletion (INDEL) polymorphisms for QTL mapping of early life-history traits in Atlantic salmon. **BMC Genomics**, v. 11, n. 156, p. 1-11, 2010.

WATANABE, L. A. **Caracterização genética de pirarucus (*Arapaima gigas*, Cuvier, 1829) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá utilizando marcadores microssatélites**. 2007. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas)-Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança, 2007.

XIAO-GU, Z; JIN-GOU, T; BANG-XI, X. Applications of microsatellite markers in studies of genetics and breeding of fish. **Chinese Journal of Agricultural Biotechnology**, Wuhan, v. 3, n. 2, p. 83-87, 2006.

YEEH, Y; KANG, S. S; CHUNG, M. G. Evaluation of the natural monument populations of *Camellia japonica* (Thearacea) in Korea base don allozyme studies. **Botanical Bulletin Academy Sinica**, Taiwan, v. 37, p. 141-146, 1996.

ZANE, L.; BARGELLONI, L.; PATARNELLO, T. Strategies for microsatellite isolation: a review. **Molecular Ecology**, v. 11, n. 1, p. 1-16, 2002.

CAPÍTULO XIII

DESEMBARQUE E BENEFICIAMENTO DE CAMARÃO-DA-AMAZÔNIA A JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUÍ, PARÁ, BRASIL

*Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo¹
Kátia Cristina de Araújo Silva²
Israel Hidenburgo Aniceto Cintra³*

1 INTRODUÇÃO

O Pará, com sua ampla extensão geográfica, abriga uma grande variedade de recursos biológicos, dentre eles os recursos pesqueiros que geram emprego e renda para a população local. Em 2009 o Pará atingiu 42.082 toneladas de pescado proveniente da pesca extrativa continental, mantendo, portanto, a segunda posição entre os estados produtores desta modalidade (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA, 2010).

A área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (UHE Tucuruí) é um dos principais pontos de desembarque de pescados de água doce do Pará, chegando a produzir no período de 2001 a 2006 uma média de 6.735,5 toneladas, superando a produção total de pescado (para o mesmo período) de alguns estados brasileiros (CINTRA et al., 2007).

A UHE Tucuruí está localizada no canal principal do rio Tocantins (03° 49' 54,00"S e 49° 38' 48,00"W), no município de Tucuruí - PA. A sua área de influência pode ser dividida em três subáreas: montante, reservatório e jusante. O clima, na região de Tucuruí, é marcado por dois períodos bem definidos: o chuvoso, que se estende de dezembro a maio, com precipitações atingindo valores entre 500-600 mm/mês e o menos chuvoso, que ocorre de junho a novembro, quando a precipitação é da ordem de 30 mm/mês (FISCH; JANUÁRIO; SENNA, 1990; SANCHES; FISCH, 2005).

¹ Mestre em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - IFPA, Campus Santarém. E-mail: eng.vera2007@hotmail.com.

² Doutora em Recursos Biológicos da Zona Costeira Amazônica. Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH. E-mail: kcasilva@hotmail.com.

³ Doutor em Engenharia de Pesca. Professor da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – ISARH. E-mail: israelcintra@hotmail.com.

Estudos apontam que as atividades pesqueiras desenvolvidas a jusante da UHE Tucuruí foram as que mais sofreram com os impactos negativos ocasionados pelo fechamento da barragem (MÉRONA et al., 2010). Dentre as espécies impactadas merece atenção o camarão-da-Amazônia *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Figura 1), (ODINETZ-COLLART, 1988), pela importância que o recurso representa para a população local, seja de ordem social ou econômica (ODINETZ-COLLART, 1991). De acordo com CINTRA et al. (2007), o camarão-da-Amazônia juntamente com o mapará *Hypophthalmus marginatus* Valenciennes, 1840 são as espécies de maior destaque nos desembarques a jusante da UHE Tucuruí.

Figura 1 – Vista lateral de um macho (a) e de uma fêmea ovada (b) de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) capturados na área de influência da UHE Tucuruí.



Fonte: Israel Hidenburgo Aniceto Cintra.

O trabalho apresenta uma abordagem sobre a produção sazonal, beneficiamento e comercialização do camarão-da-Amazônia, assim como suporte as medidas de ordenamento do crustáceo bem como contribuir com o fortalecimento da cadeia produtiva do setor.

2 BASE DE DADOS

Os dados que fundamentam este estudo foram coletados a jusante da UHE Tucuruí, com destaque os municípios de Baião, Mocajuba, Cametá e Limoeiro do Ajuru, por meio de observações diretas e entrevistas individuais, auxiliadas por formulários semiestruturados aplicados aos pescadores de camarão-da-Amazônia nas residências (ilhas e/ou comunidade), feiras ou mercados municipais, no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.

Durante o período foram obtidas 126 entrevistas, distribuídas nos seguintes municípios: 30 em Baião, 30 em Mocajuba, 36 em Cametá e 30 em Limoeiro do Ajuru.

As informações referentes aos desembarques de camarão-da-Amazônia foram fornecidas pelo Programa de Pesca e Ictiofauna das Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A - Eletronorte, que realizou um programa contínuo de coleta de dados nos portos de desembarques dos municípios da região, no período de 2000 a 2008.

Os dados de desembarques foram analisados por município, mês, ano e período de estudo. Para análise dos dados de jusante excluiu-se o município de Tucuruí por apresentar informações insuficientes para satisfazer o objeto de estudo. Posteriormente, comparou-se os resultados com o conhecimento tradicional dos pescadores, apontados nos formulários semiestruturados.

Para o entendimento da frequência de pesca adotou-se o termo “diário” para os profissionais que informaram pescar camarão todos os dias ou que param suas atividades em curtos períodos de tempo, como nos finais de semana, feriados e marés de sizígia. A nomenclatura “safra” foi adotada para abranger os pescadores que exercem a pesca somente no período de maior abundância do crustáceo.

As informações sobre o beneficiamento e estocagem do crustáceo foram obtidas mediante conversas informais e observações *in loco*, a fim de descrever o processo produtivo.

A unidade de medida adotada pelos pescadores foi transformada em quilograma (Kg), sob o auxílio de uma balança digital pesadora, para melhor compreensão dos preços (R\$) dos produtos comercializados pelos pescadores.

3 DESEMBARQUES

As informações sobre os desembarques apontam que na área de influência da UHE Tucuruí só há registro de produção comercial de camarão-da-Amazônia no trecho de jusante, com destaque para o município de Mocajuba que durante o período de 2000 a 2008 desembarcou uma média anual de 38.128 Kg desse crustáceo, com um valor mínimo de 12.433 Kg, em 2001 e máximo de 89.377 Kg, em 2006. Os municípios de Cametá, Limoeiro do Ajuru e Baião tiveram uma contribuição média anual de 17.019 Kg, 11.840 Kg e 7.800 Kg, respectivamente. Parte do município de Tucuruí, que também engloba a área a jusante da usina, registrou 3.532 Kg no ano de 2001, 9 Kg em 2008 e nos demais anos não houve registros (Tabela 1).

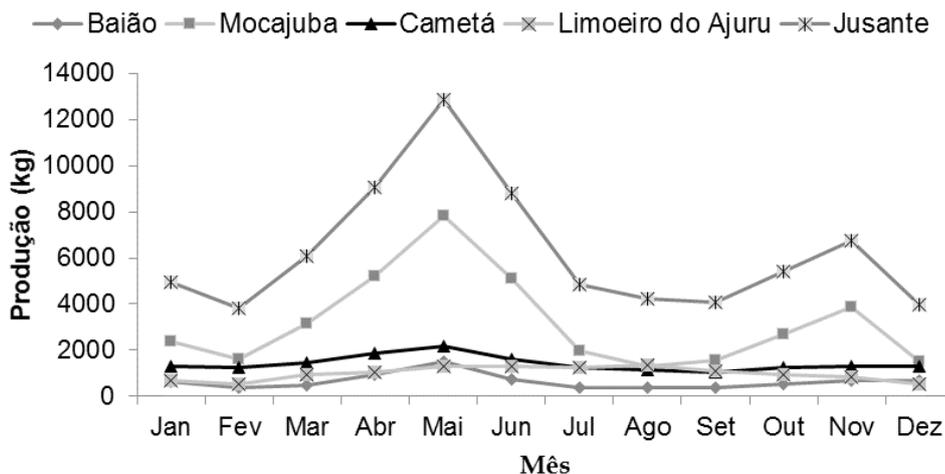
Tabela 1 - Produção anual (Kg) de camarão-da-Amazônia por município da área a jusante da UHE Tucuruí, no período de 2000 a 2008.

2000	0	0	14.837	7.913	0	22.750
2001	3.532	11.057	12.433	26.285	0	53.307
2002	0	15.820	28.271	24.226	10.781	79.098
2003	0	18.283	23.870	31.256	16.318	89.727
2004	0	13.387	18.491	15.458	15.284	62.619
2005	0	3.403	70.537	14.175	20.234	108.349
2006	0	2.749	89.377	9.850	17.706	119.682
2007	0	2.054	43.776	9.892	16.166	71.888
2008	9	3.444	41.560	14.114	10.071	69.198

Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Ao analisar a área a jusante da barragem, sem levar em consideração a produção de Tucuruí, observou-se que esse camarão é desembarcado com muita frequência no baixo Tocantins, variando bastante em quantidade desembarcada de um mês para outro, com incidência de picos nos meses de maio e novembro, ocorridos em Baião, Mocajuba e Cametá. No município de Limoeiro do Ajuru há divergência somente no segundo pico de produção, que ocorre em agosto. No entanto, quando se analisa os dados de desembarque de jusante fica claro que nessa subárea existe uma safra com um grande pico de produção em maio (final do inverno) e um menor em novembro (final do verão) (Figura 2).

Figura 2 - Produção mensal média (Kg) de camarão por local de estudo no período de 2000 a 2008 na área de influência da UHE Tucuruí.

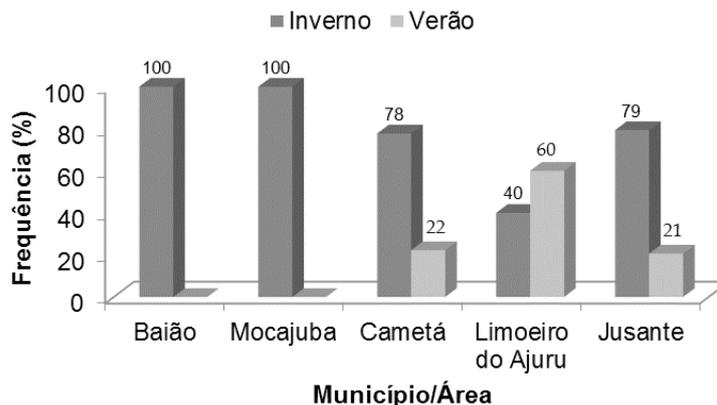


Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Informações obtidas de um pescador de camarão, da Vila Bereca (Baião), que pesca camarão todos os dias, há 26 anos e com toda a produção voltada para a venda, confirmam a existência de duas safras bem distintas na região. Porém, 79% dos entrevistados informaram que o inverno é a melhor estação do ano para pescar camarão, deste total, 62% relacionaram esse período com a abundância do recurso e 33% justificaram essa temporada como sendo não somente a mais propícia a abundância como também ao aumento do tamanho dos camarões capturados, os demais não souberam informar.

Com relação aos municípios, observou-se que todos os entrevistados de Baião e Mocajuba e 78% dos pescadores cametaenses consideram o inverno como sendo o período de safra do recurso, pela facilidade em capturar camarões em quantidade e qualidade (graúdo), já o verão é conhecido como período de entressafra, pela escassez e redução no tamanho do produto. Os pescadores argumentam que a safra é favorecida pela incidência de chuvas que propicia a elevação do nível do rio que invade o interior das ilhas, ampliando assim, as áreas de pesca e que de certa forma, acaba beneficiando os pescadores que passam a pescar camarão nos igarapés próximo as suas residências. No entanto, em Limoeiro do Ajuru ocorre o contrário, 60% dos entrevistados informaram que o verão é a melhor estação de pesca, sendo portanto, este o período de safra na região, favorecido pela baixa incidência de chuvas e consequente concentração dos camarões no leito do rio (Figura 3).

Figura 3 - Relação entre as estações do ano e a pesca do camarão-da-Amazônia à jusante da UHE Tucuruí. Dados coletados no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.

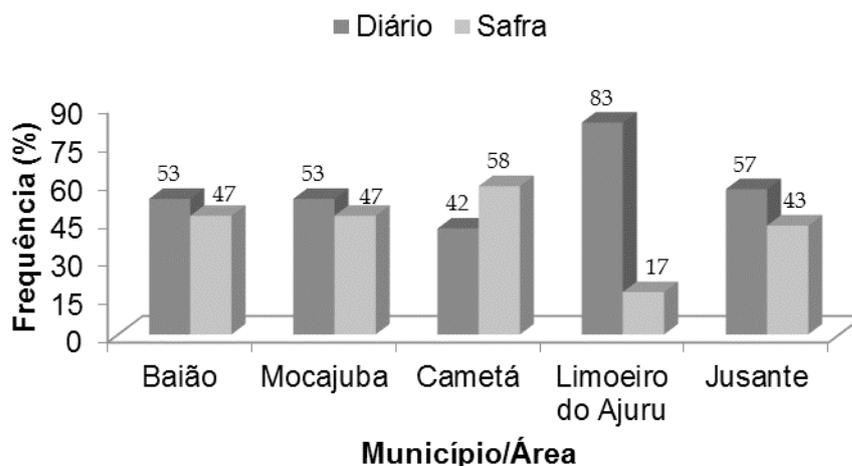


Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

A sazonalidade do recurso em questão influencia diretamente no esforço de pesca, constatado pelos 57% dos profissionais que informaram desenvolver a atividade pesqueira diariamente, os demais (43%) pescam somente no período de maior abundância do crustáceo, ou seja, durante a safra o número de pescadores praticamente dobra no baixo Tocantins.

Nos municípios de Baião e Mocajuba, o incremento de pescadores na safra do camarão não chega a 50%, porém, em Cametá gira em torno de 58% e em Limoeiro do Ajuru cresce somente 17%, pois nesse município a grande maioria dos profissionais pesca camarão todos os dias (Figura 4).

Figura 4 - Frequência relativa do número de pescadores em relação ao período destinado à pesca do camarão-da-Amazônia na área a jusante da UHE Tucuruí. Dados coletados no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.



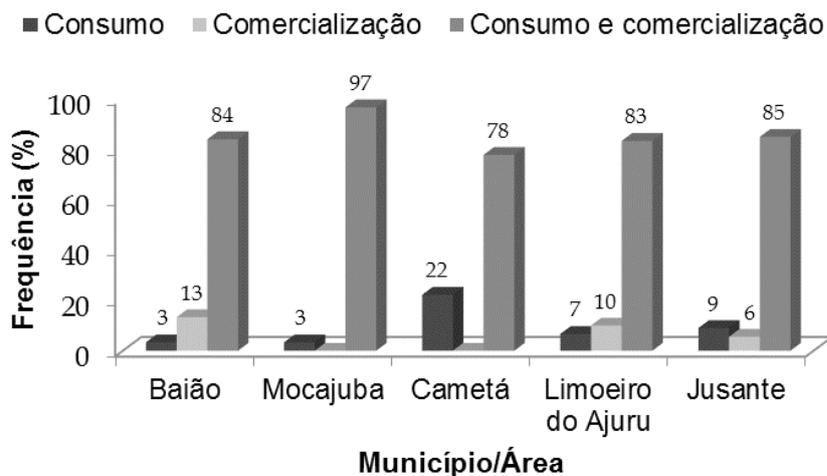
Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Os “pescadores de safra” da área de jusante alegam que não compensa pescar camarão na entressafra porque é difícil capturá-los, em função do tamanho reduzido dos crustáceos (miúdo). Provavelmente as dificuldades em capturar o recurso esteja atrelada ao tipo de matapi empregado na pesca, haja vista que em Baião alguns pescadores utilizam dois tipos de matapis, confeccionados de acordo com o tamanho do camarão. Durante a safra é comum o uso do apetrecho denominado de “matapi de inverno”, confeccionado para capturar camarão graúdo (espaçamento entre talas é maior), que é abundante nesse período do ano. No entanto, entre os profissionais que continuam pescando na entressafra, alguns passam a usar o “matapi de verão”, fabricado com espaçamento entre talas menor em relação ao apetrecho anterior, a fim de reter o camarão miúdo dentro das armadilhas, pois de acordo com os pescadores, nessa estação do ano o camarão “miúdo” é abundante na região.

Alguns pescadores relataram que na safra, com 100 matapis captura-se no máximo 20 frascos (20 kg) de camarão graúdo por dia. E na entressafra, com a mesma quantidade de matapis é possível capturar até 40 frascos (40 kg) de camarão miúdo por dia.

Com relação à importância social da atividade destaca-se o desenvolvimento da pesca de camarão com o objetivo de obter alimento e renda por 85% dos pescadores de jusante. Entre os municípios, Mocajuba apresentou o maior percentual de pescadores (97%) que distribuem sua produção entre o consumo e a venda. E 22% dos cametaenses declararam que pescam camarão somente para o consumo da família. Já Baião contabilizou os maiores percentuais (13%) de pescadores que afirmaram pescar somente para obter receita com a venda do produto (Figura 5).

Figura 5 - Frequência da finalidade da pesca do camarão-da-Amazônia por local amostrado da área à jusante da UHE Tucuruí. Dados coletados no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

4 BENEFICIAMENTO

Entre os pescadores que comercializam o camarão, mais da metade (63%) os vendem somente inteiro fresco (sem beneficiamento), 22% beneficiam toda sua produção e 15% vendem o crustáceo das duas formas. Dentre os produtos oriundos do beneficiamento do camarão foram observados três tipos: camarão inteiro salgado, camarão descascado salgado e camarão descascado refrigerado. Com relação aos municípios, Baião e Limoeiro do Ajuru contam com o maior número de pescadores (mais de 60%) que beneficiam toda ou parte da produção destinada a venda, tendo como principal produto o camarão inteiro salgado (conhecido localmente como “camarão frito”) e o camarão descascado salgado (popularmente conhecido como “salgadinho”), respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2 -- Relação do número de pescadores por tipo de beneficiamento empregado ao camarão-da-Amazônia destinados a comercialização, na área a jusante da UHE Tucuruí. Dados coletados no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.

Local	Tipo de beneficiamento					
	Inteiro salgado		Descascado salgado		Descascado refrigerado	
	n	%	n	%	n	%
Baião	13	59	3	14	6	27
Mocajuba	0	0	0	0	0	0
Cametá	3	75	0	0	1	25
Limoeiro do Ajuru	1	5	16	80	3	15
Jusante	17	37	19	41	10	22

Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

O processo de beneficiamento inicia com o abate do camarão, imediatamente após a despesca dos matapis ou depois do acúmulo dos camarões nos viveiros, pois essa é a forma que os pescadores encontraram para estocar o produto, haja vista, que mais da metade dos profissionais não possuem geladeiras e tampouco freezer para conservá-los. Porém, o método de abate empregado depende do produto que será elaborado, podendo ser por choque térmico (em água quente) ou por asfixia no ar.

Para elaborar o camarão inteiro salgado os pescadores colocam o crustáceo em uma panela com água acrescida de sal, e levados ao fogo. O tempo de cozimento e a quantidade de sal são variáveis, não possuindo nenhuma medida padrão. O cozimento é finalizado quando a coloração do crustáceo é alterada, associado ao cheiro exalante do animal, sendo posteriormente escorrido. Essa etapa do beneficiamento é denominada pelos pescadores locais de fritura. Esse produto não possui embalagem, ficando totalmente exposto durante a comercialização e a estocagem, pois são armazenados em paneiros (recipiente vazado) em temperatura ambiente (Figura 6).

Figura 6 - Camarão “frito”: a) estocado em paneiro e b) medido no “frasco” no momento da comercialização, na área a jusante da barragem de Tucuruí.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

O camarão descascado salgado é produzido a partir da retirada total da carapaça (casca) do produto anterior, com aproveitamento somente do abdome (cauda) que é envolvido em uma grande quantidade de sal para manter a conservação do produto. Os pescadores utilizam sacos plásticos de 1 Kg para embalar o produto, mas até que junte a quantidade suficiente para ser comercializada os camarões beneficiados vão sendo estocados em recipientes de alumínio ou plástico e mantidos em temperatura ambiente (Figura 7).

Figura 7 - Camarão “salgadinho”: a) estocado em recipiente metálico e b) embalado, pronto para ser comercializado na área a jusante da UHE Tucuruí.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

O carro-chefe (produto mais vendido) dos pescadores, o camarão inteiro fresco, é comercializado sem nenhum preparo especial. Sendo apresentado ao consumidor totalmente exposto, dentro de paneiros (Figura 8).

Figura 8 - Camarão inteiro fresco, estocado em paneiro no ato da comercialização, na área a jusante da barragem de Tucuruí.

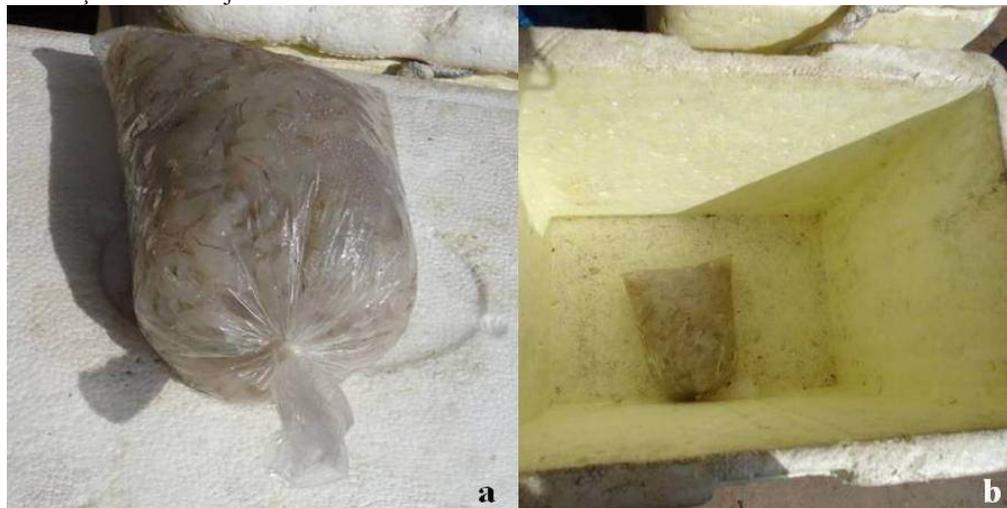


Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

A partir deste produto é elaborado o camarão descascado refrigerado, que consiste na retirada da carapaça (casca) do crustáceo, com aproveitamento somente do abdome (cauda), conhecido

popularmente como polpa. O produto final é embalado em sacos plásticos de 1 Kg e estocados em refrigerador doméstico (congelador) (Figura 9).

Figura 9 - “Polpa” de camarão-da-Amazônia: a) embalada em saco plástico e b) estocada em caixas de isopor sem gelo, no momento da comercialização na área à jusante da UHE Tucuruí.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Ressalta-se ainda, que alguns pescadores utilizam o quilograma (Kg) como unidade de medida, mas a maioria utiliza um recipiente no formato de um cilindro circular reto, denominado frasco, para medir a quantidade de camarão comercializada. Desta maneira, observou-se que um frasco com camarão inteiro fresco tem exatamente um quilograma (1 Kg) (Tabela 3).

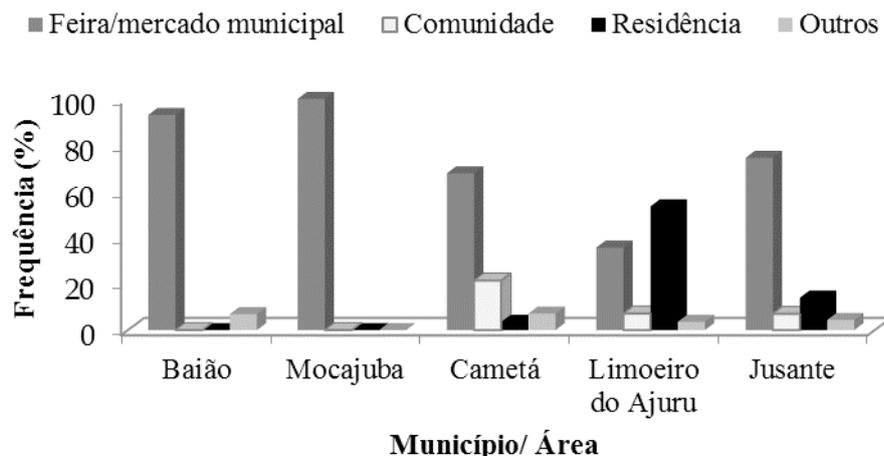
Tabela 3 - Relação entre a principal unidade de medida utilizada pelos pescadores de camarão-da-Amazônia a jusante da UHE Tucuruí e o valor correspondente em quilograma (Kg), no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.

Produto	Unidade de medida	
	Frasco	kg
Camarão inteiro salgado	1	600g
Camarão descascado salgado	1	800g
Camarão inteiro fresco	1	1.000g
Camarão descascado refrigerado	1	1.200g

5 COMERCIALIZAÇÃO

Na área a jusante da barragem o camarão-da-Amazônia é comercializado, em sua maioria, pelo próprio pescador (a) (66%) seguido da esposa (o) (18%), mas também há uma modesta participação dos filhos. No geral, o recurso é vendido na feira/mercado municipal, principalmente nos municípios de Baião (93%), Mocajuba (100%) e Cametá (68%). Em Limoeiro do Ajuru, mais da metade dos pescadores comercializam o crustáceo em seus domicílios (53%) (Figura 10).

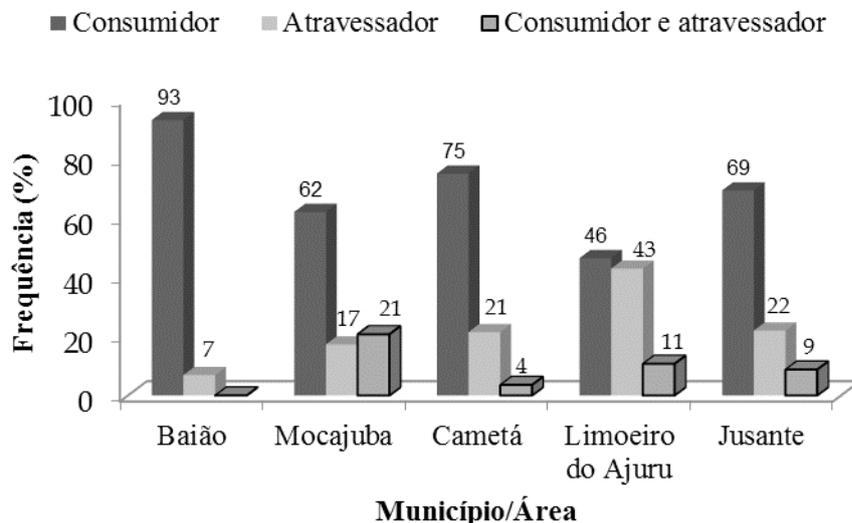
Figura 10 - Relação do número de pescadores por ponto de comercialização/desembarque do camarão-da-Amazônia na área a jusante da UHE Tucuruí.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Limoeiro do Ajuru também apresentou o maior número de pescadores (43%) que entregavam (vendiam) a produção somente aos atravessadores, os quais dirigem-se até a feira/mercado municipal ou residência do profissional para negociar o camarão. Mas ao analisar a área de jusante observou-se que 69% dos pescadores vendiam seus produtos diretamente aos consumidores, alegando como principal motivo a elevação dos lucros quando comparado com o valor pago pelos marreteiros (Figura 11).

Figura 11 - Relação dos compradores de camarão-da-Amazônia por município da área a jusante da UHE Tucuruí.



Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Observou-se ainda, que metade da produção de camarão-da-Amazônia ficava nos locais de captura, pois nessas áreas o crustáceo faz parte da cultura gastronômica da população, a outra parcela é destinada a outros municípios paraense como Belém, Abaetetuba, Tucuruí, Marabá e até outros estados como Rio de Janeiro e São Paulo. No geral, o pagamento é efetuado em dinheiro, no ato da entrega do produto. Somente um pescador baionense informou que comercializava o crustáceo em troca de mercadorias.

O valor pago pelo camarão varia significativamente com a sazonalidade do recurso e entre os

produtos comercializados. Desta maneira, observou-se que 1 Kg de camarão inteiro fresco é vendido em média a R\$ 3,11 na safra, e na entressafra o valor negociado praticamente dobra. Porém, os maiores rendimentos são obtidos com os produtos oriundos do beneficiamento dos crustáceos, como por exemplo, o camarão descascado salgado, vendido em média a R\$ 7,22 e R\$ 13,25/Kg na safra e entressafra, respectivamente (Tabela 4). A variação sazonal dos preços de venda do camarão é comum na área de jusante pois está vinculado a abundância e escassez do produto.

Tabela 4 - Relação dos preços (R\$) mínimo (mín.), médio (méd.) e máximo (máx.) por quilograma de camarão-da-Amazônia durante a safra (S) e entressafra (ES), na área a jusante da UHE Tucuruí no período de setembro a novembro de 2011 e setembro de 2012.

Parâmetros	Inteiro fresco		Descascado refrigerado		Inteiro salgado		Descascado salgado	
	S	ES	S	ES	S	ES	S	ES
N	89	51	9	7	16	10	19	16
mín.	1,00	3,00	3,00	5,00	3,00	8,30	3,70	6,20
méd.	3,11	6,02	5,94	8,86	5,93	13,51	7,22	13,25
máx.	8,00	10,00	10,00	13,00	8,30	16,70	12,00	20,00
DP	1,59	1,67	2,32	2,91	2,17	3,66	2,25	3,86
CV	51,29	27,77	39,13	32,87	36,71	27,12	31,29	29,14

N – número de pescador; DP – desvio padrão; CV - coeficiente de variação.

Fonte: Maria Vera Lúcia Ferreira de Araújo.

Com relação as dificuldades para comercializar o crustáceo, os entrevistados apontam, dentre tantas, a infraestrutura do ponto de venda que em sua maioria funciona sem as mínimas condições necessárias para expor o produto aos consumidores, pois no geral, são ambientes deficientes de infraestrutura e condições sanitárias adequadas.

Outro ponto citado foi a demora na comercialização, pois de acordo com os pescadores, ao término da manhã os camarões ficam com aparência e odor desagradável. Na safra a situação se agrava, pois, o número de vendedores também dobra nesse período, aumentando a oferta do produto e consequentemente a concorrência entre os comerciantes. Para evitar prejuízos (com a deterioração do pescado) os pescadores são obrigados a reduzir o valor negociado pelo camarão-da-Amazônia.

Esses atores sociais são detentores de um amplo conhecimento tradicional refletindo, portanto, não somente a respeito dos problemas enfrentados, mas também sobre as possíveis formas para solucioná-los. Dentre as medidas apontadas, a construção de um espaço físico adequado e higiênico foi o mais citado. Mas também relataram sobre a importância de um comprador exclusivo ou a instalação de uma pequena fábrica beneficiadora de camarão na região que adquirissem o produto a um preço justo, pois, de acordo com os pescadores, o camarão-da-Amazônia, quando comparado com outros camarões, também de importância na cultura gastronômica paraense, é totalmente desvalorizado.

CONSIDERAÇÕES

O camarão-da-Amazônia é uma das principais espécies da área à jusante da barragem de Tucuruí, sendo explorada para fins de subsistência e comercial, com destaque de produção para o município de Mocajuba. A pesca é desenvolvida durante o ano todo pela frota artesanal, com picos de produção nos meses de maio e agosto, coincidindo com a reprodução e o recrutamento da espécie, respectivamente. No entanto, para os pescadores de Baião, Mocajuba e Cameté a safra do recurso ocorre no período chuvoso e a entressafra, na estação menos chuvosa (verão). Já em Limoeiro do Ajuru, a safra incide no verão e a entressafra no inverno. Os pescadores de jusante, de certa forma, contribuem com a preservação da espécie ao parar a pesca durante o período de recrutamento do camarão-da-Amazônia, no entanto, o forte incremento de pescadores durante a safra contribui com a pesca intensiva do recurso.

O camarão inteiro fresco é o principal produto comercializado pelos pescadores porém os maiores rendimentos derivam dos subprodutos do crustáceo, principalmente dos camarões salgados (inteiro e descascado). Mesmo apresentando demanda de mercado, o camarão-da-Amazônia ainda é pouco valorizado, contudo, a receita obtida com a venda dos produtos tem sido essencial para a vida dos ribeirinhos do baixo Tocantins.

Desta forma, destaca-se a importância em fortalecer a produção familiar através de políticas de fomento ao empreendedorismo, mais especificamente às micro e pequenas empresas “existentes” ao longo do baixo rio Tocantins, haja vista, que os pescadores de camarão são proprietários de seus meios de produção com participação ativa nas etapas de pesca, beneficiamento e venda do recurso, sob cooperação da família. Mas, para alcançar o desenvolvimento social local é necessário levar em consideração o estado do estoque do recurso em questão.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**: Brasil, 2008-2009. Brasília, DF: MPA, 2010. 99 p.

CINTRA, I. H. A. et al. Caracterização dos desembarques pesqueiros na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, Brasil. **Boletim Técnico - Científico do Cepnor**, v. 7, n. 1, p. 135-152, 2007.

FISCH, G. F.; JANUÁRIO, M.; SENNA, R. C. Impacto ecológico em Tucuruí (PA): climatologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 20, p. 49-60, 1990.

MÉRONA, B. et al. **Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins**: vinte anos depois da UHE Tucuruí. Belém: Eletrobrás; Eletronorte, 2010. 208 p.

ODINETZ-COLLART, O. Aspectos ecológicos do camarão *Macrobrachiumamazonicum* (Heller, 1862) no Baixo Tocantins (PA-Brasil). **Memória de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**, Caracas, v. 158, p. 341-353, 1988.

_____. Tucuruí dam and the populations of the prawn *Macrobrachiumamazonicum* in the lower Tocantins (PA, Brasil): a four-year study. **Archive für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 122, p. 213-227, 1991.

SANCHES, F.; FISCH, G. As possíveis alterações microclimáticas devido a formação do lago artificial da hidrelétrica de Tucuruí-PA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, n. 1, p. 41-50, 2005.

