

CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

AVALIAÇÃO DE METAIS PESADOS E MICRONÚCLEOS EM PEIXES
DA BACIA HIDROGRÁFICA BUTUÍ-ICAMAQUÃ E ANÁLISE DA
ÁGUA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

LUIZ CARLOS SANTOS PORTO

LAJEADO, RS - BRASIL

2009

AVALIAÇÃO DE METAIS PESADOS E MICRONÚCLEOS EM PEIXES DA BACIA
HIDROGRÁFICA BUTUÍ-ICAMAQUÃ E ANÁLISE DA ÁGUA

por

LUIZ CARLOS SANTOS PORTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, do
Centro Universitário UNIVATES (RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
MESTRE EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO.

ORIENTADOR:

PROF. DR. EDUARDO MIRANDA ETHUR

Lajeado, RS – BRASIL

2009

CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

A comissão examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação intitulada

Avaliação de metais pesados e micronúcleos em peixes da bacia hidrográfica Butuí-Icamaquã
e análise da água

elaborada por

LUIZ CARLOS SANTOS PORTO

como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Desenvolvimento

COMISSÃO EXAMINADORA:

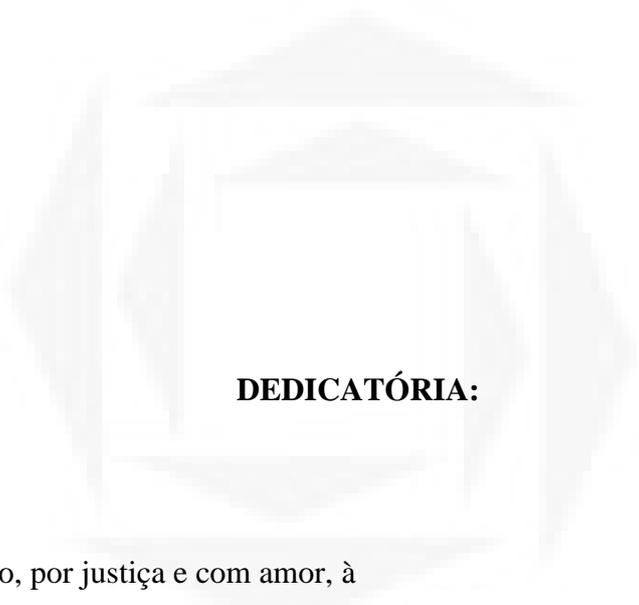
Prof. Dr. Eduardo Miranda Ethur – Orientador – UNIVATES

Prof. Dr. Luiz Alberto Silveira Mairesse – UERGS/São Borja

Profa. Dra. Simone Stülp – UNIVATES

Prof. Dr. Odorico Konrad – UNIVATES

Lajeado, 27 de março de 2009



DEDICATÓRIA:

Dedico este trabalho, por justiça e com amor, à

Marilene,
Caroline,
Luiz Vicente e
Guilherme.

Minha Nina e meus queridos filhos:

vocês são a alegria maior,

o estímulo permanente

e parceria fiel em todas as minhas jornadas.

Esta, de modo especial, conta com a cumplicidade de vocês.

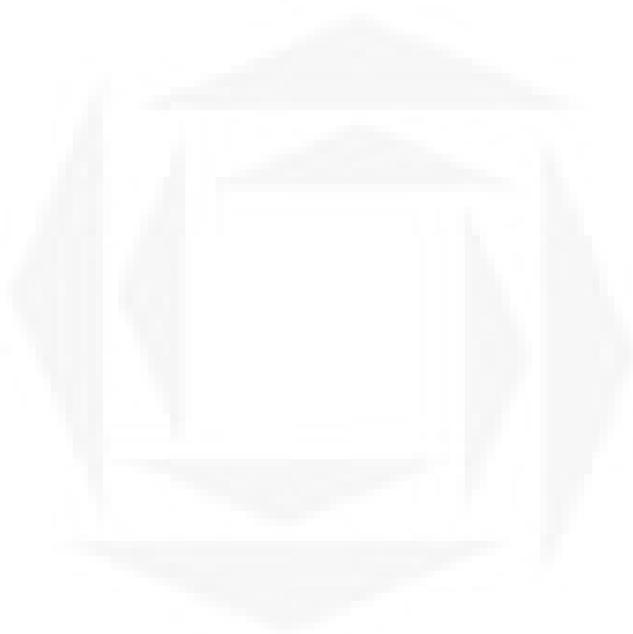
Que Deus os abençoe.

AGRADECIMENTOS

- Agradeço, de modo especial, à Maria Antônia Velloso Roses, bióloga, amiga, batalhadora, de quem nunca ouvi recusas, sempre disposta a ajudar, em todas as atividades.

Agradeço também à:

- Caroline Dalla Lana Porto, engenheira de alimentos: insuperável em cálculos estatísticos, escrita científica, tabelas, formatações e de grande olho crítico, orgulho dos seus pais;
- Ana Paula Loureiro, bióloga; Liana Leite Souza, bióloga agora, recém-formada; João Francisco Taschetto, acadêmico de Biologia; João Antônio Teixeira Siqueira, incansável e solícito nas tentativas de captura dos peixes; todos os participantes das equipes de campo (acadêmicos da URCAMP, amigos, pescadores, gênero “preferido”) e proprietários das áreas dos pontos de coleta;
- Lucas Schmidt, eficiente e solidário, de inestimável ajuda na análise dos metais nos peixes;
- Dr. Eduardo Miranda Ethur: amigo, competente, demonstrando muita paciência e tolerância;
- Professores e colegas do programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento da UNIVATES: não se consegue medir o que aprendi com todos neste rico período de alegre convivência, sou grato pela acolhida que tive.



*“Uruguai, Uruguai, que se vem, que se vai,
Caminheiro do bem, que se vai, que se vem.*

A mostrar, para exemplo dos homens,

Como é lindo matar sede,

Como é lindo matar fome,

Alheio à crença do nome,

Sem distinguir a ninguém.

Ai, se o homem fosse um rio,

Como o Rio Uruguai,

Este mundo seria diferente, minha gente”.

RESUMO

TÍTULO: “AVALIAÇÃO DE METAIS PESADOS E MICRONÚCLEOS EM PEIXES DA BACIA HIDROGRÁFICA BUTUÍ-ICAMAQUÃ E ANÁLISE DA ÁGUA”

AUTOR: Luiz Carlos Santos Porto

ORIENTADOR: Prof. Dr. Eduardo Miranda Ethur

Metais pesados, também denominados elementos traço, podem ser essenciais ao metabolismo de organismos vivos, e, ao mesmo tempo, dependendo de suas concentrações, altamente tóxicos. Com o objetivo de investigar a toxicidade das águas dos rios da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, na fronteira oeste do Rio Grande do Sul, foram analisados os teores de alumínio, cádmio, cromo, cobre, manganês, níquel, chumbo e zinco, através de espectrofotometria de absorção atômica, em vísceras de peixes. Esfregaços sanguíneos dos peixes foram realizados e corados com May-Grünwald-Giemsa, para contagem de micronúcleos nas hemácias, no intuito de observar sinais de genotoxicidade. Paralelamente houve coleta e análise da água dos rios. Ao todo, foram efetuadas três coletas entre junho de 2007 e fevereiro de 2008. Nas vísceras dos peixes mostraram-se acima dos níveis considerados seguros alumínio, manganês, cromo, cádmio, cobre e níquel. A análise da água acusou níveis elevados de bromo, chumbo, cianeto, cobre, cromato, fenóis, fosfato, manganês e sulfeto, além de presença de enterococos e *Escherichia coli*. O exame microscópico das hemácias dos peixes não revelou a presença significativa de micronúcleos. Os resultados indicam sinais de contaminação química e microbiana dos rios da bacia hidrográfica e ausência de genotoxicidade demonstrável pela contagem da ocorrência de micronúcleos. A concentração dos elementos nas vísceras dos peixes coletados indica, também, um potencial risco à saúde humana perante o consumo local de peixes.

Palavras-chave: elementos traço; metais; recursos hídricos; micronúcleos; agricultura.

ABSTRACT

TITLE: “ASSESSMENT OF HEAVY METALS AND MICRONUCLEI IN FISH OF BUTUÍ-ICAMAQUÃ BASIN AND WATER ANALYSIS”

AUTHOR: Luiz Carlos Santos Porto

MENTOR: Prof. Dr. Eduardo Miranda Ethur

Heavy metals, also called trace elements, may be essential to the metabolism of living organisms, and at the same time, depending on their concentrations, highly toxic. Aiming to investigate the toxicity of the waters water in rivers of Butuí-Icamaquã Basin on the border west of Rio Grande do Sul, were analyzed the levels of aluminum, cadmium, chromium, copper, manganese, nickel, lead and zinc by atomic absorption spectrophotometry in viscera of fish. Blood smears of fish were made and stained with May-Grünwald-Giemsa for counting micronuclei in red blood cells, in order to observe signs of genotoxicity. In parallel there was collection and analysis of water from rivers. In all, three collections were made between June 2007 and February 2008. In the guts of the fish were above the levels considered safe aluminum, manganese, chromium, cadmium, copper and nickel. The water analysis showed high levels of bromine, lead, cyanide, copper, chromate, phenols, phosphate, manganese and sulfide, and presence of enterococci and *Escherichia coli*. Microscopic examination of red blood cells of fish did not show the significant presence of micronuclei. The results show signs of chemical and microbial contamination of the river basin and the lack of demonstrable genotoxicity by counting the occurrence of micronuclei. The concentration of elements in the guts of fish collected indicates also a potential risk to human health at the local consumption of fish.

Key words: trace elements; metals; water resources; micronuclei; agriculture.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE APÊNDICES	12
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	13
I INTRODUÇÃO	15
1.1 Área da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã	16
1.2 Panorama Regional.....	18
1.2.1 Desenvolvimento.....	19
1.2.2 População.....	20
1.2.3 Preservação ambiental.....	21
1.2.4 Ciência e tecnologia.....	22
1.4 A proposta de trabalho.....	23
II REVISÃO TEÓRICA.....	25
2.1 Desenvolvimento sustentável	25
2.2 A água é um bem planetário finito	28
2.2.1 Escassez de água	28
2.2.2 Água e atividade agropecuária	30
2.2.3 Água e resíduos urbanos	32
2.2.4 Contaminação microbiana da água	33
2.2.5 Genotoxicidade em águas.....	35
2.3 Elementos traço	36
2.4 Peixes como bioindicadores	39
III MATERIAL E MÉTODOS.....	42
3.1 Pontos de coleta.....	42

3.2	Datas das coletas e nível dos rios	44
3.3	Coleta e análise da água.....	45
3.4	Coleta de peixes.....	48
3.4.1	<i>Coleta, preparação e análise das amostras de sangue dos peixes.....</i>	<i>49</i>
3.4.2	<i>Coleta e preparação das vísceras dos peixes e análise de elementos traço</i>	<i>50</i>
3.5.	Análise estatística	52
IV	RESULTADOS	54
4.1	Análise da água.....	54
4.2	Micronúcleos em hemácias	56
4.3	Elementos traço nas vísceras dos peixes	59
V	COMENTÁRIOS E DISCUSSÃO.....	63
5.1	Qualidade da água	64
5.1.1	<i>Elementos químicos alterados.....</i>	<i>65</i>
5.1.2	<i>Análise físico-química da água</i>	<i>75</i>
5.1.3	<i>Análise microbiológica da água.....</i>	<i>76</i>
5.2	Genotoxicidade: micronúcleos em eritrócitos dos peixes	76
5.4	Comentários finais.....	81
VI	CONCLUSÕES.....	83
VII	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã (U110)	17
FIGURA 2 – Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul.....	17
FIGURA 3 – Localização dos pontos de coleta de amostras de água e peixes nos Rios Butuí, Icamaquã e Uruguai	44
FIGURA 4 – Suporte artesanal idealizado e construído para coletas de amostras de água nos rios	46
FIGURA 5 – Coleta de amostras da água no Rio Butuí em 28/01/2008.....	47
FIGURA 6 – Aferição das medidas morfológicas dos peixes (atividade de campo)	48
FIGURA 7 – Pesagem dos peixes (atividade de campo).....	49
FIGURA 8 – Realização de esfregaço sanguíneo das amostras de sangue dos peixes (atividade de campo).....	50
FIGURA 9 – Dissecção das vísceras dos peixes (atividade de campo)	51
FIGURA 10 – Micronúcleos em eritrócitos de peixe.....	58
FIGURA 11 – Micronúcleo em eritrócito de peixe.....	58

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Pecuária e produção agrícola de São Borja, Rio Grande do Sul, em 2007... 19	19
TABELA 2 – Localização, coordenadas e datas de coletas de amostras de água e peixes para os diferentes pontos	43
TABELA 3 – Parâmetros físico-químicos analisados das amostras de água (médias).....	55
TABELA 4 – Parâmetros químicos alterados nas análises de amostras da água: média obtida das coletas (mg L^{-1})	56
TABELA 5 – Classificação e frequência dos peixes coletados nos Rios Butuí, Icamaquã e Uruguai	57
TABELA 6 – Elementos traço: comparação entre as médias encontradas nos peixes e na água para os diferentes pontos de coleta	61
TABELA 7 – Elementos traço em peixes: médias por pontos de coleta e por famílias de peixes (mg L^{-1}).....	62

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A – Resultados da análise química da água nas três datas e nos três pontos de coleta (mg L^{-1})	98
--	----

UNIVATES

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional das Águas
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
BIRD	Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento
Br	Bromo
BrO ₃ ⁻	Íons bromato
Br ⁻	Íons brometo
CN	Cianeto
Cd	Cádmio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DA	Déficit de Atenção
DNPM	Desenvolvimento Neuropsicomotor
DRH	Departamento de Recursos Hídricos
EMATER/ASCAR	Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
FEPAGRO	Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
HCN	Cianeto de Hidrogênio
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IRGA	Instituto Riograndense do Arroz
IUPAC	<i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i>
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MS	Ministério da Saúde
MUG	4-metilumbeliferil- β -D-glicouronídeo
NaCl	Cloreto de sódio
Ni	Níquel
NMP	Número mais provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONPG	Ortonitrofenil- β -Dgalactopiranisídeo
ONU	Organização das Nações Unidas
O ₃	Ozônio
PARCINTEC	Parceria de Inovação Tecnológica
PATRAM	Patrulha Ambiental da Brigada Militar
PIB	Produto Interno Bruto
QI	Quociente de Inteligência
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
THM	Trihalometanos
UE	União Européia
UERGS	Universidade Estadual do Rio Grande do Sul
UNESCO	Organização Educacional, Científica e Cultural das Nações Unidas
UNIPAMPA	Universidade Federal do Pampa
UNIVATES	Centro Universitário Univates
URCAMP	Universidade da Região da Campanha
URI	Universidade Regional Integrada
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VMP	Valores Máximos Permitidos
WWAP	Programa de Assessoramento da Água do Mundo das Nações Unidas
Zn	Zinco

I INTRODUÇÃO

*“Venho da beira de um rio amigo, trago comigo lembranças mil.
Sou missioneiro, já fui changueiro, vivo na costa do meu Brasil.
De vez em quando me solto na água, lavando as mágoas no teu caudal,
Rio companheiro, que eu gosto tanto, leva meu pranto no teu canal.*

*Vejo na espuma das cachoeiras duas fronteiras que são irmãs.
Do outro lado roncam os monos, cá deste lado gritam ‘tahãs’.
Nesta fronteira secam banhados, fazem cercados, lavram o chão.
“Bichos de ontem fogem das tocas, morrendo cedo sem compaixão...”*

Telmo de Lima Freitas – **Changueiro**

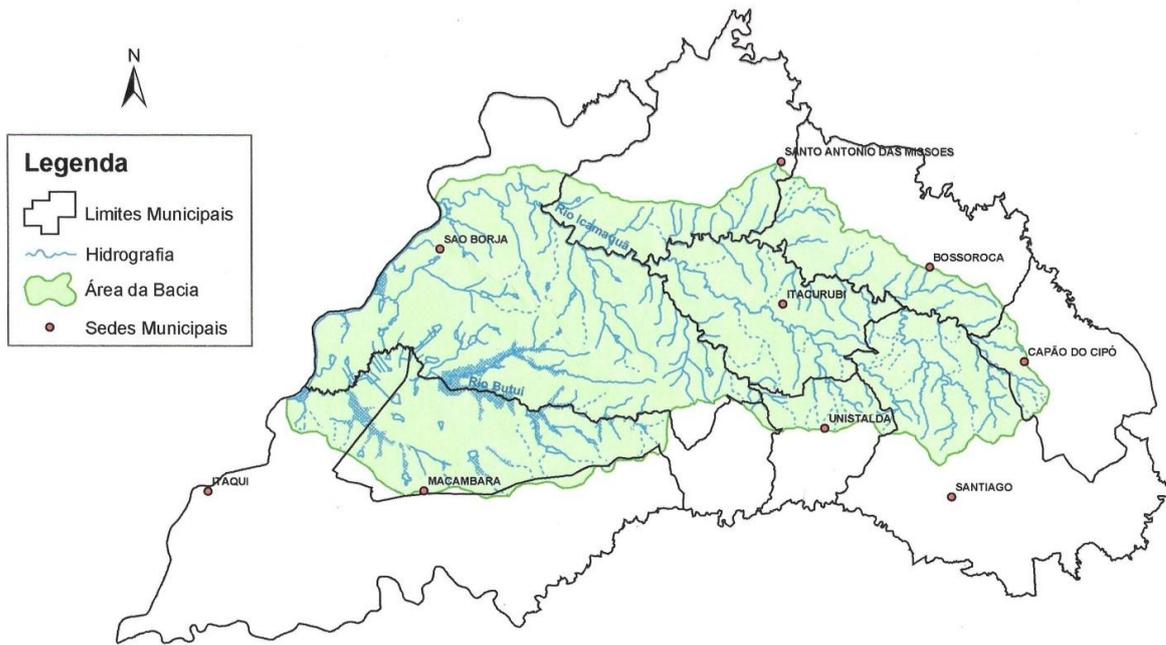
O desenvolvimento sustentável, conforme definido pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no relatório “Nosso Futuro Comum”, também conhecido como "Relatório Brundtland" (WCED, 1987), “pressupõe o atendimento às necessidades do presente, sem comprometer a possibilidade das gerações futuras atenderem suas próprias necessidades”. Aplicado à questão do gerenciamento dos recursos hídricos, este conceito de sustentabilidade prevê regras para o uso que se faz da água, para a quantidade e natureza dos resíduos que a ela retornam e para métodos de tratamento quando sua qualidade está afetada.

Crescimento econômico e desenvolvimento são processos que ocorrem a nível regional, onde a geografia de um território alia-se a fatores endógenos e atores locais na sua gênese (FAJARDO, 2005). Em consequência disto, tornou-se útil que a gestão dos recursos hídricos fosse também compartimentada em blocos regionais, como ocorreu, por exemplo, com a Bretanha desde 1995. Os franceses daquele território de intensa atividade agropecuária e “severa degradação da qualidade da água”, decidiram-se pela territorialização do gerenciamento dos recursos hídricos, isto é, os cuidados em nível de bacia hidrográfica, no modelo por eles denominado de *territ’eau* (MEROT *et al.*, 2009). No Brasil, conforme

prevista pela Lei nº 9.433, promulgada em 08 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), estão sendo criados comitês regionais de bacia hidrográfica.

1.1 Área da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã

O Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul dividiu o estado em 03 Regiões Hidrográficas: Guaíba, Uruguai e Bacias Litorâneas. A Região Hidrográfica do Uruguai compreende 11 Bacias Hidrográficas, unidades territoriais básicas do gerenciamento dos recursos hídricos. Uma delas é a Bacia dos rios Butuí-Icamaquã, aprovada pelo Conselho Estadual dos Recursos Hídricos em 09 de janeiro de 2006, registrada com o código U110, possuindo uma superfície aproximada de 7.982,50 Km² e da qual fazem parte, total ou parcialmente, nove municípios, conforme ilustram as Figuras 1 e 2 (CRH/RS, 2006): São Borja, Santo Antônio das Missões, Bossoroca, Capão do Cipó, Santiago, Unistalda, Itacurubi, Maçambará e Itaqui. O município mais populoso é representado por São Borja, com 60.571 habitantes, o que representa 78% do total da população, e que está distribuída em uma superfície de aproximadamente 2.987 Km², o que equivale a 37% da área da bacia hidrográfica.



Fonte: SEMA – DRH, 2005

FIGURA 1 – Bacia Hidrográfica Butuí-Içamaquã (U110)



Fonte: Google Earth, 2009

FIGURA 2 – Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul

O comitê de gerenciamento desta bacia foi oficializado, com eleição de seus membros em 08/09/2008, e tem as seguintes atribuições, definidas pelo Artigo 19 da Lei nº 10.350, de

30 de novembro de 1994, conhecida como Lei Gaúcha das Águas: promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos da bacia; articular a atuação das entidades que trabalham com este tema; arbitrar, em primeira instância, os conflitos relacionados a recursos hídricos; aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da Bacia; estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados; estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo.

Na execução destas funções, o comitê atua em consonância com as normas técnicas estabelecidas pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA, como a Resolução nº 036/2003, que determinou a elaboração do Plano Estadual de Regularização da Atividade de Irrigação e a Resolução nº 100/2005, que cria o Termo de Compromisso Ambiental. Este, firmado entre a Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA, em conjunto com o Departamento de Recursos Hídricos – DRH/SEMA e os órgãos representativos do setor agropecuário, tem como interveniente a Fundação Estadual de Proteção Ambiental – FEPAM (CONSEMA, 2005). Citam-se, ainda, as Resoluções nº 128/2006 e nº 129/2006 do CONSEMA, que tratam dos efluentes que são lançados às águas superficiais, estabelecendo prazos e normas técnicas para o controle de sua toxicidade aguda e crônica e genotoxicidade (CONSEMA, 2006). Mais recentemente, foi criado o Selo de Responsabilidade Socioambiental, o qual visa distinguir o que for produzido dentro das práticas da sustentabilidade ambiental, garantindo ao produtor o reconhecimento quanto ao uso de práticas ambientais e sociais corretas na lavoura de arroz irrigado.

1.2 Panorama Regional

A região da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã apresenta dados muito peculiares em relação ao seu estado de desenvolvimento, características culturais da população, políticas públicas de preservação ambiental em execução e estado atual de conhecimento tecnológico e suas aplicações.

1.2.1 Desenvolvimento

A questão do desenvolvimento ou crescimento econômico resume-se ao fato de que a região é uma das mais pobres do estado do Rio Grande do Sul, com o PIB *per capita* não superior a R\$ 10.000,00 (SILVA *et al.*, 2007), assentando-se a economia basicamente na atividade agropecuária e, portanto, extremamente dependente de fatores climáticos e submetida às regras do mercado internacional que comandam os preços dos produtos e dos insumos (CRUZ & TEIXEIRA, 2006). Destaca-se a pecuária bovina e ovina, agricultura extensiva e beneficiamento de grãos. Pode-se ilustrar o panorama da economia agropecuária com dados fornecidos pelo IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - para o município de São Borja, conforme exposto na Tabela 1 (IBGE, 2008).

TABELA 1 – Pecuária e produção agrícola de São Borja, Rio Grande do Sul, em 2007

Pecuária (cabeças)	
Bovinos	162.605
Ovinos	61.822
Produção agrícola (ton)	
Arroz em casca	308.842
Soja em grão	60.000
Trigo em grão	27.000
Milho em grão	25.200
Girassol em grão	3.000

Fonte: IBGE, 2008

Como consequência desta matriz econômica, faz-se uso intensivo da água extraída da bacia hidrográfica e de açudes artificiais. Agroquímicos diversos são utilizados, com inevitável descarga de seus resíduos aos corpos hídricos e contaminação dos ecossistemas. Na região não há um pólo industrial, a energia é escassa, predomina a monocultura e a produção pecuária é enviada para frigoríficos distantes. A mão de obra utilizada na agricultura e pecuária é mínima e a fonte maior de emprego reside no comércio local e serviços, o que gera apreciáveis índices de desemprego e migrações periódicas. A pesca, amadora e profissional, é

uma atividade importante, sendo expressivo o consumo local de peixe na alimentação humana, com preferência para dourados, piavas, surubins, pintados e jundiás.

Nota-se que, a partir de governança e lideranças locais, tentativas são feitas para estimular o desenvolvimento e crescimento econômico, com programas do tipo: “Patrulha Rural”, empreendedorismo, cursos profissionalizantes e técnicos, instalação de usina de biomassa, incentivo da aqüicultura, diversificação de culturas, implantação de bacia leiteira e exploração de roteiros turísticos como o “Caminho das Missões”.

1.2.2 População

A etnia da população é descrita como: nativa, espanhola, portuguesa, africana, açoriana, germânica, italiana, polonesa, árabe e outras. Na realidade, as características culturais da população atual refletem a miscigenação ocorrida, ao longo de sua história, com incremento a partir dos anos 40 quando descendentes de imigrantes de origem européia chegaram à fronteira e missões, em sua maioria italianos e alemães, vindos da região próxima a Santa Maria, serra gaúcha e São Leopoldo. Essa redistribuição de imigrantes europeus do sul do país, quando passaram a ocupar as chamadas “Novas Colônias”, ancorados ao processo de expansão da fronteira agrícola do Rio Grande do Sul, teve início no final da II Grande Guerra, ainda no governo Vargas, cessados os movimentos de nacionalização do Estado Novo (SCHNEIDER, 2008). Estes colonos foram protagonistas do nascimento da lavoura mecanizada e aplicação da tecnologia no campo, no que seriam os primeiros passos da chamada “Revolução Verde”.

O nativo, com características mulatas ou índias aportuguesadas, mesclou-se com os chamados “gringos” resultando uma população mista não bem definida, com forte influência da tradição campeira e da cultura dos *hermanos* argentinos (BRUM NETO & BEZZI, 2008). O dinamismo dos agricultores de origem européia e, sobretudo, o tom festivo e expansivo dos italianos, colidiu com o espírito acomodado e reservado dos nativos e as gerações atuais apresentam uma mistura destas características, com costumes tipicamente gaúchos, índole telúrica e apego aos núcleos familiares e às crenças religiosas.

1.2.3 Preservação ambiental

Para descrever a política regional de preservação ambiental, considerando o que efetivamente é executado, é necessário apontar os recursos humanos e materiais alocados para isso, sendo representativo o fato de que o antigo escritório local do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), com sede em São Borja, foi extinto há alguns anos; a unidade mais próxima situa-se em Uruguaiana, distante 200 km. O contingente da Patrulha Ambiental da Brigada Militar (PATRAM), responsável pela fiscalização de toda a área da bacia hidrográfica, é composto de nove elementos, possuindo uma viatura e um barco pequeno. Não há guarda florestal e a secretaria municipal do meio ambiente de São Borja foi criada recentemente, com poucos funcionários e quase nenhum equipamento.

A ausência de fiscalização efetiva e ações de educação ambiental podem explicar a degradação de ecossistemas locais. Assim, o banhado histórico na área do Rio Butuí, denominado Banhado Grande, que retardou o avanço das tropas invasoras paraguaias comandadas pelo tenente-coronel Antônio de La Cruz Estigarribia em 1865, após terem saqueado a vila de São Borja (GAY, 1980), não existe mais, substituído pela cultura do arroz, com construção de longos canais de drenagem. Não muito distante dali, a Reserva Biológica de São Donato, criada pelo Decreto Estadual nº 23.798, de 12 de março de 1975, ocupando uma área de 4.392 hectares nos municípios de São Borja, Itaqui e Massambará, está sendo devastada e a abundância, riqueza e diversidade de sua flora e fauna primitivas seriamente comprometidas. Dos 6,7 mil hectares de banhados que havia quando a reserva foi criada, 4,9 mil foram drenados, transformando-se em área de cultivo de arroz. Apesar da destruição, o São Donato ainda é o único banhado significativo em termos de biodiversidade em todo o oeste gaúcho (SPINDOLA *et al.*, 2008).

A prática agrícola de uso corrente na região produz desmatamento, aração do solo e, conseqüentemente, áreas de erosão e arenização. A mata ciliar dos rios e arroios visivelmente diminui, ano após ano, em sucessivos ciclos de colheita, preparação do solo e plantio, fato mais evidente junto aos Rios Butuí e Icamaguã e na margem brasileira do Rio Uruguai (BRASIL, 2006a). Ilhas de vegetação nativa e matas de galeria são raras na paisagem de extensas áreas agrícolas de monoculturas predominantes (soja, trigo, arroz, milho), afetando

profundamente o bioma Pampa e gerando uso intensivo de biocidas diversos no manejo de pragas que assolam as plantações.

Como agravante, a bacia hidrográfica sofre com enchentes periódicas, originadas por chuvas intensas na região ou no Alto Uruguai, quando são abertas as comportas dos reservatórios de usinas hidrelétricas, como as de Candiota e Itá. O refluxo das águas, pós-enchente, traz aos rios grande quantidade de matéria orgânica, lixo urbano e toda sorte de detritos e contaminantes. O Rio Uruguai recebe, ainda, ao longo de todo o seu curso, o esgoto cloacal das cidades ribeirinhas sem tratamento adequado e dele é retirada a água para consumo humano. Rio internacional, demarcando as fronteiras entre Brasil e Argentina, unindo o Rio Grande do Sul às províncias de Corrientes e Misiones, o Rio Uruguai sofre estes agravos ambientais comuns às duas nações, observando-se melhor preservação da mata ciliar na margem argentina.

1.2.4 Ciência e tecnologia

O nível de conhecimento tecnológico disponível para a atividade agropecuária, prevendo-se a geração de desenvolvimento sustentável, pode ser descrito como precário. A classe produtora recebe informações, continuamente, das empresas ligadas ao ramo de fertilizantes e biocidas, em reuniões, palestras, dias de campo e promoções diversas. Elas são eficientes em distribuir informações que destacam os benefícios dos produtos oferecidos, vantagens econômicas e eficácia - e procuram evitar referências a seus efeitos colaterais, ações residuais no ambiente e contaminação dos ecossistemas. Superam ações isoladas de treinamento promovidas por cooperativas e entidades como a Secretaria da Agricultura, EMATER/RS-ASCAR (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural), FEPAGRO (Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária) e IRGA (Instituto Riograndense do Arroz).

A importância da preservação de capões, ilhas de mata nativa e corredores de vegetação e da rotatividade de culturas, bem como a aplicação de métodos de tratamento dos resíduos da atividade agrícola e de reuso da água, são processos desconhecidos, total ou parcialmente, pelos agricultores. A economia no uso da água, através de novas técnicas de irrigação, ainda não foi bem compreendida e poucos a utilizam. A caça, mesmo que ilegal,

continua a ser praticada em algumas propriedades, permitindo-se o abate, por exemplo, de capivaras e jacarés.

Entretanto, podem ser citadas ações que representam um grande avanço em direção à sustentabilidade, como a adoção do plantio direto e o correto destino das embalagens de agroquímicos. Muito promissora é a recente criação de um pólo tecnológico envolvendo em São Borja a FEPAGRO, a UERGS (Universidade Estadual do Rio Grande do Sul), EMATER, cooperativas e empresas privadas da região: o PARCINTEC (Parceria de Inovação Tecnológica) é um sistema de parceria proposto pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), com a intenção de se fazer pesquisas localizadas na região, conforme demanda regional e com abrangência, num primeiro momento, em 12 municípios ao redor da unidade FEPAGRO São Borja. A Escola Técnica Federal de São Borja, cujas obras estão em andamento e universidades que possuem campus na região além da UERGS, como a UNIPAMPA (Universidade Federal do Pampa), a URCAMP (Universidade da Região da Campanha) e a URI (Universidade Regional Integrada) devem ser também instrumentos geradores de inovação tecnológica.

1.4 A proposta de trabalho

Este panorama motivou a realização de estudos da qualidade da água e de impacto ambiental em peixes, buscando a preservação do ecossistema e o cuidado com a saúde humana, no âmbito da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã. Trabalhos semelhantes envolvendo esta região são escassos na literatura, com referências mais frequentes às bacias do Alto Uruguai.

Para estudar a qualidade da água de um rio, as análises precisam levar em consideração a classificação das águas no Brasil, conforme a resolução nº 357 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) e os parâmetros de potabilidade determinados pela portaria do Ministério da Saúde nº 518 de 20/03/2004 (BRASIL, 2006b; BRASIL, 2005). São utilizados testes espectrofotométricos, microbiológicos, físico-químicos, analíticos e outros, conforme técnicas preconizadas (EATON *et al.*, 2005). Já a avaliação de impacto ambiental em peixes pode ser feita através de análises teciduais de elementos tóxicos, análises enzimáticas, testes de toxicidade aguda e crônica, testes de genotoxicidade e outros.

Contagem de micronúcleos em eritrócitos e análise de metais em músculos ou vísceras de peixes são instrumentos utilizados na pesquisa de genotoxicidade e toxicidade em corpos hídricos.

O objetivo principal deste trabalho, com a realização de análises da água e avaliação de metais e micronúcleos em peixes, foi proporcionar a geração de dados capazes de servir como parâmetros para estudos posteriores, auxiliando no gerenciamento dos recursos hídricos e na implantação de políticas de promoção de um desenvolvimento sustentável para a região.

II REVISÃO TEÓRICA

*“O rio cresceu tapando praias e barrancos,
Subindo ao tranco de quem vem buscar amor,
Engravidando águas de sangas na passagem,
Deixando imagem de cruel conquistador.
E vem lavando a grama verde do varzedo,
Vem afogando a floração da corticeira.
Esparramando solidão e muito medo,
Sufoca o manso barulhar das corredeiras...”*

Miguel Bicca – **Rios e Rumos**

2.1 Desenvolvimento sustentável

Desde sua formulação no final dos anos 80, o conceito de desenvolvimento sustentável tem sido motivo de intensa reflexão, ultrapassando a dimensão meramente econômica, geográfica ou ecológica. O pressuposto básico é o de que a degradação dos ecossistemas é um processo contínuo, irreversível e evolutivo, em função da sua exposição às pressões exercidas pelos processos produtivos e padrões de consumo atuais. “Os seres vivos buscam estar na natureza e os seres humanos buscam o bem-estar” (AUGUSTO *et al.*, 2003). Raynaut (2004) explora mais profundamente esta relação com o meio ambiente, definindo o ser humano como “ocupante e utilizador de um espaço e do conjunto de objetos e seres bióticos e abióticos que abarca”, e não podendo mais ser considerado como “hóspede” do meio que habita: “ele apresenta-se necessariamente como parte integrante desse meio, do qual é, ao mesmo tempo, sujeito e objeto, ator e produto”. Portanto, para analisar questões relativas ao meio ambiente é obrigatória a análise holística das “relações tecidas dentro do macrossistema, que compreende os seres humanos e o meio biótico e abiótico”, com participação simultânea das ciências

sociais e das ciências naturais. Este enfoque globalizante do conceito de desenvolvimento sustentável é unanimidade recente, superando os enfoques economicistas e ecológicos. “Busca-se uma concepção da realidade baseada na interação sociedade-natureza, onde ambas as partes se imbricam em uma complexidade dinâmica” (BUSTILLO-GARCIA & MARTÍNEZ-DÁVILA, 2008).

O desenvolvimento sustentável, contrapondo-se à visão de inexorável destruição dos recursos naturais, é visto por Silva Neto (2008) como “processo inescapavelmente evolutivo”. Envolvendo sistemas biológicos, físico-químicos e sociais, “a promoção do desenvolvimento sustentável consiste, essencialmente, na promoção das propriedades sistêmicas responsáveis pela evolução das sociedades”. Não será uma utopia? – interrogam-se Bustillo-Garcia & Martínez-Dávila (2008), ponderando que a diminuição dos gases oriundos da pecuária e que contribuem para o aquecimento global, o controle da redução da biodiversidade, a eliminação da pobreza e a adoção de hábitos racionais de consumo e de produção fazem parte dessa “entelêquia”. Na verdade, o manejo do meio ambiente para assegurar sustentabilidade em uma determinada região, é um processo complexo, que envolve a construção de um novo campo de saber a partir da perspectiva interdisciplinar (RAYNAUT, 2004). Muito mais do que “controlar poluentes e limpar locais contaminados” o foco do manejo deve incluir a paisagem urbana, suburbana, agrícola e florestal, com estabelecimentos de metas regionais de integridade biológica para os ecossistemas, com protocolos padronizados de avaliação de risco ambiental (BARNTHOUSE, 2008).

As políticas de promoção da sustentabilidade, onde assumem papel importante o Estado, disponibilizando instrumentos de governança e controle, e a ciência, fornecendo informações, conhecimentos e tecnologia, necessitam, indispensavelmente, do processo de legitimização do reconhecimento público (BUSTILLO-GARCIA & MARTÍNEZ-DÁVILA 2008). Silva Neto (2008) afirma que o Estado e os pesquisadores e técnicos “devem considerar os demais agentes sociais como verdadeiros interlocutores, legítimos e qualificados, pois apenas assim é possível promover o desenvolvimento sustentável a partir de uma visão evolutiva da sociedade”. É o mesmo pensamento expresso por Becker (2000): “No interior de cada processo de desenvolvimento, a qualidade só pode ser conquistada através da crescente organização e participação da população no processo decisório e nos frutos do desenvolvimento”. Trata-se de analogia com o que Amartya Kumar Sen define em “Desenvolvimento como Liberdade”, vislumbrando na afirmação da liberdade humana,

simultaneamente, o fim principal e o meio primordial do desenvolvimento e dando crédito à formação de valores sociais e de sentido de responsabilidade ambiental, diminuindo a necessidade da participação estatal (SEN, 2000).

“A colaboração entre ciências físico-naturais, disciplinas técnicas e ciências sociais torna-se absolutamente necessária – resume Raynaut (2004), uma vez que se trata de analisar não somente as complexidades dos sistemas físico-naturais, mas também aquela, muito maior, das suas interações com a sociedade”. Este diálogo de saberes, como aponta Leff (2001), é base da epistemologia ambiental, que discute o conhecimento do mundo, sua construção e destruição. Procura uma visão regional e global da maneira como o homem conhece o mundo, com ele se relaciona e como o administra, buscando o saber ambiental e a construção de um futuro sustentável.

A noção de desenvolvimento sustentável é, deste modo, relativa, variando em função de quem a utiliza e da situação de espaço e tempo e, portanto, “quando se fala de sustentabilidade, devemos sempre nos perguntar: ‘sustentabilidade para quem?’” (RAYNAUT, 2004). A diversidade das interpretações, das prioridades e dos objetivos dos atores sociais é, porém, suplantada pela mesma aspiração coletiva de um mundo melhor, na busca do equilíbrio nos sistemas naturais, sociais e em suas relações. Neste ponto, a pesquisa científica pode ajudar a encontrar as respostas e produzir um saber complexo e com nuances, “utilizável em uma negociação social necessariamente conflitante, entre atores portadores de definições diferentes de desenvolvimento e da sustentabilidade”. Ressalta-se, ainda, que a ciência é um poderoso instrumento de aprendizagem. “E um grande esforço pedagógico, por parte de pesquisadores e técnicos, deve ser realizado para que os resultados científicos possam estar disponíveis a um grande número de pessoas” (SILVA NETO, 2008).

Na situação particular de ambientes onde a atividade agropecuária é preponderante, tem sido salientada a eficácia da gestão descentralizada dos recursos ambientais, como os recursos hídricos, baseada em intensa cooperação entre cientistas, autoridades regionais, fazendeiros, comitês de bacia, cooperativas, organizações ambientais não governamentais e população (MEROT *et al.*, 2009).

2.2 A água é um bem planetário finito

A combinação de 2 átomos de Hidrogênio com 1 átomo de Oxigênio, com utilização de pontes de Hidrogênio como elementos de interação, origina um arranjo tetraédrico das moléculas de água, que possui importantes implicações nas suas propriedades como solvente (CAMPBELL, 2000). No estado líquido as moléculas de água estão dispostas de forma não densamente condensadas, “é mais como uma treliça, com as moléculas interligadas umas às outras por fios emaranhados”, conforme descrição original de Wolke (2003), que acrescenta: “Os buracos dessa treliça conseguem acomodar um número surpreendente de partículas dissolvidas”. Na verdade, a água é o melhor exemplo de uma substância polar: o Oxigênio é eletronegativo, isto é, possui grande afinidade por elétrons. O Hidrogênio, por sua vez, não atrai elétrons, segundo ilustra Riegel (2002). Como “semelhante dissolve semelhante”, o autor explica, a água, polar, é o melhor solvente para qualquer outra molécula polar. Assim, a água é considerada o solvente universal, citando-se, porém, como exemplo típico de compostos apolares, não solúveis em água, os “triglicerídeos, as principais gorduras e óleos dos organismos”, além dos hidrocarbonetos (RIEGEL, 2002; CAMPBELL, 2000). Esta condição de solvente universal faz dos corpos hídricos receptáculos naturais de substâncias diversas.

2.2.1 Escassez de água

Ultimamente, fala-se muito na escassez da água. Recurso planetário finito, cuja falta é, inquestionavelmente, de efeitos trágicos, conforme muitos autores (BRITO *et al.*, 2005; MACHADO, 2003; MORAES & JORDÃO, 2002; PAZ *et al.*, 2000; PHILIPPI JR & MARTINS, 2005; REBOUÇAS, 2002; TUNDISI, 2003; VARGAS, 1999), como pode a água ser um recurso finito? Ela consegue escapar da atração gravitacional e evadir-se do planeta?

A resposta a estas indagações pode ser encontrada em clássica descrição de Rebouças (2002):

Considera-se, atualmente, que a quantidade total de água na Terra, de 1.386 milhões de km³, tem permanecido de modo aproximadamente constante durante os últimos 500 milhões de anos. [...] 97,5 % do volume total de água da Terra formam os oceanos e mares e somente 2,5 % são de água doce. Ressalte-se que a maior parcela desta água doce (68,9%) forma as calotas polares, as geleiras e neves eternas que cobrem os cumes das montanhas mais altas da Terra. Os 29,9 %

restantes constituem as águas subterrâneas doces. A umidade dos solos (inclusive daqueles gelados – *permafrost*) as águas dos pântanos representam cerca de 0,9% do total e a água doce dos rios e lagos cerca de 0,3%.

A escassez da água, portanto, é real e dramática situação em determinadas regiões do planeta, preocupando as organizações internacionais, como a Organização das Nações Unidas (ONU). Em 2003, por ocasião do Congresso Mundial das Águas, em Kyoto, Japão, a Organização Educacional, Científica e Cultural das Nações Unidas (UNESCO) publicou o relatório técnico elaborado pelo Programa de Assessoramento da Água do Mundo das Nações Unidas (WWAP), “Relatório Sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos no Mundo”. O documento tem sido usado no mundo inteiro, como referência para a adoção de políticas locais de uso da água, tomadas de decisões, estudos e discussões sobre a questão da água. Publicada mais recentemente, a segunda edição desse documento, agora denominado “**Água, uma Responsabilidade Compartilhada**”, mostra que a responsabilidade coletiva é essencial para a promoção do desenvolvimento e a gestão racional do problema da água (WWAP, 2006).

Como “é difícil exagerar a importância da água para a existência de vida na Terra, e é difícil imaginar a vida baseada em outro solvente” (CAMPBELL, 2000), é compreensível a advertência de Rebouças (2002): “A sociedade, por sua vez, deverá compreender que não será possível continuar com a filosofia de desperdício atual e de usar e jogar fora, como se a água fosse um recurso ilimitado e de propriedade particular, individual”.

A água, suporte básico para a vida e saúde, é, portanto, um bem planetário esgotável, desigualmente distribuído. Muitas regiões apresentam grave escassez de água e são detentoras de elevados índices de “estresse hídrico”, que é definido com base no volume de recursos hídricos renováveis *per capita* e avaliado pela “razão entre o volume total de água consumida e o suprimento de água renovável” (UNESCO, 2006). Além disto, a poluição gerada por indústrias e atividades agropecuárias ou urbanas pode comprometer o ciclo hidrológico natural e tornar a água total ou parcialmente imprópria para o consumo, determinando agravos aos sistemas bióticos dela dependentes e aumentando sua escassez (CSUROS & CSUROS, 2002b; REBOUÇAS, 2002; UNESCO *et al.*, 2006).

2.2.2 Água e atividade agropecuária

Ao longo de todo o seu trajeto, desde sua nascente até a foz, a água dos rios recebe influência de fontes poluidoras diversas, peculiares a cada região: indústrias, curtumes, criação de suínos e aves, pecuária, frigoríficos e atividade agrícola, além dos resíduos urbanos provenientes do lixo e esgoto. Na região compreendida pela Bacia dos Rios Butuí-Icamaquã a fonte poluidora mais importante pode relacionar-se à atividade agropecuária. Em todo o mundo esta atividade representa o processo mais generalizado de controle do ambiente através do homem, sendo “responsável por mudanças intensas e extensas do ecossistema, que chegam a atingir graus elevados de manipulação, com a precípua finalidade de incrementar a produção de energia, representada pelos alimentos” (FORATTINI, 2004).

A contaminação dos mananciais hídricos com fertilizantes e biocidas tem sido relacionada à elevação dos níveis de determinados elementos químicos na água, como nitratos, nitritos, fluoretos, cloro, potássio, zinco, chumbo, cobre, fósforo, além de resíduos de sua formulação comercial (FAY & SILVA, 2004; MACEDO, 2002b; VEIGA *et al.*, 2006). Os efeitos tóxicos do acúmulo destes elementos são variados e complexos, citando-se, por exemplo, a indução à metemoglobinemia pelos nitratos e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (CLEEMPUT & BOECKX, 2005). A possibilidade de serem carcinogênicos aumenta a preocupação com a existência de resíduos de agrotóxicos nos alimentos e na água potável, conforme enfatizam Moraes & Jordão (2002) e tem originado incremento nas pesquisas para análise de sua toxicidade. A introdução de metais no solo agrícola a partir de formulados comerciais de fertilizantes, sobretudo os fosfatados, é objeto de estudos recentes, onde se ressalta sua relação com a contaminação dos corpos hídricos e cadeias alimentares (ANGELOTTI-NETTO *et al.*, 2004; BIZARRO *et al.*, 2008; CAMPOS *et al.*, 2005; GUILHERME *et al.*, 2005).

A atividade agropecuária local pode contribuir através de quatro modos diferenciados na alteração da qualidade da água da bacia (MEROT *et al.*, 2009; FORATINI, 2004):

- primeiro porque, ao fazer uso intensivo do solo e produzir desmatamento, favorece a erosão e o aporte de substâncias aos cursos hídricos;
- segundo, porque a prática do pastoreio e dessedentação dos animais propiciam sua aproximação aos cursos d'água e a contaminação dos mesmos com seus dejetos;

- terceiro, pela grande demanda de água que a atividade requer, com esgotamento de arroios no período de irrigação mais intensa, especialmente na cultura do arroz, coincidente com a época de estiagem;
- a última forma é pela aplicação de produtos químicos: fertilizantes, medicamentos e biocidas diversos são largamente utilizados, seja para combater pragas que assolam plantações e animais em criação, seja para aumentar a produtividade, tanto na pecuária como na agricultura.

Neste último caso, a contaminação dos cursos d'água pode ocorrer diretamente, pela forma de aplicação do produto, ou indiretamente a partir de escoamento do solo contaminado, infiltração e percolação (HERMES *et al.*, 2006; ROCHA *et al.*, 2004; CSUROS & CSUROS, 2002a; TELLES, 2002). Um aspecto merece especial atenção no que se refere à forma de aplicação de agroquímicos: o uso da aviação agrícola, porque pode ocorrer com mais frequência e abundância a introdução direta do produto nas sangas, arroios e rios, em consequência do fenômeno da deriva ou por falha no método (ROCHA *et al.*, 2004). A pulverização hidráulica, no solo, enfrenta o mesmo problema em escala menor: o desvio da trajetória que impede que as gotas produzidas atinjam o alvo está relacionado, principalmente, ao tamanho de gotas e à velocidade do vento (CUNHA *et al.*, 2003; CHAIM, 2004).

Em um ecossistema rural, “o conjunto de atividades agropecuárias é responsável por mudanças significativas no ambiente primevo” e, ficando comprometida a capacidade dos sistemas naturais de absorver estes impactos, a consequência é “degradação dos recursos hídricos, atmosféricos e do solo, com riscos à qualidade de vida nesses espaços” (PHILIPPE JR & MARTINS, 2005). Trata-se da transformação de um ecossistema natural em ecossistema artificial ou antrópico, como descrito por Foratini (2004), salientando que as mudanças no primeiro são determinadas por mecanismos genéticos das populações e por alterações climáticas de longo prazo, enquanto que as mudanças no segundo são controladas por fatores sociais, essencialmente econômicos e políticos.

2.2.3 Água e resíduos urbanos

Os efluentes domésticos e industriais, sem tratamento adequado, são os principais poluentes dos recursos hídricos, assim como chuvas, lixo urbano, pesticidas e fertilizantes agrícolas, detergentes e erosão por desmatamento (PHILIPPI JR. & MARTINS, 2005). Estes poluentes podem provocar consumo de oxigênio dissolvido na água, eutrofização e contaminação por microorganismos patogênicos, alterando o ciclo hidrológico natural. “Quando o homem entra nesse sistema produz grandes alterações que modificam significativamente esse ciclo e resultam em impactos negativos (muitas vezes de forma irreversível) no próprio homem e na natureza”, assinala Tucci (2005). A questão torna-se mais problemática quando envolve, além do assentamento urbano não planejado às margens dos rios, a ocorrência de enchentes periódicas, que transportam ao curso d’água toda sorte de sedimentos, lixo e detritos (TUCCI & BERTONI, 2003). No uso da água, particularmente, deve-se ter em mente que as atividades humanas, refletidas em sua poluição ou escassez,

comprometem o equilíbrio dos ecossistemas, dificultando a conservação da flora e da fauna e a diluição de efluentes; provocam doenças por causa da má qualidade ou pela falta de água em quantidade suficiente para as necessidades mínimas (PHILIPPI JR & MARTINS, 2005).

Um dos mais sérios agravos ambientais ao Rio Uruguai reside no fato de que ele recebe, desde seu início, quando delimita os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, o esgoto cloacal e pluvial das cidades ribeirinhas sem tratamento adequado, incluindo as municipalidades das províncias argentinas de Corrientes e Misiones. Isto determinou que saneamento básico e estações de tratamento do esgoto sejam prioridades no Programa Pró-Rio Uruguai - Aquífero Guarani. O Programa, envolvendo ambos os estados, visa o desenvolvimento sustentável da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, epicentro do Aquífero Guarani, maior reservatório de água doce do mundo. A institucionalização do Programa é o primeiro passo para a busca de recursos junto aos órgãos financiadores mundiais como BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento), que doou U\$ 3 milhões para que fossem preparados os projetos, BIRD (Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento) e organizações de países como Japão e Holanda, que já manifestaram interesse em auxiliar nos projetos, conforme relato na página eletrônica da internet (PRÓ-RIO URUGUAI, 2009).

2.2.4 Contaminação microbiana da água

A presença de bactérias patogênicas nos rios pode tornar a água imprópria para consumo humano, dessedentação de animais, práticas aquáticas recreativas ou irrigação de certas culturas. Para o consumo humano adota-se em relação à contaminação da água com bactérias patogênicas, o conceito de “tolerância zero”, conforme definem Michiel & Mouyson (2000): bactérias são organismos vivos e podem multiplicar-se e a dose infectiva de bactérias pode ser “tão pequena quanto poucas centenas de bactérias como *Salmonella* e *Shigella*, ou mesmo uma única célula para protozoários como *Cryptosporidium*”.

Aceitando-se este princípio de “tolerância zero”, restam dificuldades técnicas importantes: como monitorar nas águas de consumo ou recreação a grande variedade de microorganismos patogênicos possivelmente presentes? A solução encontrada foi a utilização de organismos indicadores da qualidade microbiológica da água, cuja presença faça supor a possibilidade da presença concomitante dos organismos patogênicos. Assim, presume-se a ocorrência da contaminação microbiana através da pesquisa de indicadores específicos, como bactérias do grupo coliformes fecais ou, mais especificamente, *Escherichia coli* e bactérias do grupo estreptococos fecais, como o gênero *Enterococcus* (HUNT & RICE, 2005).

O grupo dos coliformes fecais ou termotolerantes inclui as bactérias na forma de bastonetes Gram negativos, não esporogênicos, anaeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose, com produção de gás, em 24h, à temperatura de 44,5 a 45,5°C. Este grupo, apesar da denominação, inclui pelo menos três gêneros, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, dos quais dois (*Enterobacter* e *Klebsiella*) incluem cepas que não são de origem fecal. Assim, a presença de *Escherichia coli* na água é mais representativa de contaminação por bactérias fecais do que a presença de coliformes fecais, e estes, mais representativos do que a presença de coliformes totais (SILVA *et al.*, 2005).

O grupo dos estreptococos fecais engloba espécies de *Streptococcus* e *Enterococcus* do grupo sorológico D de Lancefield, os quais habitam naturalmente o trato intestinal dos animais de sangue quente, sendo excretados em grande quantidade nas fezes. A característica comum das bactérias deste grupo é a de serem cocos Gram positivos, catalase negativa, anaeróbios facultativos, que podem crescer na presença de bile a 40% e hidrolisar a esculina. Os enterococos constituem um subgrupo dos estreptococos fecais e incluem o gênero

Enterococcus (MICHIELS & MOYSON, 2000). A ocorrência de estreptococos fecais em águas naturais é uma indicação de contaminação recente, pois eles não costumam multiplicar-se em águas poluídas e não ocorrem naturalmente na água, a não ser por fenômenos pontuais a partir da presença de animais ou após enxurradas. Estas bactérias são mais resistentes que os coliformes fecais aos processos habituais de tratamento de esgoto e, por isso, são melhores indicadores de contaminação fecal dos cursos hídricos, permitindo uma correlação mais eficaz com a presença de bactérias e vírus patogênicos de origem intestinal (SILVA *et al.*, 2005).

A *Escherichia coli* é uma bactéria simbiote mutualista de humanos e outros animais homeotérmicos, produtora de vitaminas aos hospedeiros. Torna-se patogênica, porém, e frequentemente letal, quando fora do seu habitat ou quando compreende cepas enterotoxigênicas. Foi isolada das fezes de um paciente com cólera, em 1885, por Escherich, sendo por ele denominada como “*Bacterium coli*”; posteriormente adquiriu a denominação atual e, em 1892, Schardinger propôs seu uso como indicador de contaminação fecal (MICHIELS & MOYSON, 2000).

Enterococos, da mesma forma, normalmente não são patogênicos, vivendo como comensais entre a microbiota intestinal de indivíduos saudáveis. Possuem, porém, um potencial crescente como agentes de sérias infecções, principalmente como patógenos hospitalares resistentes aos antibióticos, causando infecções urinárias, infecções de sítio cirúrgico e bacteremias no Brasil e em vários países (FURTADO *et al.*, 2005). Em suma, o achado de *Escherichia coli* e *Enterococcus* na água indica contaminação fecal e, por conseguinte, a ameaça da presença de potenciais vírus, protozoários e bactérias patogênicas veiculadas pelo conteúdo fecal; incluem-se aí, hepatite A, cólera, salmoneloses, shigelloses, giardíase, amebíase, entre outros.

Existem diversos métodos para a determinação de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* na água, sendo mais comumente utilizado o método que emprega substrato enzimático cromogênico e fluorogênico: é mais simples e rápido, com alta sensibilidade e especificidade. O substrato cromogênico contém ortonitrofenil- β -Dgalactopiranosídeo (ONPG), sobre o qual age a enzima β -galactosidase dos coliformes alterando a coloração do meio de cultura. A confirmação da presença de *Escherichia coli* é feita pela adição ao meio de 4-metilumbeliferil- β -D-glicouronídeo (MUG), substrato fluorogênico para a enzima β -glicuronidase produzida pela bactéria e também por *Shigella* e *Salmonella* (HUNT & RICE,

2005; SILVA *et al.*, 2005). A contagem de estreptococos fecais e enterococos em água pode ser feita pelo método dos tubos múltiplos e com a presença de esculina. A hidrólise da esculina, resultará em colônias castanho enegrecidas com halo marrom, confirmando a presença de estreptococos fecais. Para diferenciar o gênero *Streptococcus* do gênero *Enterococcus* utiliza-se a sementeira em caldo com cloreto de sódio (NaCl) a 6,5%: dentre os estreptococos fecais, apenas os enterococos crescem (SILVA *et al.*, 2005).

2.2.5 Genotoxicidade em águas

A análise de genotoxicidade, com utilização de amostras de água, solo, ar, material biológico e produtos químicos simples ou complexos, tem sido realizada através de diversos testes. A maioria dos testes genéticos procura agentes que possam afetar o genoma. “Devido à universalidade do código genético, se um agente pode causar danos ao DNA têm potencial genotóxico em qualquer tipo de célula” (VILLELA *et al.*, 2003). Podem ser citados:

a) Teste de Ames – é o ensaio mais realizado atualmente, empregando linhagens da bactéria *Salmonella typhimurium* desenvolvidas pelo Dr. Bruce Ames, do Departamento de Bioquímica da Universidade da Califórnia.

b) Induteste – faz uso de uma linhagem de *Escherichia coli*.

c) Cromoteste – utiliza outra linhagem de *E. coli*.

d) Contagem de aberrações cromossômicas, de trocas entre cromátides irmãs e da frequência de micronúcleos, utilizando organismos sentinela, como mexilhões, animais bentônicos, peixes e outros.

e) Teste do cometa – eletroforese em microgel, combinando técnicas bioquímicas simples com a abordagem de células individuais dos testes citogenéticos, também utiliza os organismos sentinela e, de um modo simplificado, o dano genético é proporcional ao tamanho da “cauda do cometa” (UMBUZEIRO & ROUBICEK, 2006).

O Teste dos Micronúcleos, por ser uma análise muito simples, apresenta vantagem em relação aos outros testes. Os micronúcleos podem ser observados em qualquer tipo de célula: a análise da sua frequência em eritrócitos policromatófilos da “medula óssea de mamíferos foi estabelecida na década de 70 por Schmid e ainda hoje é um dos mais utilizados como padrão de aberrações cromossômicas em eucariotos” (VILLELA *et al.*, 2003).

Os micronúcleos são denominações dadas a porções de cromatina que surgem no citoplasma celular, após a divisão mitótica: “eles aparecem nas células filhas, em decorrência de danos induzidos nas células parentais” (RIBEIRO, 2003). Durante a telófase da mitose, sob a influência de agentes mutagênicos, podem ocorrer perdas de fragmentos cromossômicos ou cromossomos inteiros, originando o aparecimento no citoplasma destes micronúcleos. A contagem destes núcleos pequenos, cujo tamanho não ultrapassa um terço do tamanho do núcleo celular, separados e adicionais ao núcleo principal da célula, é usada para avaliar o potencial mutagênico de substâncias, sendo o teste recomendado para o estudo de novos fármacos e produtos químicos (ZALACAIN *et al.*, 2005). Projetos colaborativos internacionais avaliam sua aplicação como biomarcador válido no surgimento de doenças humanas, especialmente o câncer, já que a mutação cromossômica é um evento importante na carcinogênese (BONASSI *et al.*, 2007; FENECH *et al.*, 1999). Conforme define Villela *et al.* (2003), o teste de micronúcleos “detecta mutagênese cromossômica em eucariotos do tipo clastogênese, aneugênese e danos no fuso mitótico”.

Ultimamente, a técnica dos micronúcleos tem sido usada “na detecção de efeitos genotóxicos provocados por diversos agentes físicos e químicos, sendo utilizada para avaliação das condições ambientais e suas relações com as características fisiológicas” (MATSUMOTO, 2006). Estas pesquisas são cada vez mais comuns, pois, embora ocorram mutações espontâneas, a maior parte delas deve-se a agentes físicos, químicos ou biológicos, aos quais o homem também pode estar exposto. Variações da técnica foram sugeridas por diversos autores, com análise em amostras coletadas em homens, peixes, anfíbios, moluscos, roedores e animais diversos (MATSUMOTO, 2005; EPA, 1998; OECD, 2006; PACHECO & HACKEL, 2002; BUCKER *et al.*, 2006; ZALACAIN *et al.*, 2006; GRISOLIA & CORDEIRO, 2000).

2.3 Elementos traço

Metais pesados, cuja definição mais comum é a de metais com densidade maior que 5 g/cm³, isto é, gravidade específica maior que 5, também, podem ser definidos como elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22, ou pela singular propriedade de serem precipitados por sulfetos. Eles “são talvez os mais comuns de todos os venenos metabólicos”: sua toxicidade pode afetar enzimas, pois reagem com e inibem o grupo sulfidril

dos sistemas enzimáticos, conforme assinalam Csuros & Csuros (2002a), logo após tecerem críticas à denominação de “metais pesados”, pois, não obstante estar esta terminologia incorporada à literatura que aborda poluição ambiental, pode causar confusões. Em relatório da IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*), Duffus *et al.* (2002) sugerem o abandono do uso do termo, em função de sua inconsistência, pelas suas várias interpretações e definições. Esta proposta é reforçada por Cornellis & Nordberg (2007) que consideram que o termo “desafortunadamente impreciso, conduz à confusão e é pouco útil para descrever propriedades tóxicas”.

Desta forma, tem sido utilizado, cada vez mais freqüentemente, “elementos traço” como substituto de “metais pesados”, caracterizados como metais presentes em pequenas concentrações no ambiente e nos seres vivos: “Alguns elementos traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros não o são”, mas mesmo os essenciais podem, sob condições específicas, causar danos a ecossistemas terrestres e aquáticos (GUILHERME *et al.*, 2005). Dependendo de sua concentração, propriedades específicas, biodisponibilidade e interação com os sistemas biológicos, este grupo de elementos, como prata, mercúrio, bário, arsênio, cobre, ouro, cádmio, zinco, níquel, manganês, cromo, cobalto, chumbo e outros, onde se inclui o alumínio, apesar de sua abundância, costuma estar associado à toxicidade, com efeitos acumulativos nos organismos vivos (CSUROS & CSUROS, 2002a; OMS, 1998; TEMPLETON *et al.*, 2000).

“Íons metálicos na água podem ocorrer naturalmente – afirmam González-Soto *et al.* (2000) – pelo desprendimento de depósitos minerais, e podem ter origem antropogênica, que inclui efluentes industriais e depósitos de resíduos sólidos”. Os resíduos urbanos e aterros sanitários tornam-se fontes importantes de contaminação, sobretudo na ocorrência de tempestades e enchentes, com carreamento de altas concentrações de metais aos cursos hídricos (CSUROS & CSUROS, 2002b). O mesmo pode ocorrer a partir do solo agrícola, se contaminado com metais pesados. Em decorrência disto e pela possível fitotoxicidade, a introdução de metais no solo agrícola a partir de formulados comerciais de fertilizantes, sobretudo os fosfatados e aqueles cuja constituição inclui resíduos industriais ou de compostagens urbanas, têm sido identificadas e quantificadas nos últimos anos (CAMPOS *et al.*, 2005; RODELLA, 2005; BIZARRO *et al.*, 2008).

Inseridos na cadeia alimentar aquática ou tendo como importante sítio de captação o epitélio das brânquias, os íons metálicos ou seus compostos facilmente atingem os peixes, concentrando-se em diversas áreas corporais, notadamente os músculos e as vísceras (BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007; DALLINGER *et al.*, 1987; ROCHA *et al.*, 1985; NORMAN & MULLER, 2007). O conhecimento a respeito da mobilidade e concentração destes elementos tóxicos na cadeia trófica tem importância prática e imediata quando se admite a possibilidade de contaminação humana e isto tem incentivado a pesquisa de sua biodisponibilidade e acumulação em organismos aquáticos diversos (KEUNG, 2008; CASAS, 2008; VIRGA, 2007).

Observa-se, atualmente, significativa preocupação de médicos e cientistas a respeito da intoxicação crônica e sub-clínica por metais presentes no ambiente, como relata uma revisão de pediatras brasileiros que coloca ênfase no efeito deletério ao sistema nervoso de crianças por chumbo e mercúrio (MELLO-DA-SILVA & FRUCHTENGARTEN, 2005) e uma pesquisa realizada em Bangladesh que sugere associação entre mortalidade infantil e ingestão de água com manganês (HAFEMAN *et al.*, 2007). Em Taubaté, São Paulo, foi encontrado um nível significativo de cádmio em 58 amostras de colostro humano (NASCIMENTO *et al.*, 2005) e a especiação de elementos traço no leite materno é objeto de pesquisas com frequência e complexidade crescentes (MICHALKE, 2006). Na Nigéria pesquisadores encontraram o solo contaminado por níquel, cádmio, chumbo e cobre e recomendam “que sejam conduzidos estudos para determinar o nível sanguíneo de metais pesados e em diversas fontes de alimento da população local” (IGWILO *et al.*, 2006). Finalmente, na Europa, um estudo multicêntrico, envolvendo crianças da França, Polônia e República Tcheca, acusa efeitos sub-clínicos da exposição a metais pesados (BURBURE *et al.*, 2006). Especificamente sobre a neurotoxicidade de chumbo, mercúrio e manganês, cientistas de 27 nações, em encontro da Comissão Internacional Sobre Saúde Ocupacional, em junho de 2006, formularam dez diretrizes aos países de todo o mundo, em documento conhecido como “Declaração de Brescia na Prevenção de Neurotoxicidade de Metais” (LANDRIGAN *et al.*, 2007).

2.4 Peixes como bioindicadores

Flotemersch *et al.* (2006) relatam que, nos Estados Unidos, desde a década de 80, a legislação reconhece a importância da utilização de bioindicadores como base dos programas de monitoramento dos sistemas aquáticos. Bioindicadores podem ser definidos como organismos ou sistemas biológicos que reagem a alterações ambientais com a modificação de suas funções vitais normais e/ou da sua composição química, refletindo o atual quadro ambiental, ou, em outros termos, sinalizando um evento ou condição num sistema biológico ou amostra, que fornece uma medida de exposição, efeito ou susceptibilidade (AITIO *et al.*, 2007).

Na verdade, a utilização de organismos aquáticos no estudo de toxicidade em águas vem sendo realizada há muito tempo. Rocha *et al.* (1985) transcrevem citação de Turing, de 1947, que diz: “Os peixes constituem um barômetro muito útil do real estado de pureza de uma água. Nenhum corpo d’água pode ser considerado em condições satisfatórias se nele não viverem e proliferarem peixes”. No topo da cadeia alimentar de um ambiente aquático, ao lado de outros predadores, como jacarés, crocodilos e lontras, os peixes têm no alimento a fonte mais importante de aquisição de elementos tóxicos, especialmente no que se refere a metais.

A utilização de peixes como bioindicadores apresenta várias vantagens (FLOTEMERSCH *et al.*, 2006), dentre as quais podem ser citadas:

- a. incluem espécies que representam variadas categorias tróficas e utilizam alimentos de origem terrestre e aquática;
- b. sua posição no topo da teia alimentar aquática, quando comparada com organismos de níveis tróficos mais baixos, oferece uma visão integrada do corpo hídrico, pois são reflexo do que ocorre nesses níveis inferiores, a partir de sua base composta por seres unicelulares;
- c. costumam estar presentes em comunidades aquáticas de todos os tamanhos: arroios, pequenos e grandes rios, represas e lagoas e, inclusive, todos os mares;
- d. são bons indicadores de efeitos a longo prazo e condições do habitat numa escala ampla, pois têm ciclos de vida mais longos que outros organismos utilizados como bioindicadores, além de ocuparem o espaço numa escala bem maior que organismos menores;

- e. vivem todo seu ciclo de vida na água, sendo integrantes da história física, química e biológica desses corpos d'água;
- f. são relativamente fáceis de coletar e identificar.

Uma vantagem muito especial na utilização de peixes como bioindicadores é o fato de que, em todas as culturas, eles possuem valor histórico e social. Isto é, o público em geral pode entender e sentir-se envolvido com as condições das comunidades de peixes. Além disto, peixes são consumidos por humanos, o que os torna valiosos, não somente para medir o risco ecológico e a saúde pública, como também para ações de educação ambiental.

O fato, porém, de certas espécies apresentarem mobilidade sazonal, percorrendo longas distâncias, pode torná-los menos efetivos para avaliar situações muito localizadas de distúrbios dos corpos hídricos e representam uma importante desvantagem na sua utilização como bioindicadores. Além disto, costumam exigir um custo inicial maior na coleta e existem riscos envolvidos quando se utiliza a coleta através de pesca elétrica, conforme referem Flotemersch *et al.* (2006), que enaltecem também o uso de outros elementos bióticos para tal, como algas e macroinvertebrados bentônicos. Plantas aquáticas, anfíbios, espécies de insetos aquáticos e outros organismos também têm sido utilizados como bioindicadores de recursos hídricos (HERMES *et al.*, 2006; BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007; UMBUZEIRO & ROUBICECK, 2006).

Enfocando, de modo mais particular, a toxicidade de metais em corpos hídricos e o uso de peixes como bioindicadores, duas considerações diferentes devem ser feitas. A primeira refere-se a situações agudas e pontuais de intoxicação. A ação tóxica de metais em peixes costuma ocorrer, nas formas agudas, através de lesão direta do epitélio das brânquias, altamente sensíveis à sua presença, podendo causar lesão suficiente para diminuir trocas gasosas e determinar a morte.

O outro aspecto a considerar, geralmente mais útil em estudos toxicológicos, diz respeito a exposições crônicas a níveis menores destes elementos e que podem determinar fenômenos adaptativos e horméticos, ou efeitos lesivos em diversos órgãos ou sistemas. Merece ressalva o fato de que, exceto para mercúrio, são inconsistentes as informações a respeito do aumento da concentração dos metais ao longo da cadeia alimentar aquática (BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007). A biomagnificação de metais, portanto, definida

como o acúmulo desses elementos, progressivamente concentrados em uma determinada cadeia alimentar, sendo maiores nos níveis tróficos superiores (DALLINGER, 1987), é conceito aplicável apenas ao mercúrio nos ecossistemas aquáticos.

III MATERIAL E MÉTODOS

“Fazer ciência é reconstruir um barco dentro dele enquanto flutua”.

Luiz Carlos Severo

Considerando os resultados obtidos em análises anteriores de amostras da água do Rio Uruguai, com 46 coletas realizadas junto ao cais do porto do município de São Borja (RS), entre abril de 2006 e abril de 2007, a intervalos de 15 a 20 dias (PORTO *et al.*, 2008), decidiu-se pela realização neste estudo de três coletas de amostras de água e peixes dos Rios Uruguai, Butuí e Icamaquã. Elas foram efetuadas entre junho de 2007 e fevereiro de 2008, evitando-se períodos de grande cheia dos rios, tendo ocorrido em período de rios com volume normal de água ou pouco acima do nível normal (coletas A e B, no inverno e primavera) e no verão, ou período de estiagem, que coincide com uso intensivo da água na irrigação do arroz, diminuindo o nível das águas dos rios (coleta C).

3.1 Pontos de coleta

Foram realizadas três coletas, em períodos distintos, em três locais: no Rio Uruguai, no Rio Butuí, e no Rio Icamaquã, em pontos determinados, no total de nove coletas. A escolha dos locais de coleta levou em consideração os seguintes itens:

- a. no Rio Uruguai: em ponto acima da foz do Rio Icamaquã;
- b. nos Rios Butuí e Icamaquã: em ponto não muito próximo à sua foz no Rio Uruguai;
- c. locais de fácil acesso;

- d. presença de infra-estrutura no local facilitando as coletas, como barco, pescador residente e outros.

Assim, foram escolhidos os pontos abaixo relacionados, denominados Ponto 01, Ponto 02 e Ponto 03, conforme descreve a Tabela 2. A Figura 3 ilustra suas localizações no mapa da bacia hidrográfica.

- Ponto 01 – Rio Butuí: em propriedade rural dedicada à orizicultura e pecuária, no Rincão de Santo Inácio, município de São Borja, distante 27 km da cidade.
- Ponto 02 – Rio Icamaquã: a 30 km da cidade de São Borja, em propriedade de orizicultura e pecuária, próximo ao km 649 da rodovia BR 285.
- Ponto 03 – Rio Uruguai: em propriedade agrícola com plantação de arroz, trigo e soja, no Distrito de Sarandi, Município de São Borja, distante 20 km da cidade.

TABELA 2 – Localização, coordenadas e datas de coletas de amostras de água e peixes para os diferentes pontos

Ponto	Localização	Coordenadas	Coleta A	Coleta B	Coleta C
01 Rio Butuí	36,0 km da foz no Uruguai	28° 52' 43.73" S 56° 4' 0.64" W	06/2007	10/2007	01/2008
02 Rio Icamaquã	50,0 km da foz no Uruguai	28° 37' 35.30" S 55° 42' 5.48" W	06/2007	10/2007	02/2008
03 Rio Uruguai	14,1 km a montante da foz do Icamaquã	28° 29' 40.42" S 55° 56' 56.55" W	06/2007	08/2007	01/2008



Fonte: Google Earth, 2009

FIGURA 3 – Localização dos pontos de coleta de amostras de água e peixes nos Rios Butuí, Icamaquã e Uruguai

3.2 Datas das coletas e nível dos rios

Os rios estavam com o volume de água no seu leito normal, ou próximo a ele, nas três coletas, com registro de cheias no Rio Uruguai nos meses de maio (9,41m no dia 22), setembro (7,88m no dia 27) e outubro de 2007 (9,07m no dia 20). As cheias refletem-se nos afluentes, com maior impacto no Rio Butuí, que costuma transbordar.

A régua limnimétrica da Estação Fluviométrica da Agência Nacional das Águas (ANA) do Rio Icamaquã, situada 15 km a montante do Ponto 02, apresentou a seguinte leitura, às 07 horas:

- dia 09/06/2007, coleta A: 0,47m;
- dia 08/10/2007, coleta B: 0,61m;
- dia 10/02/2008, coleta C: 0,08m.

A leitura do nível do Rio Uruguai, sendo a Estação Fluviométrica localizada próxima ao cais do porto, a 20 km do Ponto 03, acusou, às 07 horas:

- dia 09/06/2007, coleta A: 2,97m;

- dia 19/08/2007, coleta B: 3,05m;
- dia 20/01/2008, coleta C: 2,37m.

No Rio Butuí não existe Estação Fluviométrica, porém é possível descrever que na coleta A, a água do rio estava em seu leito considerado normal. Na coleta B, em 29/09/2007, o nível da água estava diminuindo, após período de cheia, mantendo-se pouco acima do seu leito normal e na coleta C, em 28/01/2008, estava pouco abaixo do nível normal.

Não foram realizadas coletas imediatamente após chuvas fortes ou vendavais; o tempo esteve bom em todas as ocasiões, com leve chuvisco na segunda coleta no Rio Uruguai.

3.3 Coleta e análise da água

As amostras de água foram coletadas pela manhã, com garrafa de vidro e rolha esterilizadas e suporte de ferro artesanal, no canal central do leito do rio, utilizando-se de barco (Figuras 4 e 5). O suporte de ferro foi idealizado para permitir a coleta de amostras de água à profundidade desejada, no meio do leito central do rio, substituindo coletores tradicionais que costumam ser onerosos. Foi construído com massa suficiente para vencer a resistência da correnteza dos rios e encaixe para fixar a garrafa coletora, sendo preso à extremidade de uma corda resistente com marcas a intervalos de 100cm.



Fonte: Autor, 2009

FIGURA 4 – Suporte artesanal idealizado e construído para coletas de amostras de água nos rios

A garrafa foi desenvolvida, com uso de cordão, à profundidade de 3 metros. Parte da amostra foi transferida para garrafa plástica estéril. Para o exame microbiológico utilizaram-se luvas esterilizadas e coletas a poucos centímetros da superfície do rio, fechando-se o recipiente ainda submerso.



Fonte: Autor, 2008

FIGURA 5 – Coleta de amostras da água no Rio Butuí em 28/01/2008

No local da coleta, no barco, foram analisados os seguintes parâmetros da água: pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade, com a utilização de aparelhos portáteis Mettler Toledo®. Logo a seguir foi aferida a turbidez da água com turbidímetro Orbeco-Hellige® e as amostras, acondicionadas em caixa térmica com gelo reciclável, foram transportadas ao Laboratório de Águas da Universidade da Região da Campanha (URCAMP), *campus* São Borja.

No laboratório foram efetuados: exame bacteriológico, com análise de coliformes fecais, enterococos e *Escherichia coli*, através de “kits” Colilert® e Enterococcus Bac®; exame químico, com determinação dos níveis de Alumínio, Amônia, Bromo, Cianeto, Cloreto, Cloro Livre, Cloro Total, Cobre, Cromato, Fenóis, Ferro Solúvel, Ferro Total, Fluoreto, Fosfato, Glicol Etileno, Hidrazina, Manganês, Nitrato, Nitrito, Peróxido, Sílica, Sulfato, Sulfeto, Zinco e Chumbo – utilizando-se espectrofotômetro Micronal® e “kits vacu-
vials” Chemetrics®; Alcalinidade total e Dureza total, através do método Titrets®. A análise do Bromo não foi realizada na primeira coleta e o Chumbo foi analisado apenas na última. Todos os testes seguiram as recomendações de *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* (EATON *et al.*, 2005).

3.4 Coleta de peixes

A captura dos peixes foi feita através de linhas de pesca, procurando restringir-se a peixes das famílias Heptapteridae e Pimelodidae, onde se incluem, respectivamente, o jundiá (*Rhamdia quelen*) e o pintado (*Pimelodes* sp.); como iscas foram utilizadas minhocas. Em atividade de campo, os peixes foram provisoriamente identificados, fotografados e tiveram suas medidas morfológicas e massa aferidas (Figuras 6 e 7). Utilizaram-se máquina fotográfica digital, fitas métricas e balança de precisão de 0,1 g. Logo após, foi feito o abate dos peixes, através da técnica de “Iki Jimi”, que consiste em lesão do tronco cerebral por estilete ou faca pontiaguda introduzida através dos arcos branquiais, como descrita na literatura; o método visa diminuir o sofrimento do animal, isto é, causar morte rápida com estresse mínimo (SLACK-SMITH, 2001).



Fonte: Autor, 2007

FIGURA 6 – Aferição das medidas morfológicas dos peixes (atividade de campo)



Fonte: Autor, 2007

FIGURA 7 – Pesagem dos peixes (atividade de campo)

3.4.1 Coleta, preparação e análise das amostras de sangue dos peixes

Imediatamente após o abate, através de punção das câmaras cardíacas e usando-se seringas heparinizadas, procedeu-se à coleta de 1 a 3 ml de sangue para a pesquisa de micronúcleos. Foram realizados esfregaços sanguíneos em lâminas de microscopia, expostos ao ar ambiente para secagem, com 4 a 6 lâminas para cada indivíduo (Figura 8).

Após 24 horas os esfregaços receberam coloração pelo método de May-Grunwald-Giemsa. O material restante foi conservado na própria seringa à temperatura de 5 a 10 °C por alguns dias, e, após, congelado. A observação e contagem de micronúcleos nas hemácias foram feitas com utilização de microscópio trinocular Quimis-Motic® modelo Q-711TBA2, com aumento de 1.600 vezes (lente de imersão em óleo), sendo examinados de 1.000 a 1.500 eritrócitos em cada amostra, com movimentos de vai e vem da platina formando desenhos de linhas gregas. Cada lâmina possuiu um código, de modo a impedir sua identificação durante os exames.

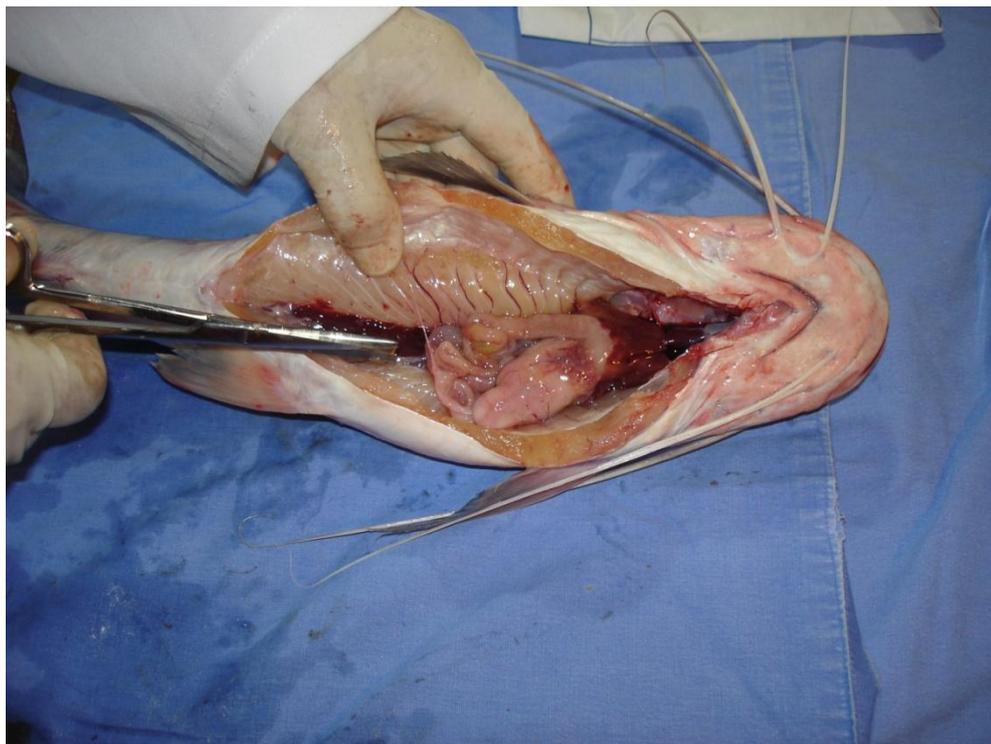


Fonte: Autor, 2008

FIGURA 8 – Realização de esfregaço sanguíneo das amostras de sangue dos peixes (atividade de campo)

3.4.2 Coleta e preparação das vísceras dos peixes e análise de elementos traço

Seguindo-se ao abate e coleta de sangue, procedeu-se à retirada das vísceras e dissecação do fígado com uso de instrumentos cirúrgicos de aço inoxidável, lavados com detergentes neutros e enxaguados com água destilada (Figura 9). Foram acondicionados, individualmente, em sacos plásticos devidamente identificados, peixes, fígados e demais vísceras, sendo colocados em caixa térmica com gelo reciclável. No retorno da atividade de campo, as amostras foram imediatamente congeladas.



Fonte: Autor, 2008

FIGURA 9 – Dissecção das vísceras dos peixes (atividade de campo)

Para a análise dos metais os fígados dos peixes foram pesados em balança de precisão, de 0,001 g, marca Toledo®, na obtenção de amostras com massa de 2,000 g. Nos peixes muito pequenos foram acrescentados outras vísceras e gordura peritoneal para compor a massa desejada de amostra.

Mantidas congelada, as amostras foram levadas ao laboratório da UNIVATES (Lajeado, RS), onde foram processadas para o exame através do seu descongelamento, aquecimento, digestão e vaporização, com leitura realizada por Espectrofotômetro de Absorção Atômica Perkin Elmer, modelo AA600, com lâmpada de cátodo oco, calibrado em condições específicas de comprimento de onda, fenda e mistura dos gases para cada elemento. Material padrão composto de proteína de peixe impregnada com traços de metais, DORM-3®, fornecido pelo Conselho Nacional de Pesquisa do Canadá, foi utilizado para certificar os valores encontrados na análise.

Alumínio, Cádmio, Cromo, Cobre, Manganês, Níquel, Chumbo e Zinco foram analisados. A metodologia, baseada em "Métodos físico-químicos para análise de alimentos", IV edição, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária e Instituto Adolfo Lutz, seguiu, também, as normas do *United States Environmental Protection Agency* – USEPA (ZENEON, *et al.*, 2005; EATON *et al.*, 2005), com utilização do método de via seca e pode ser descrita assim:

- descongelamento das amostras por exposição à temperatura ambiente;
- digestão da amostra realizada por via seca (carbonização em bico de Bunsen), seguida de calcinação em mufla com temperatura variando de 400-550 °C;
- umedecimento das cinzas com água desmineralizada e adição de 1 mL de ácido nítrico; aquecimento até a secura em chapa aquecedora; retorno para a mufla (400-450 °C) quantas vezes foram necessárias, repetindo-se a adição de ácido, até a completa mineralização da amostra, obtendo-se cinzas claras;
- dissolução das cinzas utilizando o ácido indicado de acordo com a técnica analítica usada para a determinação, de tal maneira que a concentração final de ácido fosse a mesma que a das soluções-padrão;
- transferência para balão volumétrico de 10 ou 25 mL, com uso quantitativo de água destilada e deionizada;
- uso da mesma metodologia para o preparo do material certificado DORM3®, em duplicata, além de solução em branco;
- análise das soluções ao espectrofotômetro com ajuste de comprimento de onda conforme o metal a ser analisado.

O exame espectrofotométrico de cada fração selecionada foi feito em triplicata e, no final, foram rodados dois ciclos completos de análises dos elementos contidos no Padrão de Referência Certificado DORM-3®.

3.5. Análise estatística

Para o estudo estatísticos dos dados encontrados foi utilizado o software SPSS, versão 15. O nível de significância utilizado para a conclusão dos testes estatísticos foi de 5% ($p < 0,05$) ou de 10% ($p < 0,10$).

As comparações entre os três rios estudados e entre as três principais famílias de peixes, em relação às médias dos valores de metais encontrados nos peixes, foram analisadas através da utilização da Análise de Variância (ANOVA) para um fator. O mesmo aplicou-se aos elementos químicos da água nos três rios. Nos casos em que havia heterogeneidade das variâncias dos grupos, buscou-se corrigir esta heterogeneidade através da transformação dos dados, pelo Logaritmo Natural. Além disso, nestes casos, a ANOVA foi complementada pelos testes de Welch e Brown-Forsythe e pelo Teste Não-Paramétrico de Kruskal-Wallis. Estes testes foram utilizados para reforçar (ou comprovar) os resultados encontrados na ANOVA.

As comparações entre as datas de coleta dos peixes, em relação às médias dos valores de metais encontrados nos peixes do Rio Butuí, também foram analisadas através da utilização da Análise de Variância (ANOVA) para um fator, complementada pelos testes de Welch e Brown-Forsythe e pelo Teste Não-Paramétrico de Kruskal-Wallis, nos casos em que as variâncias eram heterogêneas. Já as comparações entre as datas de coleta dos peixes, em relação às médias dos valores de metais encontrados nos peixes dos rios Içamaquã e Uruguai foram analisadas através do Teste t de Student para amostras independentes.

As comparações entre as médias dos valores encontrados nos peixes e os valores dos elementos químicos da água com os valores legais, de acordo com o Ministério da Saúde, CONAMA e OMS, foram analisadas através do Teste t de Student para uma amostra.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foi utilizado para verificar a correlação entre a massa e o comprimento dos peixes com os valores de metais encontrados nos mesmos. Também foram calculadas as correlações entre os valores dos diferentes metais encontrados nos peixes.

A comparação entre as médias dos valores de metais encontrados nos peixes com os valores dos mesmos metais encontrados na água foi analisada pelo Teste Não-paramétrico de Mann-Whitney.

IV RESULTADOS

*“... Dentro de nós existem rios que fazem cheias
E ao transbordarem levam sonhos florescidos,
Que, como restos de naufrágios mal feridos,
Morrem afogados no sudário das areias...”*

Miguel Bicca – **Rios e Rumos**

4.1 Análise da água

Dos parâmetros físico-químicos da água, a condutividade esteve 15% mais elevada nos Rios Butuí e Icamaquã, comparados com o que estipula a Resolução n° 357 do CONAMA para águas Classe 2 (BRASIL, 2006b): o limite preconizado é de até $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ e foram encontrados os valores médios de 115,2 e 115,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente.

Turbidez, oxigênio dissolvido, pH, e temperatura da água estiveram de acordo com os padrões. A Tabela 3 mostra os dados, com as médias dos valores encontrados nas três coletas.

TABELA 3 – Parâmetros físico-químicos analisados das amostras de água (médias)

	Turbidez	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	OD* (mg L^{-1})	pH	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	
					Água	Ambiente
Ponto 01 (Rio Butuí)	21,2	115,2	7,19	6,96	21,2	26,7
Ponto 02 (Rio Icamaquã)	18,1	115,9	6,92	7,48	21,5	26,3
Ponto 03 (Rio Uruguai)	18,8	85,1	7,24	7,33	20,1	25,3
CONAMA	Até 100,0	< 100,0	> 6,00	6,00 – 9,00		

*OD: Oxigênio Dissolvido

Quanto aos demais parâmetros químicos, estiveram acima dos níveis considerados normais, com réplica da análise e obtenção de uma média, os seguintes elementos: bromo, chumbo, cianeto, cobre, cromato, fenóis, fosfato, manganês e sulfeto nos três pontos de coleta (Tabela 4), ressaltando-se que os valores de chumbo são referentes à última coleta. Os Valores Máximos Permitidos (VMP) tiveram como referência a resolução CONAMA n° 357/2005 e, para o bromo, a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2005).

Não houve variância estatisticamente significativa entre os locais e datas de coleta. Apesar do n pequeno, 03 amostras, os dados são semelhantes aos encontrados no estudo anteriormente citado, realizado recentemente na mesma bacia e que utilizou 46 amostras da água para análises (PORTO *et al.*, 2008).

TABELA 4 – Parâmetros químicos alterados nas análises de amostras da água: média obtida das coletas (mg L⁻¹)

	Ponto 01 (Rio Butuí)	Ponto 02 (Rio Icamaquã)	Ponto 03 (Rio Uruguai)	VMP
Bromo	0,295	0,232	0,135	0,025
Chumbo	0,285	0,150	0,135	0,010
Cianeto	0,016	0,016	0,007	0,005
Cobre	0,328	0,250	0,178	0,009
Cromato	0,095	0,068	0,108	0,05
Fenóis	0,335	0,371	0,240	0,003
Fosfato	2,000	2,238	2,39	0,100
Manganês	1,150	0,883	0,816	0,100
Sulfeto	0,421	0,408	0,788	0,002

VMP: Valor Máximo Permitido (CONAMA)

O exame microbiológico da água, com utilização de Colilert® demonstrou, nos três pontos e nas três coletas, crescimento de Coliformes Fecais e *Escherichia coli*, esta última produzindo fluorescência no meio de cultura, observável com lâmpada de luz ultravioleta.

Outros dois indicadores de contaminação microbiana da água, *Enterococcus* sp. e *Streptococcus* Grupo D, foram igualmente evidenciados com uso de Enterococos Bac®. Na segunda coleta foram feitos testes quantitativos para enterococos, com resultados positivos em oito tubos no ponto 01 (Rio Butuí) e nos dez tubos dos Pontos 02 e 03, significando NMP (Número Mais Provável) de colônias para cada 100 ml de água superior a 16 em cada ponto.

4.2 Micronúcleos em hemácias

Foram coletados 70 peixes, distribuídos em 02 ordens e 07 famílias, conforme se observa na Tabela 5.

TABELA 5 – Classificação e frequência dos peixes coletados nos Rios Butuí, Icamaquã e Uruguai

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	FREQUÊNCIA (%)
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	5,6
	Characidae	<i>Serrasalmus maculatus</i>	1,4
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	32,4
		<i>Parauchenipterus teaguei</i>	1,4
	Heptapteridae	<i>Rhambdia quelen</i>	18,3
	Loricariidae	<i>Hemiancistrus</i> sp.	4,2
		<i>Loricriichthys</i> sp.	4,2
	Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i>	1,4
		<i>Luciopimelodus pati</i>	4,2
		<i>Megalonema platanus</i>	2,8
		<i>Parapimelodus valenciennis</i>	2,8
		<i>Pimelodus absconditus</i>	2,8
		<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	1,4
		<i>Pimelodus maculatus</i>	14,1
	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	1,4	
	Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	1,4

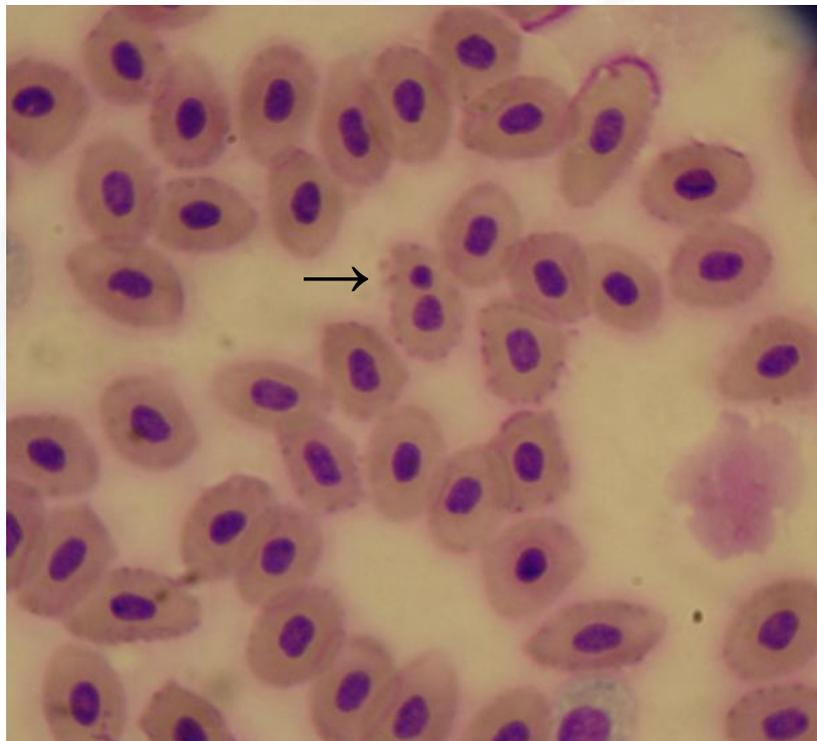
Ocorreu frequência maior de indivíduos conhecidos como Cangati ou Bagre Mole (*Parauchenipterus galeatus*), seguidos por Jundiá (*Rhambdia quelen*) e Pintado (*Pimelodus maculatus*). Sua identificação baseou-se em catálogo ilustrado, chaves de identificação e descrição morfológica (ZANIBONI FILHO *et al.*, 2004; SANTOS, 1987; NELSON, 2006).

O exame microscópico dos eritrócitos dos peixes não revelou a presença significativa de micronúcleos; raras estruturas celulares semelhantes a micronúcleos foram encontradas (Figuras 10 e 11). Núcleos irregulares, disformes e em processo de divisão foram frequentes, mas micronúcleos, como definidos na literatura, tiveram frequência mínima, quase ausente.



Fonte: Autor, 2007

FIGURA 10 – Micronúcleos em eritrócitos de peixe



Fonte: Autor, 2007

FIGURA 11 – Micronúcleo em eritrócito de peixe

4.3 Elementos traço nas vísceras dos peixes

Do total de 70 amostras, cádmio foi detectado em 40 %, chumbo em 1,4 %, cromo em 68,6%, manganês em 41,4% e níquel em 14,3%. Alumínio, cobre e zinco foram detectados em todas as amostras. Concentrações não detectadas, isto é, com valores abaixo do limite de detecção do espectrofotômetro, não foram incluídas nos cálculos estatísticos. As referências para os limites legais foram as portarias do Ministério da Saúde nº 685 de 1998 e nº 518 de 2004. A primeira trata de arsênio, cobre, estanho, chumbo, cádmio e mercúrio em alimentos e a segunda sobre água potável.

As duas rodadas de análise dos elementos certificados no DORM3® atestaram a sensibilidade do aparelho: os valores encontrados não diferiram estatisticamente dos valores certificados no produto, a não ser para cobre e chumbo, cujas análises diferiram: para cobre o nível certificado é $15,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (massa seca) \pm DP 0,63 e a média das duas análises resultou em $10,57 \text{ mg kg}^{-1}$; para o chumbo o nível certificado é de $0,395 \text{ mg kg}^{-1}$ e foi encontrado $0,78 \text{ mg kg}^{-1}$.

Isto significa que as leituras de chumbo das amostras podem ser maiores do que as que realmente existem e, no caso do cobre, os valores encontrados nas amostras podem ser pouco inferiores aos reais. O fato não compromete o resultado das análises porque, em relação ao chumbo, apenas em uma amostra ele foi detectado e para o cobre, na discussão e estudo dos resultados obtidos, considera-se que os valores encontrados podem ser inferiores aos reais. A média do cobre nos peixes dos 03 rios foi de $1,511 \text{ mg L}^{-1} \pm$ DP 2,794 e o limite conforme o Ministério da Saúde é de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$.

O Teste t de Student indicou a existência de diferença estatisticamente significativa, para um nível de significância de 5%, entre o valor médio de alumínio, cádmio e manganês encontrados nos peixes, englobando os 03 rios, e o valor legal definido pelo Ministério da Saúde ($p < 0,001$, $p = 0,008$ e $p = 0,006$, respectivamente). Em relação ao zinco, a diferença estatística também existe, ao nível de significância de 5%, com $p < 0,001$. No entanto isto reflete uma taxa muito pequena de zinco nas amostras.

Demonstrou-se, ainda, a inexistência de diferença estatisticamente significativa entre os valores médios de cobre e cromo nas amostras dos peixes e seus limites legais, o que significa dizer que os valores são semelhantes. Para níquel em água potável ou alimentos, o Ministério da Saúde não determina parâmetros, mas a OMS e a União Européia estabelecem em $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ o limite na água potável (OMS, 1998; UE, 1998). O valor médio encontrado nos peixes dos 03 rios foi de $0,144 \text{ mg L}^{-1} \pm \text{DP } 0,050$. Com o Teste t de Student, nível de significância de 5%, demonstra-se que o níquel difere estatisticamente do limite legal ($p < 0,001$).

Pode-se considerar, portanto, que as concentrações de alumínio, cádmio, manganês e níquel nas vísceras dos peixes estão acima dos limites permitidos para consumo humano. Cobre e cromo também mostraram valores elevados, próximos aos limites legais; ressalta-se que foi detectada a presença de chumbo em uma única amostra, mas o limite de detecção do espectrofotômetro ($0,200 \text{ mg L}^{-1}$) é muito maior que o limite legal para chumbo em alimentos ($0,010 \text{ mg L}^{-1}$).

A comparação entre as médias de Al, Cr, Cu, Mn e Zn nos peixes e na água dos rios indicou a existência de diferença estatisticamente significativa, com o Teste de Mann-Whitney, para um nível de significância de 5%: os valores são maiores nos peixes do que na água, exceto para o manganês, que mostrou níveis mais elevados na água do rio Icamaquã e o cromo mais elevado na água dos Rios Icamaquã e Uruguai (Tabela 5). Assim, o ingresso dos elementos no organismo animal pode ter origem na água ou, mais provavelmente, na cadeia alimentar, a partir do sedimento, onde sua concentração costuma ser maior (BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007).

A comparação dos metais encontrados nos peixes com os locais de coleta (Tabela 6) acusa diferença significativa para zinco (mais elevado em peixes do rio Uruguai e do Butuí), conforme o Teste de Tukey ($p < 0,05$). Níquel não acusou diferença estatística em relação a locais e famílias dos peixes, mas as amostras foram poucas ($n = 10$) e chumbo não foi incluído no cálculo, pois o resultado é de apenas uma amostra.

Não houve diferença entre os metais nos peixes e as datas de coleta. Estes dados, no entanto, podem ser insuficientes para avaliar e quantificar a influência, tanto de eventos ligados à atividade agropecuária, quanto climáticos ou sazonais, pois ambos são semelhantes em toda a região e o porte ou vazão dos rios é muito desigual.

TABELA 6 – Elementos traço: comparação entre as médias encontradas nos peixes e na água para os diferentes pontos de coleta

Metal	Pontos de coleta	Peixes		Água	
		Média* (mg L ⁻¹)	Desvio- Padrão	Média* (mg L ⁻¹)	Desvio- Padrão
Al	Rio Butuí	8,7518	13,908	0,5900	0,009
	Rio Icamaquã	5,8522	4,428	0,0647	0,012
	Rio Uruguai	21,0282	38,942	0,0563	0,018
Cr	Rio Butuí	0,0459	0,012	0,0950	0,031
	Rio Icamaquã	0,0304	0,022	0,0683	0,065
	Rio Uruguai	0,0475	0,05	0,1083	0,078
Cu	Rio Butuí	0,9599	0,875	0,3283	0,045
	Rio Icamaquã	0,9595	0,457	0,2783	0,110
	Rio Uruguai	2,7157	4,719	0,1700	0,072
Mn	Rio Butuí	1,7010	3,307	1,1500	0,676
	Rio Icamaquã	0,7300	0,718	0,8500	0,304
	Rio Uruguai	1,9733	2,90	0,8167	0,176
Zn	Rio Butuí	1,9986	1,284	0,0100	0,017
	Rio Icamaquã	1,4004	0,717	0,0000	0,000
	Rio Uruguai	2,5836	1,049	0,0000	0,000

* Todas as médias diferem entre si ao nível de significância de 5%.

Entre as 03 famílias de peixes mais frequentes neste trabalho, alumínio diferiu estatisticamente, de acordo com o Teste de Tukey, com nível de significância de 5%, sendo mais elevado em Pimelodidae e Heptapteridae, do que em Auchenipteridae (Tabela 7). Considerando um nível de significância de 10%, cobre e zinco, são maiores em Pimelodidae. Estes dados, porém, podem não ser representativos, já que as três famílias pertencem à mesma ordem (Siluriformes) e costumam ter hábitos alimentares idênticos: pintados, jundiás e bagres adultos são onívoros, com preferência por detritos orgânicos, restos vegetais, peixes, crustáceos e insetos (HAHN, 2002).

TABELA 7 – Elementos traço em peixes: médias por pontos de coleta e por famílias de peixes (mg L⁻¹)

Metal	VL **	LD ***	Pontos de Coleta *			Família de peixes *		
			Rio Butuí	Rio Icamaquã	Rio Uruguai	Auchenip-teridae	Heptap-teridae	Pimelo-didae
Al	0,200	0,200	8,7518 ^a	5,8522 ^a	21,0282 ^a	5,1542 ^a	9,1200 ^{ab}	15,1557 ^b
Cd	0,005	0,009	0,0205 ^a	0,0269 ^a	0,0565 ^a	0,0373 ^a	0,0186 ^a	0,0409 ^a
Cr	0,050	0,008	0,0459 ^a	0,0304 ^a	0,0475 ^a	0,0429 ^a	0,0373 ^a	0,0424 ^a
Cu	2,000	0,030	0,9599 ^a	0,9595 ^a	2,7157 ^a	0,7810 ^a	0,9790 ^a	2,9880 ^a
Mn	0,100	0,200	1,7010 ^a	0,7300 ^a	1,9733 ^a	0,3675 ^a	2,0286 ^a	1,5985 ^a
Ni	0,020	0,100	0,1733 ^a	0,1100 ^a	0,1650 ^a	0,1067 ^a	0,1367 ^a	0,1650 ^a
Zn	5,000	0,002	1,9986 ^{ab}	1,4004 ^a	2,5836 ^b	1,7250 ^a	1,6651 ^a	2,4381 ^a

* Médias seguidas por letras distintas na mesma linha diferem entre si ao nível de significância de 5%.

** Valor Legal: Ministério da Saúde, OMS.

*** Limite de Detecção

O Coeficiente de Correlação de Pearson não encontrou correlação entre massa e comprimento dos peixes com os valores de metais nos mesmos, a não ser para o níquel nos peixes do rio Butuí ($r = 0,998$). Foram calculadas, também, as correlações entre os valores dos diferentes metais nos peixes, definindo-se correlação entre Cu e Zn nos peixes do rio Butuí, Cd e Zn nos peixes do rio Icamaquã e, nos peixes do rio Uruguai, entre Al e Cr, Cd e Cu, Al e Mn e Cr e Mn. Correlação positiva dos metais com tamanho e massa dos peixes foi relatada por Joyeux *et al.* (2004), mas seu estudo envolveu peixes de tamanho bem maior, e somente o cromo ficou acima dos valores legais. Outra pesquisa encontrou correlação positiva entre Cu, Zn e Cd na água e sugere fontes idênticas de contaminação (WAN *et al.*, 2008).

V COMENTÁRIOS E DISCUSSÃO

*“... Um dia cansa o rio selvagem que levamos
E a alma inquieta se transmuda em águas mansas,
Levando em barcos de aguapés os sonhos mortos,
Que hão de algum dia rebrotar em esperanças”.*

Miguel Bicca – **Rios e rumos**

Mantendo o foco na realidade regional descrita anteriormente, os dados encontrados neste estudo, com análise da água da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, contagem da frequência de micronúcleos em peixes e análise de elementos-traço em vísceras de peixes, podem fornecer material para discussão na elaboração de políticas locais de desenvolvimento sustentável.

O Plano de Recursos Hídricos da bacia, em elaboração, considerando que estes resultados apontam para algum grau de contaminação microbiana e química das águas nos três rios, talvez inclua propostas de pesquisas futuras ou, o que seria melhor, ações de monitoramento da qualidade da água. De modo semelhante, a frequência mínima ou ausente de micronúcleos nas hemácias dos peixes não pode ser encarada como um atestado da ausência de genotoxicidade em peixes; ela representa, apenas, ausência de genotoxicidade demonstrável pelo método, que é, certamente, pouco sensível, mostrando-se mais útil em rios extremamente poluídos. Levando em conta as alterações químicas encontradas na água, é possível prever a ocorrência de algum grau de genotoxicidade em peixes ou outros seres aquáticos e técnicas mais sensíveis para sua análise podem ser adotadas.

Finalmente, a ocorrência de níveis elevados de alguns elementos traço em fígados e vísceras dos peixes deve motivar uma discussão e análise mais aprofundada. Quais os motivos

desse achado e quais suas implicações na esfera da saúde pública, são elementos a serem ponderados. Como se comportariam outros elementos que não foram analisados, como, por exemplo, o mercúrio? O consumo local de peixes deve ser desestimulado ou mesmo, proibido?

5.1 Qualidade da água

Os critérios utilizados para medir a qualidade da água nos sistemas hídricos estão sofrendo consideráveis alterações nos últimos anos. Mais do que a simples análise da concentração de elementos químicos tóxicos dissolvidos na água dos rios, recomenda-se a análise destes elementos nos sedimentos e uma série de testes de toxicidade em laboratório (CORNIER, *et al.*, 2008): “A avaliação ecoepidemiológica tem mostrado que a contaminação química é apenas uma das ameaças aos recursos hídricos”. Aponta-se que, nos Estados Unidos, sedimentos, nutrientes, grau de salinidade, estresse térmico e outros agentes que não são considerados tóxicos afetam adversamente mais rios que a contaminação tóxica.

O sedimento do leito dos rios exige atenção especial. Além de sua importância como fonte de recursos energéticos para o compartimento biótico de ambientes aquáticos, tem sido demonstrada há algum tempo que os sedimentos constituem o compartimento de depósito das substâncias ou materiais que são lançados à água. Dos elementos traço, por exemplo, que chegam aos rios, a sua maior concentração encontra-se no compartimento sedimentar (PEREIRA *et al.*, 2007; SANTANA & BARRANCAS, 2007) ou associados aos sólidos suspensos, de onde o sedimento se origina (JORDÃO *et al.*, 2007). Ali sofrem dinâmicos processos de especiação de acordo com as condições físico-químicas do ambiente, movimentando-se entre diferentes espécies e complexos (KOUMROUYAN E SANTOS, 2008) e podem causar efeitos tóxicos na flora e fauna bênticas (ORTEGA *et al.*, 2008). Em função disto, bioindicadores têm sido usados no estudo da qualidade da água de rios e bacias hidrográficas, e, mais freqüentemente, os chamados macroinvertebrados bentônicos, ou seja, aqueles que habitam o fundo dos sistemas aquáticos (HERMES *et al.*, 2006).

5.1.1 Elementos químicos alterados

Dos elementos químicos que mostraram níveis elevados na água relacionados na Tabela 3, pode-se inferir que, pelo menos no tocante aos metálicos, sua concentração no sedimento deve ser maior. Isto significa que o efeito ambiental, se existente, pode ser maior do que os simples níveis hídricos poderiam prever. A respeito da origem desta concentração elevada na água, postula-se que esteja relacionada a processos geológicos naturais, pelo desprendimento de rochas e do solo ao longo do trajeto dos rios, bem como pela atividade agrícola e influência antrópica, com menor ou maior grau de comprometimento de qualquer um deles. Citando o fosfato, por exemplo, Hermes *et al.* (2006), Macedo (2002a) e Rocha *et al.* (2004), apontam que sua presença nas águas superficiais deve-se, em diminuta parcela, a fenômenos geológicos naturais, sendo resultado, principalmente, de ação humana, oriundo de despejos domésticos, industriais e agropecuários.

A participação de efluentes industriais na alteração da qualidade da água deste estudo pode ser quantificada como nula, ou mínima. Não há indústrias de porte, nem na área de abrangência dos Rios Butuí e Icamaguã e nem próximo ao Rio Uruguai, em ambas as margens, brasileira e argentina, dentro e próximo dos limites da bacia. As atividades industriais existentes referem-se ao beneficiamento de grãos; efluentes industriais expressivos são observados somente a partir da região do Alto Uruguai. A descarga de efluentes municipais, ao contrário, é significativa, principalmente no Rio Uruguai.

Não houve diferença estatisticamente significativa, com nível de significância de 5%, em relação aos locais e datas de coletas das amostras de água. Isto, no entanto, necessita de correlação com análises hidrológicas adequadas, já que os três rios são de porte e vazão bem diferenciados. O volume de água do Rio Uruguai, por exemplo, de maior porte e vazão, é capaz de causar diluição maior destas substâncias. Análises hidrológicas adequadas seriam úteis para avaliar melhor este achado.

Apresenta-se, a seguir, discussão a respeito dos elementos químicos com concentrações na água acima dos valores permitidos: bromo, chumbo, cianeto, cobre, cromato, fenóis, fosfato, manganês e sulfeto.

BROMO

A Resolução do CONAMA que trata dos elementos químicos nas águas não contempla o bromo. Há, no entanto, um limite máximo para sua presença na água potável, estabelecido em $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ através da Portaria n° 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Junto com cloro, flúor e astatina, o bromo está classificado na coluna 17 da tabela periódica (ou VIIa): são não metais altamente reativos, denominados halogênios e podem formar um grande número de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo os brometos metálicos altamente solúveis (NAGY & NAGY, 2000). São elementos tóxicos, geralmente encontrados na forma de sais halogenados na água marinha, solo e minerais. O bromo aparece em águas doces naturais em baixa concentração; efluentes industriais podem conter altas concentrações desse íon que é muito usado na indústria como agente anti-combustão. A União Européia estabeleceu como limite para o bromo na água potável $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ (UE, 1998).

Os valores encontrados na água foram de $0,295 \text{ mg L}^{-1}$, $0,232 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,135 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, nos rios Butuí, Icamaquã e Uruguai e representam uma média dos valores encontrados nas três coletas. Podem ter origem em efluentes urbanos e, possivelmente, em produtos de degradação de inseticidas e microbicidas. O brometo de metila, por exemplo, foi por muito tempo largamente usado, como fumigante, no combate a insetos e bactérias; seu uso agora está descontinuado, por afetar a camada de ozônio (RICE *et al.*, 1996). Sais de bromo, especificamente íons bromato (BrO_3^-), tem sido referidos como carcinogênicos, e seu aparecimento em água potável pode resultar de processos de ozonização no tratamento da água (QUINONES *et al.*, 2007). Na ozonização, o agente desinfetante é o gás ozônio (O_3) que origina bromatos pela oxidação dos íons brometo (Br^-) presentes de forma natural nas águas a serem tratadas (GONÇALVES *et al.*, 2004).

Tem particular importância a presença de bromo em fontes de água potável pela sua participação na formação de trihalometanos (THM) quando se usa o cloro na desinfecção da água. Formados a partir de seus precursores orgânicos oriundos da decomposição de folhas da vegetação, ácidos fúlvicos e húmicos, são quatro os THM mais significativos em água potável, compostos de um átomo de carbono, um átomo de hidrogênio e três átomos de halogênio: triclorometano, bromodichlorometano, dibromoclorometano e tribromometano, conforme revisão de Meyer (1994). O aumento na geração dos THM na água potável deve-se às concentrações dos seus precursores, altos teores de cloro, brometo e iodeto, elevação da

temperatura e presença de pH alcalino. Como “os trihalometanos são considerados carcinogênicos – adverte a autora – a sua presença na água deve ser evitada”.

CHUMBO

Representante típico do grupo dos metais pesados, com acentuada neurotoxicidade, o chumbo aparece no grupo 14 da tabela periódica, com número atômico 82 e símbolo químico Pb, derivado do latim *plumbum*. Um elemento pesado, mole, cinzento, macio e dúctil, que tem uma grande variedade de usos, desde a antiguidade. Os alquimistas acreditavam que o chumbo era o mais antigo dos metais e o associavam ao planeta Saturno e isto explica a expressão “saturnismo”, ainda hoje utilizada para designar o envenenamento por inalação ou ingestão de sais de chumbo. Saturnismo tem sido aventado como etiologia para explicar o comportamento bizarro dos imperadores romanos e o declínio do grande império de Cezar Augusto: as classes superiores daquela época usavam vasilhas de chumbo e este é facilmente absorvido pelo trato gastrointestinal e depositado no sistema nervoso central (CSUROS & CSUROS, 2002a).

Capaz de formar íons organometálicos lípido-solúveis, o chumbo pode penetrar as membranas biológicas acumulando-se no interior das células, com resultante toxicidade (DUFFUS, 2002). A gravidade de sua neurotoxicidade, sobretudo afetando o desenvolvimento neuropsicomotor das crianças, motivou sua inclusão na lista de recomendações da “Declaração de Brescia na prevenção da neurotoxicidade de metais” (LANDRIGAN *et al.*, 2007), sendo enunciados que:

- a) todos os usos do chumbo, incluindo a reciclagem, devem ser revistos;
- b) o chumbo alquilado deve ser retirado da gasolina em todo o mundo;
- c) a exposição atual ao chumbo deve ser diminuída urgentemente em crianças, operários da indústria e mulheres operárias industriais em idade reprodutiva.

Além da diminuição no Quociente de Inteligência (QI), atraso no Desenvolvimento Neuropsicomotor (DNPM), geração de distúrbio do Déficit de Atenção (DA), o chumbo afeta a hemoglobina e o sistema urinário (MELO DA SILVA *et al.*, 2005). Seus efeitos tóxicos são de tal monta que a USEPA estabeleceu como meta a sua eliminação da água potável: o limite do chumbo na água para beber é zero (CSUROS & CSUROS, 2002d). Enquanto a tecnologia

disponível não permite alcançar esse objetivo, tem-se estabelecido como limite legal o valor de $0,015 \text{ mg L}^{-1}$. Os valores encontrados neste estudo são $0,285 \text{ mg L}^{-1}$ no rio Butuí, $0,150 \text{ mg L}^{-1}$ no rio Icamaquã e $0,135 \text{ L}^{-1}$ no rio Uruguai e referem-se apenas a uma coleta, não tendo sido analisado nas duas primeiras. Apesar de limitados, os dados mostram-se bem acima dos valores estipulados pelo CONAMA para águas doces tipos 1 e 2, e pelo Ministério da saúde para água potável ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$).

Sugere-se, por conseguinte, a confirmação desta contaminação por chumbo na bacia hidrográfica, com análises subseqüentes da água. Supondo serem estes resultados representativos de contaminação por chumbo, resta a tarefa de buscar suas origens. Uma possibilidade aventada por pescadores locais é a liberação do elemento a partir de chumbadas utilizadas na pesca e das pequenas esferas de chumbo empregadas em cartuchos de armas de caça: afirma-se que o leito dos rios da região, principalmente o Uruguai, abriga um número considerável de chumbadas que são perdidas na pesca, por enrosco de anzóis nas pedras e galhos do fundo e os chumbinhos das caçadas facilmente alcançam os rios. Apesar de sua aparência anedótica, a possibilidade merece algum tipo de análise, principalmente considerando o largo período de tempo em que a pesca e a caça são praticadas na região.

O lixo urbano e doméstico da região também pode ser responsabilizado, trazendo chumbo para as águas a partir de tintas, baterias e soldas. A gasolina utilizando chumbo para aumento da octanagem não é mais comercializada no Brasil desde 1991, mas poderia ser considerada como fonte de poluição em anos anteriores, tanto no uso em barcos, como na contaminação a partir das rodovias, salientando-se que na Argentina ainda se encontra a gasolina com chumbo e esta zona da fronteira costuma dela fazer uso. Além disto, o chumbo pode estar presente em insumos usados na atividade agrícola: Campos *et al.* (2005) encontraram altos teores de seis metais, entre eles o chumbo, em fosfatos de rocha utilizados na produção de fertilizantes.

No rio Taquari-Antas, onde a FEPAM tem feito monitoramento da qualidade da água, o chumbo ultrapassa em até 10% os valores permitidos pelo CONAMA para água tipos 1 e 2, aventando-se a hipótese de sua origem geológica ou a partir de indústrias metalúrgicas. No rio Gravataí, a concentração do chumbo encontrada é bem maior, até 50% acima dos limites; rio Caí, rio Sinos e alguns pontos do rio Jacuí comportam-se de modo semelhante, apontando-se os efluentes industriais daquele região como fonte dessa contaminação (FEPAM, 2008). Na

Nigéria, análises de quatro metais na água do rio Anam e no solo das margens, entre eles o chumbo, mostraram níveis normais do chumbo na água, variando entre 0,008 e 0,016 mg L⁻¹, porém, valores elevados no solo, variando entre 0,59 e 7,34 ppm (IGWILLO *et al.*, 2006). Em Viçosa, Minas Gerais, a Bacia Hidrográfica do rio Turvo foi objeto de estudo, com análise de metais na água e em partículas suspensas: altos níveis de chumbo foram encontrados (JORDÃO *et al.*, 2007): 3.590 mg kg⁻¹ nos sólidos em suspensão e até 0,025 mg L⁻¹ na água. Estes achados se justificam, porque há um complexo sistema de equilíbrio químico no meio aquático envolvendo os metais e elementos traço “entre íons livres dissolvidos, complexos orgânicos e inorgânicos e metal ligado a partículas orgânicas e inorgânicas,” sendo que a maioria dos metais traço é transportada nos sistemas fluviais através da forma particulada (BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007). Fernandes *et al.* (2006) estudaram em 2003 áreas olerícolas de Minas Gerais e foram analisados na água de rios, arroios e represas utilizados para irrigação Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn: somente cádmio e chumbo não foram detectados. No rio Guandu, que abastece de água potável grande parte da região metropolitana do Rio de Janeiro, o chumbo esteve elevado em amostras da água bruta e após tratamento (MASSENA *et al.*, 2007). Em Manaus, por outro lado, o sedimento de igarapés mostrou níveis elevados de metais, com até 0,421 mg g⁻¹ de chumbo (SANTANA & BARRONCAS, 2007).

CIANETO

No rio Butuí o valor médio das 03 coletas para cianeto foi de 0,016 mg L⁻¹, no rio Icamaquã 0,016 mg L⁻¹ e no rio Uruguai 0,007 mg L⁻¹. O CONAMA estabelece como parâmetro para águas tipo 1 o valor de 0,005 mg L⁻¹ de cianeto livre (CN). O cianeto pode contaminar os recursos hídricos a partir de resíduos industriais, atividades de mineração, lixo urbano, emissão de veículos e agroquímicos; todos os piretróides, por exemplo, contém cianeto em sua constituição (DUTRA *et al.*, 2002; BRIX *et al.*, 2000). Também tem origem em fontes naturais, sendo metabólito normal de fungos, bactérias e algas e originado no processo de decomposição de plantas superiores portadoras de glicosídeos cianogênicos (BOENING & CHEW, 1999). Como exemplo, cita-se a variedade de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz ssp. *esculenta*) chamada popularmente de brava: ela tem sabor amargo, contém alto teor de glicosídeos cianogênicos (superior a 100 mg de equivalente HCN/kg de

polpa fresca de raiz) e seu consumo só ocorre após ser processada na forma de farinha ou outros produtos (VALLE et al, 2004).

O cianeto é um veneno potente, inibindo a respiração celular, com dose letal na faixa de 0,5 a 3,5 mg kg⁻¹ de massa corporal e eventuais acidentes ambientais tem ocorrido com sua liberação em cursos d'água a partir de instalações industriais; a OMS e a União Européia estabeleceram o parâmetro de 0,050 mg L⁻¹ para a água potável (IKEBUKURO *et al.*, 2000). São escassos os estudos no Brasil que quantificam o cianeto em águas naturais. Há um relato de 0,013 mg L⁻¹ de cianeto em sedimento de reservatório da cidade de São Paulo (ARAÚJO *et al.*, 2006) e Caheté (1998) alerta para o problema da liberação de cianeto em minas auríferas na Amazônica, contaminando águas superficiais e os lençóis freáticos, que, já ameaçados pela infiltração de derivados do petróleo, “água de esgotos, agrotóxicos, fertilizantes e outros compostos químicos, agora se encontram diante de um novo risco com a expansão das empresas exploradoras de ouro através do cianeto”.

COBRE

O cobre tem sido largamente utilizado pela humanidade, há milênios. Um exemplo típico da diversidade de usos que se faz deste metal é a Mistura de Bordeaux, que contém oxiclureto de cobre, óxido de cobre, cobre coloidal e carbonato de cobre: descrita originalmente na região vinícola de Bordeaux, França, tem sido usada no mundo todo para combate de doenças que acometem os vinhedos (RATHORE & KHAN, 2000). Sua conhecida propriedade germicida é utilizada, ainda, na pintura de navios para evitar a adesão de organismos marinhos. Traços de cobre são essenciais à vida, mas em grande quantidade é muito tóxico; a quantidade diária de cobre recomendada fica em torno de 2 a 3 mg e na água, quando em níveis superiores a 1 mg L⁻¹, confere à mesma odor e sabor desagradáveis (CSUROS & CSUROS, 2002b). Neste estudo foram encontrados os valores médios de cobre em mg L⁻¹ de 0,328 (rio Butuí), 0,250 (rio Icamaguã) e 0,178 (rio Uruguai), superiores ao limite do CONAMA para águas tipo 1 e 2: 0,009 mg L⁻¹. OMS, União Européia e Ministério da Saúde do Brasil estipulam em 2,0 mg L⁻¹ o limite para o cobre em água potável, enquanto que USEPA fixou o nível máximo em 1,0 mg L⁻¹.

Na água do mar na baía de Jinzhou, China, pesquisa recente revelou concentrações de cobre de $0,00289 \text{ mg L}^{-1}$ (WAN *et al.*, 2008) e no sedimento do Rio das Velhas, Minas Gerais, os teores de cobre encontrados variaram entre $0,0030$ e $0,0060 \text{ mg L}^{-1}$ (PEREIRA *et al.*, 2007), enquanto que na Bacia do rio Turvo Limpo, também em Minas Gerais, o nível de cobre variou entre $0,7$ e $2,7 \text{ mg L}^{-1}$, na água e nos sólidos suspensos, sendo salientado o fato de que, associados à partículas sólidas, os metais podem percorrer longas distâncias nos rios (JORDÃO *et al.*, 2007). No Amazonas, Manaus, Bacia do Tarumã-Açu, foram encontrados $0,02$ a $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ de Cu na água de duas nascentes e $0,095$ a $1,9 \text{ mg L}^{-1}$ no sedimento (SANTANA & BARRANCAS, 2007). Koumrouyan *et al.* (2008) encontraram, em lago próximo dessa região, forte ligação do cobre pela fração orgânica do sedimento e no Mediterrâneo demonstrou-se que a concentração na água de alguns metais, entre eles o cobre, era proporcional à suas taxas de influxo em mexilhões (CASAS *et al.*, 2008). No rio Anam, Nigéria, níveis de cobre encontrados na água variaram de $0,580$ a $1,345 \text{ mg L}^{-1}$ e no solo da margem de $4,38$ a $13,54 \text{ ppm}$ (IGWILO *et al.*, 2006). O cobre mostra-se elevado também nos rios Taquari-Antas, Jacuí, Sinos, Caí e Gravataí (FEPAM, 2009).

A origem dos níveis elevados de cobre encontrados aqui pode residir em componentes geológicos da região e na possível contaminação a partir de resíduos da atividade humana. O uso mais comum do cobre é em fios e cabos para condução de eletricidade, bem como em encanamentos hidráulicos; compostos de cobre são usados em preservativos de madeiras, fungicidas e aditivos alimentares na pecuária (ELLINGSEN *et al.*, 2007). Cobre também está presente em rochas utilizadas para a fabricação de fertilizantes (CAMPOS *et al.*, 2005).

O cobre não é considerado um veneno acumulativo, como o mercúrio e o chumbo e o seu excesso absorvido pelo organismo é excretado através da bile (HASHEMI, 2000), o que não acontece adequadamente na Doença de Wilson, distúrbio genético por mutação no gen ATP7B, que ocasiona deficiência de ATP7B, enzima indispensável para a eliminação biliar de cobre: seu acúmulo produz degeneração do fígado e do sistema nervoso (ELLINGSEN *et al.*, 2007). O oposto ocorre na Doença de Menkes, uma rara desordem neurodegenerativa causada por defeito intracelular na proteína transportadora do cobre, originando atraso no desenvolvimento, degeneração neurológica e anormalidades do cabelo (CSUROS & CSUROS, 2002b).

CROMATO

Os valores médios de cromo hexavalente, na forma de cromato, em mg L^{-1} , foram de 0,095 no rio Butuí, 0,068 no rio Içamaquã e 0,108 no rio Uruguai, superando o limite estipulado pelo CONAMA de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doces tipo 1 e 2 e que são os mesmos limites da água potável, conforme Ministério da Saúde, OMS e Comunidade Européia. O cromo é um metal de transição com três estados de oxidação: +2, +3 e +6, formando diversos compostos coloridos. O cromo trivalente parece ser essencial na nutrição humana, com atuação no metabolismo da glicose, mas o cromo hexavalente é a forma menos estável e mais biologicamente reativa, altamente tóxica, genotóxica e carcinogênica (CSUROS & CSUROS, 2002b; TEMPLETON, 2000). De grande uso na indústria, a concentração elevada de cromo no meio ambiente deriva de emissões industriais, efluentes de lixos e aterros sanitários, combustão fóssil e incineração de resíduos urbanos (OMS, 1998).

Com níveis elevados em sedimentos e água em rios de Minas Gerais (PEREIRA et al, 2007; JORDÃO *et al.*, 2007), no Amazonas (SANTANA & BARRONCAS, 2007) e alguns pontos do Rio dos Sinos (FEPAM, 2009), a forma estável do cromo é indispensável para o organismo e seu excesso ingerido é bem tolerado. São raros os relatos de intoxicação por cromo hexavalente, geralmente entre operários de indústrias, quando sua inalação agride severamente a mucosa respiratória podendo causar câncer (CSUROS & CSUROS, 2002b; LANGARD & COSTA, 2007).

FENÓIS

A média dos valores encontrados de fenóis $0,335 \text{ mg L}^{-1}$, $0,371 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,40 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, nos Rios Butuí, Içamaquã e Uruguai, estiveram bem acima do limite proposto pelo CONAMA: $0,003 \text{ mg L}^{-1}$ para águas tipo 1 e 2. Os compostos fenólicos, cujo representante mais simples é o hidróxi-benzeno ou fenol comum, definem-se como todo composto orgânico que possui um grupo hidroxila ligado diretamente a um anel aromático e constituem fonte de “sério problema para o ambiente aquático, já que eles entram na cadeia alimentar como poluentes da água” (KNUTSSON & JÖNSSON, 2002). Apesar disso, a literatura é escassa a respeito de sua monitoração em corpos hídricos. Em pequenas concentrações, compostos fenólicos são encontrados naturalmente nos rios, pois resultam do

metabolismo de vegetais, mas, clorofenóis, por exemplo, constituem causa comum de impactos no meio aquático e a maioria dos derivados fenólicos são usados ou formados em processos industriais. Clorofenóis podem ter origem na indústria do papel, corantes têxteis, resinas poliméricas, indústria farmacêutica e agroquímicos, sobretudo herbicidas, e possuem alta toxicidade. O fenol comum é encontrado em desinfetantes (USICIK *et al.*, 2007).

FOSFATO

Em sistemas aquáticos o fósforo ocorre em grande variedade de formas orgânicas e inorgânicas, mas a predominante é a de ortofosfato e tem origem em fontes naturais, como a mineralização de algas e a dissolução de fosfatos minerais, e também como resultado da atividade humana, em descargas de resíduos industriais, urbanos e da atividade agrícola. Sais de fósforo fazem parte de detergentes, fertilizantes, diversos produtos industriais e são eliminados nos excretas dos animais no pastoreio e dessedentação, como relatado no Rio Kênia (MOKAYA *et al.*, 2004). O seu estudo tem importância ambiental em função do seu papel crítico no processo de eutrofização (MCKELVIE, 2000). Este trabalho encontrou níveis bem elevados de fosfato, muito acima do limite estabelecido pelo CONAMA de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos. Nos rios Butuí, Icamauã e Uruguai foram encontrados, respectivamente, $2,89 \text{ mg L}^{-1}$, $2,238 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,390 \text{ mg L}^{-1}$.

Nestas análises os valores de nitratos e amônia não estiveram acima dos limites padronizados, diminuindo, portanto, os riscos de proliferação de algas e eutrofização (HERMES *et al.*, 2006). No Rio Grande do Sul, citam-se resultados semelhantes em rios de Carlos Barbosa (LOBO *et al.*, 1995) e Triunfo (PEREIRA & SILVA, 2001), entre outros. O mesmo não ocorreu no Ribeirão do Meio (Leme, São Paulo): foram encontrados valores elevados de fosfato e nitratos (SARDINHA *et al.*, 2008), bem como no Rio Njoro, Kênia (MOKAYA *et al.*, 2004).

O fosfato tem sido considerado como indicador de poluição difusa de cursos d'água a partir de áreas agrícolas (ROCHA *et al.*, 2002). Estudo realizado na Bacia do Alto Acaraú, norte do estado do Ceará, encontrou resultados semelhantes ao deste trabalho e os autores ponderam que, além dos fatores geológicos locais, “a poluição difusa, gerada nos núcleos

urbanos e em atividades agropecuárias, apresentou-se como o segundo fator determinante da qualidade das águas superficiais na área em estudo” (ANDRADE *et al.*, 2007).

MANGANÊS

O CONAMA estipulou em $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ o limite para o manganês em águas doces tipo 1 e 2. Neste trabalho os valores encontrados nos três rios foram superiores ao limite legal em até 11 vezes, como no caso do Rio Butuí. O manganês da água dos rios tem origem no solo, por desprendimento direto no leito e margens dos rios ou veiculado pelo ar e grande parte se deposita junto com o sedimento no fundo, podendo ser bioconcentrado pelos níveis tróficos inferiores (SARIC & LUCCHINI, 2007).

O manganês é ativador de diversas enzimas necessárias para a síntese da hemoglobina, crescimento, reprodução, formação óssea, produção e liberação de insulina e prevenção de dano celular. Até recentemente a toxicidade do manganês a humanos tinha sido demonstrada apenas com a exposição a altas doses no ar: a exposição aguda pode causar a morte e a exposição crônica, atingindo principalmente mineiros, apresenta sintomas neurológicos, como a característica psicose por manganês (CSUROS & CSUROS, 2002b).

Nos últimos anos têm surgido relatos de associação da ingestão crônica de níveis elevados de manganês com deficiência intelectual de crianças e aumento da mortalidade infantil, bem como sua associação com a Doença de Parkinson (FINKELSTEINS *et al.*, 2008; STEPENS, *et al.* 2008; HAFEMAN *et al.*, 2007). A especiação do manganês no leite materno foi descrita com níveis variando entre $0,002$ a $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ de Citrato de Manganês e refere-se ao fato de que no Canadá foram encontrados em crianças níveis sanguíneos elevados de Manganês, relacionados ao fato de que naquele país este metal é adicionado à gasolina (MICHALKE, 2006). A Declaração de Brescia, já citada, recomenda que se diminua a exposição ao manganês de gestantes e crianças pequenas para evitar neurotoxicidade subclínica e nos trabalhadores adultos pela sua relação com o parkinsonismo. Solicita, ainda, que a adição de compostos orgânicos de manganês à gasolina seja interrompida imediatamente em todo o mundo e que os limites de exposição ao manganês sejam revistos (LANDRIGAN *et al.*, 2007).

SULFETO

O Sulfeto encontrado na água dos rios ultrapassou em muito o valor limite da resolução nº 357/05 do CONAMA: 0,421 mg L⁻¹ (Rio Butuí); 0,408 mg L⁻¹ (Rio Icamaquã); 0,788 mg L⁻¹ (Rio Uruguai) e 0,002 mg L⁻¹ (CONAMA). A presença elevada do sulfeto, que costuma ocorrer em águas naturais em concentrações variáveis, pode ser consequência de contaminação do meio aquático, resultante da redução de enxofre da matéria orgânica por ação bacteriana em ambiente anaeróbico e da descarga de efluentes industriais (KARMARKAR & TABATABAI, 2000). Um estudo realizado no estado de São Paulo mostra a diferença significativa de sulfeto no rio Mogi Guaçu e em um córrego poluído: os valores médios observados no Rio Mogi Guaçu, a montante e a jusante, e no córrego contaminado foram, respectivamente, 0,0006, 0,0010 e 2,31 mg L⁻¹ (MADRUGA *et al.*, 2008). Uma implicação importante da presença de sulfeto em águas naturais é o papel que desempenha na metilação do mercúrio por bactérias do sedimento dos rios, tema que vem sendo objeto de intensa pesquisa, uma vez que a metilação favorece a biodisponibilidade do mercúrio, sua entrada na cadeia alimentar aquática e biomagnificação (HAN *et al.*, 2007).

5.1.2 Análise físico-química da água

O CONAMA estabelece como parâmetro para condutividade em água doce tipo 1 e 2 até o máximo de 100 µS cm⁻¹ (BRASIL, 2006b). Estas análises encontraram níveis pouco maiores do que esse limite nos Butuí e Icamaquã. Como a condutividade resulta de dissolução de íons positivos e negativos na água e “cada corpo de água tende a ter um grau relativamente constante de condutividade, mudanças significativas podem ser indicadores de que processos de poluição estão ocorrendo, como a descarga de material na água” (FAY, 2006). As principais fontes antropogênicas de sais na água são: descargas industriais, efluentes domésticos e agropecuários. A manutenção de altos índices de condutividade em um rio costuma indicar uma poluição contínua, não pontual, como efluentes de zonas urbanas e retorno de água de sistema de irrigação de lavouras. Descargas pontuais, como resíduos industriais, podem elevar significativamente a condutividade, a ponto de indicar características corrosivas da água. Como as alterações encontradas aqui são pouco expressivas, 115,2 µS cm⁻¹ no rio Butuí e 115,9 µS cm⁻¹ no rio Icamaquã, podem não comprometer a qualidade da água, embora possam ter origem em sais desprendidos do solo ou

derivados da atividade agropecuária e resíduos urbanos, resultantes, portanto, da concentração elevada de elementos químicos.

Turbidez, oxigênio dissolvido, pH, e temperatura da água estiveram de acordo com os padrões. Estes atributos da água têm estreita relação com a diversidade e riqueza da biota aquática. O aumento da turbidez, por exemplo, “reduz a zona eufótica, que é a zona de luz onde a fotossíntese ainda é possível ocorrer”, a temperatura influencia processos biológicos, reações químicas e solubilidade de gases e minerais e a proteção da vida aquática exige variações do pH entre 6 e 9 (MACEDO, 2002).

5.1.3 Análise microbiológica da água

O exame microbiológico da água demonstrou, nos três pontos e nas três coletas, crescimento de Coliformes Fecais, *Escherichia coli* e Enterococos. A fonte provável de contaminação bacteriana da água desta bacia hidrográfica é a soma do lançamento de excrementos nos rios: de animais silvestres, de animais em criação e de humanos. Os esgotos das populações ribeirinhas e de todas as cidades localizadas próximas às margens dos rios costumam ser lançados aos mesmos sem tratamento adequado e, por ocasião de enchentes, muitas fossas sépticas são esvaziadas pelas águas e refluem para arroios e rios.

É possível supor que os três rios não apresentem condições higiênicas para balneabilidade e para a irrigação de certas culturas, como plantas olerícolas, embora essa definição só possa ser estabelecida com base em várias análises microbiológicas e contagens elevadas de colônias dos bioindicadores.

5.2 Genotoxicidade: micronúcleos em eritrócitos dos peixes

O ensaio de micronúcleos tem se firmado como uma técnica simples, não dispendiosa e rápida na detecção de impactos genotóxicos em organismos, apoiado no fato de que a formação espontânea de micronúcleos é baixa e quase uniforme entre as espécies, sendo indicado para triagens de rotina e monitoramentos ambientais (SIU *et al.*, 2003). Seu uso tem sido indicado em presença de contaminantes genotóxicos, como os produtos químicos

derivados da atividade agropecuária ou de emissões industriais, empregando-se diversos organismos-sentinela, como, no caso de ambientes hídricos, “mexilhões, animais bentônicos, ouriços, esponjas, anfíbios e peixes”, salientando-se, porém, que sua visualização “requer a exposição dos organismos ou das células a concentrações muito altas de poluentes” (UMBUZIERO & ROUBICEK, 2006).

Os achados deste trabalho, que não acusaram a presença de micronúcleos, indicam que, nos animais capturados, é inexistente genotoxicidade passível de ser demonstrada pela técnica de contagem da ocorrência natural de micronúcleos. Variações da técnica, com indução da divisão nuclear e coleta de hemácias renais em substituição ao sangue periférico, como relatadas (MATSUMOTO *et al.*, 2006; PALHARES & GRISOLIA, 2002), constituem alternativas para sua aplicação em ambientes hídricos cujos níveis de poluentes genotóxicos são pequenos.

A continuidade da pesquisa, com a coleta de mais indivíduos a intervalos regulares, pode, ao longo do tempo, servir como um teste de monitoramento ambiental da bacia hidrográfica no que diz respeito a agentes genotóxicos. Em qualquer momento, a ocorrência de frequência expressiva de micronúcleos será indicativa de genotoxicidade recente.

5.3 Elementos traço em fígado e vísceras dos peixes

São variadas as concentrações referidas na literatura de elementos traço em organismos e ambientes aquáticos. Os resultados destas análises indicaram concentrações de alumínio, cádmio, manganês, níquel, cobre e cromo nas vísceras dos peixes em valores superiores ou próximos aos limites estabelecidos para consumo humano. Em siris azuis do rio Cubatão, cádmio, chumbo, zinco e cromo foram pesquisados, estando alterado apenas o cromo (VIRGA *et al.*, 2007). Níveis elevados de zinco foram encontrados em ostras no Rio de Janeiro (FERREIRA *et al.*, 2005). Na bacia do Tarumã-Açu, em Manaus, metais pesados estavam acima dos valores legais na água e nos sedimentos, com níveis bem maiores nestes (SANTANA & BARRONCAS, 2007). Ortega *et al.* (2008) encontraram um efeito antagonista de zinco e cádmio em oligoquetas: o zinco favorecendo a excreção de cádmio. As taxas de influxo dos metais em moluscos mostraram-se proporcionais à sua concentração no ambiente aquático (CASAS *et al.*, 2008). Finalmente, no Rio dos Sinos, RS, altamente

poluído (NORMAN *et al.*, 2007) e na represa Billings, SP, (ROCHA *et al.*, 1985) elementos traço foram encontrados em concentrações significativas em músculos de peixes e na água. Em todas as situações acima descritas, indústrias e empresas de mineração foram apontadas como fontes de contaminação do solo e cursos d'água.

Duas interrogações iniciais afloram na análise dos dados referentes aos elementos traço em peixes desta bacia hidrográfica:

- a) qual a origem da contaminação dos peixes?
- b) quais as suas conseqüências?

A resposta à primeira questão utiliza a mesma argumentação que procura explicar a origem da contaminação química da água: ausentes indústrias, curtumes, mineração ou outras atividades poluidoras, a origem do acúmulo destes elementos na água, sedimentos e organismos aquáticos vincula-se a fenômenos geológicos naturais, resíduos urbanos e resíduos da atividade agropecuária. Um estudo sistemático da presença e concentração dos diversos elementos metálicos no solo, nas rochas do leito dos rios e na vegetação das margens e mata ciliar, pode quantificar a participação dos fatores naturais na contaminação química dos rios e animais aquáticos. Mais complexa é a determinação da importância dos resíduos urbanos e da atividade agropecuária no aporte destes elementos aos recursos hídricos, porque envolve a análise e quantificação de múltiplos fatores como águas residuais, composição do lixo e esgoto, efeito de tempestades e enchentes, conseqüências do desmatamento e uso do solo, aplicação de agroquímicos e produtos de uso veterinário, retorno de águas de irrigação, entre outros. Estima-se, por exemplo, que a atividade agrícola faz duplicar ou triplicar a quantidade de material do solo transportado aos rios (BJERREGAARD & ANDERSEN, 2007).

Quanto às conseqüências das concentrações elevadas dos elementos traço nos tecidos dos peixes analisados neste estudo, o enfoque diz respeito à integridade e saúde dos próprios peixes e do ecossistema, além daqueles que deles se alimentam. Tanto para os peixes, como para seus predadores, entre os quais se inclui o homem, é preciso considerar que pequenas doses de elementos potencialmente tóxicos raramente desencadeiam danos, constituindo exemplos de fenômenos horméticos e adaptativos. Calabrese (2008) descreve hormese como uma relação bifásica dose-resposta, de cunho reparador, onde a dimensão temporal é essencial: pequenas doses estimulam e altas doses inibem mecanismos biológicos gerais e

específicos, na busca do restabelecimento da homeostase, conceito que é muito bem explorado pela homeopatia. De modo análogo, os elementos traço ditos essenciais, indispensáveis aos sistemas biológicos, tornam-se seus inibidores quando em altas concentrações. Adaptação, da mesma forma, envolve aspectos ligados à tolerância, também de cunho hormético.

De maior importância, talvez, seja a avaliação do impacto na saúde humana, o que depende de vários fatores, entre eles, participação dos peixes e outras fontes destes elementos na dieta alimentar da população local (DALLINGER *et al.*, 1987; LANDRIGAN *et al.*, 2007) e os aspectos particulares relacionados a cada elemento. A toxicidade de cada um deles geralmente resulta de sua bioacumulação nos tecidos adiposos e capacidade de penetrar nas barreiras das membranas biológicas, isto é, deriva-se de sua biodisponibilidade (TEMPLETON, 2000).

Alguns comentários sobre alumínio, cádmio e níquel são descritos a seguir. Manganês, cobre e cromo foram discutidos anteriormente, a partir dos resultados da análise química da água.

ALUMÍNIO

Alumínio é o terceiro elemento mais abundante na Terra e o metal mais abundante de sua crosta e, até recentemente, não era considerado tóxico. A partir da descoberta de que pacientes com a Doença de Alzheimer possuem uma alta concentração de alumínio em certas células do cérebro, a medicina agora foca suas pesquisas na ingestão elevada de alumínio com um possível fator causal (CSUROS & CSUROS, 2002a). As concentrações de alumínio encontradas neste trabalho foram bem elevadas: nos peixes do rio Butuí a média foi de 8,7518 mg L⁻¹, do rio Icamaquã 5,8522 mg L⁻¹ e do rio Uruguai 5,8522 mg L⁻¹, superando bastante o limite legal estabelecido pelo Ministério da Saúde para água potável (0,200 mg L⁻¹). A OMS preconiza o limite máximo tolerável na dieta de 6 mg/kg/semana (OMS, 1998).

Doenças causadas por intoxicação com alumínio costumam ocorrer pela inalação em operários de fábricas que produzem ou utilizam alumínio em pó, produzindo pneumopatia crônica. Bem absorvido pelo trato gastrointestinal, o alumínio em excesso pode ter origem em

alimentos, água, uso de utensílios e embalagens com alumínio na preparação e estocagem dos alimentos e medicamentos, como os antiácidos (CSUROS & CSUROS, 2002c), sendo possível, ainda, a intoxicação a partir de sua presença na água utilizada em diálises. Sua excreção ocorre através da urina, na forma de citrato de alumínio e a redução da função renal pode associar-se com seu acúmulo no organismo (SJÖGREN *et al.*, 2007).

CÁDMIO

Os limites legais para Cádmio em água potável variam entre 0,003 mg L⁻¹ (OMS) e 0,005 mg L⁻¹ (UE, MINISTÉRIO DA SAÚDE). Os valores encontrados nos peixes aqui foram, em média, dez vezes maiores. Até o nível de conhecimento atual, cádmio não é essencial a humanos, animais e plantas e o seu acúmulo nos tecidos humanos, principalmente fígado e rins, só causará danos a partir de concentrações bem elevadas e em exposição crônica, com absorção média de 0,2 mg ao longo de vários anos, sendo muito pequena a absorção do total ingerido (NORDBERG *et al.*, 2007). Inalado, o cádmio pode causar lesões pulmonares, renais, cardíacas, em ossos e gônadas, lembrando-se que a alta concentração de cádmio na fumaça do cigarro contribui bastante para a poluição do ar, além de indústrias metalúrgicas, atividade vulcânica e incineração de lixo (CSUROS & CSUROS, 2002b).

Presente em fertilizantes (CAMPOS *et al.*, 2005; BIZARRO *et al.*, 2008) largamente utilizados na região, o cádmio pode causar preocupação tendo em vista a obtenção de ótima qualidade de vida na maturidade e velhice, já que seus efeitos tóxicos são cumulativos e sobrevivem após exposição crônica, geralmente a partir da associação entre cigarro e sua presença em excesso nos alimentos (NORDBERG *et al.*, 2007).

NÍQUEL

As concentrações médias de Ni encontradas nos peixes variaram entre 0,100 mg L⁻¹ (rio Icamaquã) e 0,1733 mg L⁻¹ (rio Butuí), superiores ao limite legal da OMS e UE (0,020 mg L⁻¹). A exposição crônica ao níquel causa câncer no trato respiratório e pulmões e teratogênese (CSUROS & CSUROS, 2002b), como conseqüência de sua ação mutagênica e genotóxica. O uso de combustíveis fósseis e a poluição industrial são as principais fontes de

contaminação ambiental com níquel, além da queima de resíduos urbanos. O níquel ingerido com a água ou alimentos é pouco absorvido, em torno de 5%, mas é fonte comum de dermatites alérgicas pelo contato com jóias de uso pessoal e causa preocupação a exposição a este metal a partir do uso de cigarros (KLEIN & COSTA, 2007).

5.4 Comentários finais

Pode-se inferir, a partir da análise destes resultados na água e em fígado e vísceras de peixes, que estudos posteriores são indicados, tanto para avaliar o real comprometimento da biota aquática, quanto para medir o risco que isto representa à saúde das pessoas que costumam incluir o peixe local em sua alimentação. Ações mais sensíveis de monitoramento da qualidade da água e sedimentos dos rios podem ser implantadas, como o Modelo de Ligante Biótico, que explora a relação de toxicidade dos metais com sua ligação a estruturas biológicas e utiliza ensaios em laboratório com organismos vivos e modelos matemáticos (BJERREGAARD & ANDERSEN).

Bioindicadores ou organismos-sentinela são recomendados no monitoramento ambiental, relacionados à presença de elementos traço ou agentes químicos em níveis tóxicos ou mutagênicos, mesmo que não utilizem modelos matemáticos complexos: testes de genotoxicidade, avaliações somáticas e da capacidade reprodutora, análises enzimáticas e de elementos químicos, estudos de padrões de mobilidade e emigração, entre outras, são técnicas relativamente simples que podem ser utilizadas na área deste estudo (UMBUZEIRO & ROUBICECK, 2006; BJERREGAARD & ANDERSEN; CORMIER *et al.*, 2008). A avaliação de risco ou impacto ambiental, conforme consenso atual, envolve, a partir da formulação de planos de atuação regional, o estabelecimento de objetivos de integridade biológica na utilização de bioindicadores, caracterizando a exposição e os efeitos ecológicos de múltiplos estressores químicos e não químicos (BARNTHOUSE, 2008).

Neste trabalho o emprego de peixes como bioindicadores de contaminação ambiental da bacia hidrográfica Butuí-Icamaquã, mostrou-se útil ao registrar teores elevados de alguns elementos traço nas vísceras dos animais. Pode-se concluir, por outro lado, que não foram eficazes na detecção de sinais de genotoxicidade pela técnica da contagem da frequência de micronúcleos. É importante salientar, em função da costumeira escassez de recursos

disponíveis para estudos ambientais, que, tanto a coleta de peixes como as técnicas mais simples de ensaios de genotoxicidade, são pouco onerosas e, estas últimas podem ser realizadas em laboratórios modestos, sem a exigência de grandes tecnologias.

A abordagem holística do gerenciamento dos recursos hídricos, como descrito na Europa (BRACK *et al.*, 2009; MEROT *et al.*, 2009), merece ser estimulada na região em que este estudo foi realizado: ações de educação ambiental, atividades multidisciplinares de cuidados com as nascentes dos rios e monitoramento de impacto ambiental, envolvimento intensivo dos atores locais e organizações governamentais e não governamentais são elementos decisivos na promoção do desenvolvimento sustentável, visando a integridade dos ecossistemas da bacia hidrográfica.

VI CONCLUSÕES

*“Meu canto fica como testigo
De um rio amigo que longe vai.
Rios dos cantares, rios das cachoeiras
Rio das fronteiras, rio Uruguai”.*

Telmo de Lima Freitas – **Changueiro**

Os dados deste trabalho, comparados com os parâmetros legais, mostram que:

- As amostras de água da bacia Butuí-Icamaquã que foram analisadas estão contaminadas com elementos químicos e bactérias do grupo dos enterococos e coliformes fecais, mais especificamente, *Escherichia coli*. Os elementos químicos com concentrações na água acima dos valores permitidos foram: bromo, chumbo, cianeto, cobre, cromato, fenóis, fosfato, manganês e sulfeto.
- Estiveram elevadas as concentrações de alumínio, cádmio, manganês, níquel, cobre e cromo nas vísceras dos peixes, ocorrendo em valores superiores ou próximos aos limites estabelecidos para consumo humano.

Contrariando a expectativa de que os elementos químicos contaminantes da bacia hidrográfica estivessem causando alterações mutagênicas em animais aquáticos, não foram encontrados sinais de genotoxicidade em eritrócitos de peixes, passíveis de serem demonstrados pela técnica da contagem de ocorrência natural de micronúcleos. Este resultado pode representar um achado falso negativo, em virtude da baixa sensibilidade da técnica utilizada, não afastando, portanto, a presença de genotoxicidade.

A concentração dos elementos traço nas vísceras dos peixes coletados indica um potencial risco à saúde humana perante o consumo local de peixes.

Uma possibilidade para a origem dos dados encontrados seria a participação da atividade agropecuária na área de abrangência do estudo, além de resíduos urbanos e processos geológicos naturais, sendo sugeridos estudos futuros que possam quantificá-los, além de uma constante monitoração da qualidade da água dos rios. Especificamente, podem ser citadas as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

- a. análises de agroquímicos e seus resíduos nos rios e arroios da bacia hidrográfica;
- b. análises de mercúrio nos músculos e/ou vísceras dos peixes;
- c. análises de elementos traço em águas que retornam aos corpos hídricos, após seu uso em irrigação de áreas agrícolas;
- d. continuidade da contagem da frequência de micronúcleos em eritrócitos, utilizando coletas regulares de peixes ou outros organismos-sentinela, como, por exemplo, anfíbios;
- e. utilização de outros ensaios de genotoxicidade mais sensíveis, como o Teste de Ames, a partir de coletas de águas agrícolas residuais e/ou águas urbanas residuais.

VII REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITIO, A. *et al.* Biological monitoring and biomarkers. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 4, p.65-78, 3.ed., San Diego, California: Elsevier, 2007.

ANDRADE, A. F. M. *et al.* Zinco, chumbo e cádmio em plantas de arroz (*Oriza Sativa* L.) cultivadas em solo após adição de resíduo siderúrgico. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v.38, n.7, p.1877-1885, out. 2008.

ANDRADE, E. M. *et al.* Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v.37, n.6, p.1791-1797, nov.-dez. 2007.

ANGELOTTI-NETO, A. *et al.* Metais pesados provenientes da atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: ESPÍNDOLA, E. & WENDLAND, E (Org.) **Bacia Hidrográfica: Diversas Abordagens em Pesquisa - Vol. 3**. São Carlos: RIMA 2004. p.1-16.

ARAÚJO, R. P. A. *et al.* Application of toxicity identification evaluation to sediment in a highly contaminated water reservoir in southeastern brazil. **Environ. Toxicol. Chem.** Pensacola, FL, v.25, n.2, p.581-588, 2006.

AUGUSTO, L. G. S. *et al.* Saúde e Ambiente: uma reflexão da Associação Brasileira de Pós-Graduação em Saúde Coletiva – ABRASC. **Rev. Bras. Epidemiol.**, v.6, n.2, p.87-94, 2003.

BARNTHOUSE, L. The Strengths of the Ecological Risk Assessment Process: Linking Science to Decision Making. **Integr Environ Assess Manag**, Pensacola, FL, v.4, n.3, p.29-305, 2008.

BECKER, D. F. A insustentabilidade do discurso do desenvolvimento sustentável. **ESTUDO & DEBATE**, Lajeado, RS, n.1-2, p.37-66, 2000.

BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v.38, n.1, p.247-250, jan.-fev. 2008.

BJERREGAARD, P.; ANDERSEN, O. Ecotoxicology of metals – sources, transport, and effects in the ecosystem. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 13, p.251-280, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

BOENINGS, D. W.; CHEW, C. M. A critical review: general toxicity and environmental fate of three aqueous cyanide ions and associated ligands. **Water, Air, and Soil Pollution**, n.109, p.67-79, 1999.

BONASSI, S. *et al.* An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. **Carcinogenesis**, Oxford, vol.28, n.3, p.625-631, 2007.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. In: **Resoluções do CONAMA**. Brasília: MMA, 2006b. 808 p.

_____, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da Região Hidrográfica do Rio Uruguai**. Brasília: MMA, 2006a. 128 p.

_____, Ministério da Saúde, Secretaria da Vigilância em Saúde. **Portaria MS nº 518/2004**, 2005. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/Arquivos/pdf/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2006.

_____. Presidente da República. **Lei nº 7.802**, de 12 de julho de 1989. Disponível em: <http://ibama2.ibama.gov.br/cnia2/renima/cnia/lema/lema_texto/7802-89.htm>. Acesso em: 18 nov. 2006.

BRACK, W. *et al.* Toward a Holistic and Risk-Based Management of European River Basins. **Integr Environ Assess Manag**, Pensacola, FL, v.5, n.1, p.5-10, 2009.

BRITO, Luiza T. de L. *et al.* Influence of anthropic activities on water quality of salitre river basin. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, SP, v.9, n.4, 2005.

BRIX, K. V. *et al.* Site-specific marine water-quality criterion for cyanide. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.19, n.9, p.2323-2327, 2000.

BRUM NETO, H.; BEZZI, M. L. Regiões culturais: a construção de identidades culturais no Rio Grande do Sul e sua manifestação na paisagem gaúcha. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, MG, v.20, n.2, p.135-155, dez. 2008.

BÜCKER, A.; CARVALHO, W.; ALVES-GOMES, J. A. Avaliação da mutagênese e genotoxicidade em *Eigenmannia virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) expostos ao benzeno. **Acta Amazônica**, Manaus, AM, v.36, n.3, p.357-364, 2006.

BURBURE, C.*et al.* Renal and Neurologic Effects of Cadmium, Lead, Mercury, and Arsenic in Children: Evidence of Early Effects and Multiple Interactions at Environmental Exposure Levels. **Environmental Health Perspectives**, Cary, NC, v.114, n.4, p.584-590, 2006.

BUSTILLO-GARCIA, L. & MARTINEZ-DAVILA, J. P. Los enfoques del desarrollo sustentable. **INTERCIENCIA**, v.33, n.5, p.389-395, mayo 2008.

CAETÉ, F. L. S. A extração do ouro na amazônia e suas implicações para o meio ambiente. **Novos Cadernos NAEA**. Manaus, AM, v.1, n.2, 1998.

CALABRESE, E. J. Hormesis: why it is important toxicology and toxicologists. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.27, n.7, p.1451-1474, 2008.

CAMARGO, M. S. *et al.* Adubação fosfatada e metais pesados em latossolo cultivado com arroz. **Scientia Agricola**, v.57, n.3, p. 513-518, jul.-set. 2000.

CAMPBELL, M. K. Água: o solvente das reações bioquímicas. **Bioquímica**. 3.ed. Cap.2, p.64-87, Porto Alegre, RS: ARTMED, 2000.

CAMPOS, M. L. *et al.* Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.40, n.4, p.361-367, abr. 2005.

CÁNEPA, E. M.; GRASSI, L. A. T. **A lei das águas do RS: no caminho do desenvolvimento sustentável?** ABES, RS. Porto Alegre, janeiro de 2001. Disponível em: <<http://www.abes-rs.org.br/rechid/lei-das-aguas.htm>>. Acesso em: 09 mar. 2008.

CASAS, S. *et al.* Relation between metal concentration in water and metal content of marine mussels (*Mytilus galloprovincialis*): impact of physiology. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.27, n.7, p.1543-1552, 2008.

CHAIM, A. Tecnologia de aplicação de agrotóxicos: fatores que afetam a eficiência e o impacto ambiental. In: SOUZA SILVA, C. M. M.; FAY, E. F. (Editores). **Agrotóxicos e Ambiente**. Brasília: EMBRAPA, p. 289-317, 2004.

CHEN, J. *et al.* Minimizing the Ecological Risk of Combined-Sewer Overflows in an Urban River System by a System-Based Approach. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, VA, v.130, n.10, p.1154-1169, oct. 2004.

CLEEMPUT, O.; BOECKX, P. Alteration of nitrogen cycling by agricultural activities, and its environmental and health consequences. **Gayana Bot.**, vol.62, n.2, p.98-109, 2005.

CONSEMA. **Resolução CONSEMA nº 100/2005**, 15 de abril de 2005. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/res_c100_2005.htm>. Acesso em: 09 mar. 2008.

_____. **Resolução CONSEMA nº 129/2006**, 24 de novembro de 2006. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/pdf/Resolucao129Toxicidade.pdf>>. Acesso em: 09 mar. 2008.

CORMIER, S. *et al.* Using Field Data and Weight of Evidence to Develop Water Quality Criteria. **Integr Environ Assess Manag**, Pensacola, FL, v.4, n.4, p.490-504, 2008.

CORNELIS, R.; NORDBERG, M. General chemistry, sampling, analytical methods, and specation. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 2, p.11-38, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

COSTA, C. N. *et al.* Fracionamento seqüencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v.37, n.5, p.1323-1328, set.-out. 2007.

CRH-RS, Conselho de Recursos Hídricos. **Resolução nº 16/06**, 09 de janeiro de 2006. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/res_162006.htm>. Acesso em: 09 mar. 2008.

CRUZ, A.C.; TEIXEIRA, E. C. Desempenho da política de garantia de preços via contrato de opção de venda e prêmios para o escoamento de produto. **Revista de Política Agrícola**, ano XV, n.4, p.24-36, Brasília (DF), 2006.

CSUROS, M; CSUROS, S. Introduction to Metals. In: _____. **Environmental Sampling and Analysis for Metals**. Cap. 1, p.1-12, Boca Raton: CRC Press, 2002b.

_____. Toxicity of Metals. In: _____. **Environmental Sampling and Analysis for Metals**. Cap. 3, p.39-57, Boca Raton: CRC Press, 2002a.

_____. Standards related to metallic pollutants. In: _____. **Environmental Sampling and Analysis for Metals**. Boca Raton: CRC Press, 2002b. Cap. 4, p.59-77.

CUNHA, J. P. A. R. *et al.* Avaliação de estratégias para redução da deriva de agrotóxicos em pulverizações hidráulicas. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v.21, n2, p.325-332, 2003.

DALLINGER, R. *et al.* Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. **Oecologia**, Berlim, n.73, p.91-98, 1987.

DUFFUS, J. H. "Heavy metals"- a meaningless term? (IUPAC Technical Report). **Pure Appl. Chem.**, Research Triangle Park, NC. v.74, n.5, p.793-807, 2002.

DUTRA, A. J. B *et al.* O processo eletroquímico como alternativa para o tratamento de efluentes cianídricos. **REM: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, MG, v.55, n.4, p.267-272, out.-dez. 2002.

EATON, A. D. *et al.* (ed.) **Standard Methods for Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition (Standard Methods for Examination of Water and Wastewater)**. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF) (publ.), 2005. 1600 p.

ELLINGSEN, D. G. *et al.* Copper. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 26, p.529-546, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

ENGLISH, M. J.; SOLOMON, K. H.; HOFFMANN, G. J. A Paradigm Shift in Irrigation Management. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.128, n.5, p.267-277, 01 oct. 2002.

FAJARDO, S. Algumas discussões sobre a abordagem econômica do Território na geografia e suas implicações no espaço rural. **R. RA E GA**, Curitiba, PR, n.10, p.131-137, 2005.

FAY, E. F.; SILVA, C. M. Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água. In: _____ (Ed.). **Agrotóxicos e Ambiente**. Brasília: Embrapa, Cap. 3, p.107-143, 2004.

_____. Eds. Índice do uso sustentável da água (ISA-Água) – Região do Submédio São Francisco. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, SP, p.167, 2006.

FENECH, M. *et al.* The HUMAN MicroNucleus Project – An international collaborative study on the use of the micronucleus technique for measuring DNA damage in humans. **Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, New York, NY, n.428, p.271-283, 1999.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. **Qualidade Ambiental: Região Hidrográfica do Guaíba**. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/monitor_agua.asp>. Acesso em: 23 jan. 2009.

_____. **Notícias Ambientais**, 03 de março de 2008. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/noticias/noticia_detalhe.asp?id=1590>. Acesso em: 09 mar. 2008.

FERNANDES, *et al.* Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, PB, v.11, n.1, p.81-93, 2007.

FERREIRA, A. G.; MACHADO, A. L.; ZAMON, I. R. Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the *Oyster ostrea equestris* on the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, SP., v.65, n.1, p.67-76, 2005.

FINKELSTEIN, Y. *et al.* Differential Deposition of Manganese in the Rat Brain Following Subchronic Exposure to Manganese: a T1-Weighted Magnetic Resonance Imaging Study. **IMAJ**, Israel, v.10, n.11, p.793-798, nov. 2008.

FLOTEMERSCH, J. E.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J.; SNYDER, B. D. Fish. In: FLOTEMERSCH, J. E.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J. **Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers**. Cap.7.0, p.7.1-7.26, Cincinnati, Ohio: USEPA, sept. 2006.

FORATTINI, O. P. **Ecologia, Epidemiologia e Sociedade**. São Paulo: Artes Médicas, 2004.

FURTADO, *et al.* Incidência de *Enterococcus* resistente à vancomicina em hospital universitário no Brasil. *Rev Saúde Pública*, São Paulo, SP, v.39, n.1, p.41-46, 2005.

GAY, J. P. **Invasão paraguaia na fronteira brasileira do Uruguai**. Caxias do Sul, RS: Universidade Caxias do Sul, p.90, 1980.

GONÇALVES, M. E. P. *et al.* Validação do método de determinação simultânea dos íons brometo e bromato por cromatografia iônica em águas de consumo humano. **Quím. Nova**, São Paulo, SP, v.27, n.3, p.503-507, 2004.

GONZÁLEZ-SOTO, E. *et al.* Heavy Metals. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 22, p.439-457, New York: Marcel Dekker, 2000.

GRISOLIA, C. K.; CORDEIRO, C. M. T. Variability in micronucleus induction with different mutagens applied to several species of fish. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v.23, n.1, p.235-239, 2000.

GUILHERME, L. R. G. *et al.* Elementos-traço em solo e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo**, Viçosa, n.4, p.345-390, 2005.

HAFEMAN, D.; FACTOR-LITVAK, P.; CHENG, Z.; VAN GEEN, A.; AHSANL, H. Association between Manganese Exposure through Drinking Water and Infant Mortality in Bangladesh. **Environmental Health Perspectives**, Cary, NC, v.115, n.7, p.1107-1112, 2007.

HAHN, N. S. *et al.* Estrutura Trófica da Ictiofauna da Planície de Inundação do alto Rio Paraná. In: **Relatório 2002**, Programa PELD, Universidade Estadual de Maringá, p.123-126. Disponível em <[http://www.peld.uem.br/Relat2002/pdf/comp_biotico_estrutura Trofica.pdf](http://www.peld.uem.br/Relat2002/pdf/comp_biotico_estrutura_Trofica.pdf)>. Acesso em: 02 fev. 2009.

HAN, S. *et al.* Biogeochemical factors affecting mercury methylation in sediments of the Venice Lagoon, Italy. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.26, n.4, p.655-663, 2008.

HASHEMI, P. Major metals. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 21, p.409-438, New York: Marcel Dekker, 2000.

HERMES, L. C. *et al.* Considerações Gerais à Classificação e Monitoração de Qualidade da Água. In: FAY, E. F & SILVA, C. M. M. S. (Editores-Técnicos). Índice do uso sustentável da água (ISA-ÁGUA) – região do sumédio São Francisco. Cap. 1, p.17-41, Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2006.

HUNT, M. E.; RICE, E. W. Microbiological examination. In: EATON, A. D.; CLRESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.; FRANSON, M. A. H. (ed.) **Standard Methods for Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition (Standard Methods for Examination of Water and Wastewater)**. part 9000, p.9.1-9.169, Washington, DC, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF) (publ.), 2005.

IBGE. **IBGE CIDADES – SÃO BORJA, RS**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 12 fev. 2009.

IGWILO, I. O. *et al.* Toxicological Study of the Anam River in Otuocha, Anambra State, Nigeria. **Archives of Environmental & Occupational Health**, Washington, v.61, n.5, p.205-208, sept.-oct. 2006.

IKEBURO, K *et al.* Cyanides. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 19, p.367-385, New York: Marcel Dekker, 2000.

IRGA. **Selo de Responsabilidade Sócio-Ambiental**. Disponível em: <<http://www.irga.rs.gov.br/arquivos/20080605155731.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2009.

JORDÃO, C. P. *et al.* Aquatic Contamination of the Turvo Limpo River Basin at the Minas Gerais State, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, Campinas, SP, v.18, n.1, p.116-125, 2007.

JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. Trace Metal Contamination in Estuarine Fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.47, n.5, p.765-774, sept. 2004.

KARMARCAR, S. V.; TABATABAI, M. A. Sulfate, Sulfite, and Sulfide. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 11, p.195-199, New York: Marcel Dekker, 2000.

KEUNG, C. F. *et al.* Influences of metal-ligand complexes on the cadmium and zinc biokinetics in the marine bacterium, *Bacillus firmus*. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.27, n.1, p.131-137, 2008.

KLEIN, C. & COSTA M. Nickel. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 35, p.743-758, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

KNUTSSON, M.; JÖNSSON, J. A. Determination of phenolic compounds in water. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 18, p.347-366, New York: Marcel Dekker, 2000.

KOUMROUYAN, A.; SANTANA, G. P. Química de elementos-traço nos sedimentos do Lago do Parú (Manacapuru – Amazonas), sob influência do pulso de inundação do baixo Rio Solimões. **Acta Amazonica**, Manaus, AM, v.38, n.3, p.491-502, 2008.

LANDRIGAN, P. J. *et al.* Principles for prevention of the toxic effects of metals. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 16, p.319-337, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

LANGARD, S.; COSTA, M. Chromium. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 24, p.487-510, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

LEFF, E. **Epistemologia ambiental**. São Paulo, SP: Cortez, 2001.

LOBO, E. A. *et al.* Estudo da Qualidade da Água do Arroio Boa Vista, Município de Carlos Barbosa, Rio Grande do Sul, Brasil. **BIOCIÊNCIAS**, Porto Alegre, v.3, n.1, p.43-63, jun. 1995.

MACÊDO, J. A. B. Agroquímicos. In: _____. **Introdução à química ambiental**. Cap. 04, p.191-279, Juiz de Fora, MG: 2002a.

MACÊDO, J. A. B. Poluição Hídrica. . In: _____. **Introdução à química ambiental**. Cap. 01, p.77-134, Juiz de Fora, MG: 2002b.

MACHADO, C. J. S. Recursos Hídricos e Cidadania no Brasil: Limites, Alternativas e Desafios. **Ambiente & Sociedade**, v.VI, n.2, p.121-136, jul.-dez. 2003.

MADRUGA, F. V. *et al.* Avaliação da influência do córrego dos Macacos na qualidade da água do rio Mogi Guaçu, no município de Mogi Guaçu – SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, SP, v.5, n.2, p.152-168, mai.-ago. 2008.

MANAHAN, S. E. **Fundamentals of Environmental Chemistry**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 2001.

MASSENA, E. P. *et al.* Avaliação da água potável da estação de tratamento de água do Rio Guandu (Eta-Guandu) da cidade do Rio de Janeiro, Brasil: uma análise preliminar de poluentes orgânicos persistentes e metais poluentes. **Oecol. Bras.** Rio de Janeiro, RJ, v.11, n.2, p.213-218, 2007.

MATSUMOTO, S. T. *et al.* Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v.29, n.1, p.148-158, 2006.

MAXIMIANO, A. A. *et al.* Utilização de drogas veterinárias, agrotóxicos e afins em ambientes hídricos: demandas, regulamentação e considerações sobre riscos à saúde humana e ambiental. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.10, n.2, p.483-91, abr.-jun. 2005.

MCKELVIE, I. D. Phosphates. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 15, p.273-295, New York: Marcel Dekker, 2000.

MELLO-DA-SILVA C. A.; FRUCHTENGARTEN, L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. **J Pediatr.**, Rio de Janeiro, v.81, n.5Supl, p.S205-S211, 2005.

MEROT, P. *et al.* Innovative Assessment Tools to Improve Water Quality and Watershed Management in Farming Areas. **Integr Environ Assess Manag**, Pensacola, FL, v.5, n.1, p.158-166, 2009.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cad. Saúde Públ.**, Rio de Janeiro, v.10, n.1, p.99-110, jan.-mar. 1994.

MICHALKE, B. Trace element speciation in human milk. **Pure Appl. Chem.**, Research Triangle Park, NC, v.78, n.1, p.79-90, 2006.

MICHIEL, C. W.; MOYSON, E. L. Bacteriological analysis. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 8, p.115-141, New York: Marcel Dekker, 2000.

MOKAYA, S. K.; MATHOOKO, J. M.; LEICHTFRIED, M. Influence of anthropogenic activities on water quality of a tropical stream ecosystem. **African Journal of Ecology**, Kampala, v. 42, p.281-288, 2004.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v.36, n.3, p.370-4, 2002.

MOZZETO, A.A.; ZAGATTO, P. A. Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Ed.) **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. Cap. 2, p.15-38. São Carlos, SP: Rima, 2006.

NAGY, G. & NAGY, L. Halogens. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 10, p.169-194, New York: Marcel Dekker, 2000.

NASCIMENTO, L. F. C. *et al.* Quantificação de cádmio em colostro de mães brasileiras: um estudo regional. **Rev. Bras. Saude Mater. Infant.**, Recife, v.5, n.2, 2005.

NELSON, J. S. **Fishes of the World**. 4.ed. New Jersey: Wiley, 2006.

NORDBERG, G. F. *et al.* Cadmium. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 23, p.445-486, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

NORMAN, C. A. B. M.; MULLER, J. **Ocorrência de metais pesados em tecidos de peixes do Rio do Sinos**. Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Novo Hamburgo, RS, 20.04.2007. Disponível em: <<http://www.novohamburgo.rs.gov.br/index.php?language=&subject=11>> Acesso em: 11 jan. 2009.

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development. **OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS DRAFT PROPOSAL FOR A NEW GUIDELINE 487: In Vitro Micronucleus Test**. Paris, DRAFT GUIDELINE (2nd version), 13 p., dec. 2006. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/33/22/37865944.pdf>>. Acesso em: 07 dez. 2008.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Elementos Traço na Nutrição e Saúde Humanas**. Tradução André Favano. São Paulo: Roca, 1998.

ORTEGA, M. A. G. *et al.* Cadmium, iron, and zinc uptake individually and as a mixture by *Limnodrillus hoffmeisteri* and impact on adenosine triphosphate content. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.27, n.3, p.612-616, 2008.

PACHECO, A. O.; HACKEL, C. Instabilidade cromossômica induzida por agroquímicos em trabalhadores rurais na região de Passo Fundo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.18, n. 6, p.1675-1683, nov.-dez. 2002.

PALHARES, D.; GRISOLIA, C. K. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomycin C treatment. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v.25, n.3, p.281-284, 2002.

PAZ, V. P. *et al.* Otimização do uso da água em sistemas de irrigação por aspersão. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.404-408, 2002.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e Meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p.465-473, 2000.

PEREIRA, D.; SILVA, M. E. Qualidade das Águas da Microbacia do Arroio Capivara, Triunfo, RS, Brasil. **BIOCIÊNCIAS**, Porto Alegre, v.9, n.2, p.15-30, dez. 2001.

PEREIRA, J. C. *et al.* Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos traço em sedimentos superficiais. **Quím. Nova**, São Paulo, v.30, n.5, p.1249-1255, 2007.

PHILIPPI JR., A.; MARTINS, G. Águas de Abastecimento. In: PHILIPPI JR., A. (ed.) **Saneamento, Saúde e Ambiente**. São Paulo: Manole, 2005.

PORTO, L. C. *et al.* Estudos sobre a qualidade da água do Rio Uruguai em São Borja, Rio Grande do Sul: contaminação por agroquímicos? In: 10º Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2008. Bento Gonçalves, RS. **Resumos**. Bento Gonçalves: SETAC, 2008. 344p, p.77.

PRÓ RIO URUGUAI, 2009. Programa Pró-Rio Uruguai, Aquífero Guarani e Estuário do Rio do Prata. Disponível em <<http://www.proriouruguai.rs.gov.br/portal/index.htm>>. Acesso em: 28 jan. 2009.

QUINONES, O. *et al.* Perchlorate assessment of the Nakdong and Yeongsan watersheds, Republic of Korea. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.26, n.7, p.1349-1354, 2007.

RATHORE, H. S. & KHAN, A. A. Fungicide and Herbicide Residues in Water. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of Water Analysis**. Cap. 29, p.609-654, New York: Marcel Dekker, 2000.

RAYNAUD, C. Meio ambiente e desenvolvimento: construindo um novo campo do saber a partir da perspectiva interdisciplinar. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n.10, p.21-32, jul.-dez. 2004.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. S. Paulo: Escritores Editora, cap. 01, p.01-37, 2002.

RIBEIRO, L. R. Teste do micronúcleo em medula óssea de roedores *in vivo*. In: RIBEIRO, L. R.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K. **Mutagênese Ambiental**. Canoas: ULBRA, 2003, cap. 7, p.173-200.

RICE, P. J. *et al.* The influence of soil environmental variables on the degradation and volatility of methyl bromide in soil. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.15, n.10, p.1723-1729, 1996.

RIEGEL R.E. Radicais Livres. In: _____ Bioquímica. 3a ed. São Leopoldo:Unisinos, p.507-536, 2002.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PÁDUA, H. B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Públ.**, São Paulo, SP, v.19, p.401-410, 1985.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. Recursos Hídricos. In: _____ **Introdução à Química Ambiental**. Cap. 2, p.29-63, Porto Alegre, RS: Bookman, 2004.

RODELLA, A. A. Legislação sobre teores de contaminantes Em fertilizantes - estudo de um caso. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, MG, v.29, p.797-801, 2005.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amazônica**, Manaus, AM, v.37, n.1, p.111-118, 2007.

SANTOS, E. **Peixes de Água Doce (Vida e Costumes dos Peixes do Brasil)**. 4.ed. Belo Horizonte: Itatiaia, 1987.

SARDINHA, D. S. *et al.* Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Eng. sanit. ambient.**, v.13, n.3, p.329-338, jul.-set. 2008.

SARIC, M.; LUCCHINI, R. Manganese. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 32, p.645-674, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

SCHNEIDER, S. Os colonos da indústria calçadista: a expansão industrial e as transformações da agricultura familiar no Rio Grande do Sul. **Ensaio FEE**, Porto Alegre, RS, v.17, n.1, p.298-322, 1996.

SEN, A. K. **Desenvolvimento como Liberdade**. Trad. Laura Teixeira Motta. São Paulo, SP: Companhia das Letras, 2000.

SILVA, M. A.; MARION FILHO, P. J. CORONEL, D. A. Análise das desigualdades entre os COREDES no período de 1990 a 2003: origem e evolução. **Perspectiva Econômica**; v.3, n.1, p.62-81, São Leopoldo, RS, jan.-jun. 2007.

SILVA, N. Desenvolvimento Sustentável: uma abordagem baseada em sistemas dissipativos. **Ambiente & Sociedade**. Campinas, SP, v.XI, n.1, p.15-31, jan.-jun. 2008.

SILVA, N. *et al.* **Manual de métodos de análise microbiológica da água**. São Paulo, SP: Varela, 2005.

SIU, W. H. L. *et al.* Micronucleus induction in gill cells of green-lipped mussels (*Perna viridis*) exposed to mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons and chlorinated pesticides. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Houston, v.232, n.5, p.1317-1325, 2004.

SJÖGREN, B. *et al.* Aluminum. In: NORDBERG, G. F. *et al.* (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Cap. 17, p.339-352, 3.ed. San Diego, California: Elsevier, 2007.

SLACK-SMITH, R. J. **Fishing with traps and pots (FAO Training Series, n. 26)**, Roma, Itália: FAO, 62 p., 2001.

SPINDOLA, A. F. *et al.* Lista prévia da anurofauna da reserva biológica de São Donato (Rio Grando do Sul, Brasil). In: **Anais Congrega URCAMP 2008, 6ª Mostra de Iniciação Científica**, Bagé, 2008.

STEPENS, A. *et al.* A Parkinsonian Syndrome in Methcathinone Users and the Role of Manganese. **N Engl J Med**, Waltam, Massachusetts, v.358, n.10, p.1009-1017, mar. 2008.

TELLES, D. D. Água na Agricultura e Pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TEMPLETON, D. M. *et al.* Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). **Pure Appl. Chem.**, Research Triangle Park, NC, v.72, n.8, p.1453-1470, 2000.

TUCCI, C. E. M. Impactos da variabilidade climática e uso do solo sobre os recursos hídricos. In: **Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas**. Brasília: ANA, maio, 2002, p.1-150.

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Org.). **Inundações Urbanas na América do Sul**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003.

TUCCI, Carlos E. M. Água no Meio Urbano. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. S. Paulo: Escritores Editora, Cap. 14, p.473-506, 2002.

TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**. 2.ed. cap.9, p.305-337, São Paulo: Escrituras, 2002.

UCIZIK, A. S.; TRAPP, S. KUSK, K. O. Uptake, accumulation, phytotoxicity, and removal of 2,4-dichlorophenol in willow trees. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.26, n.6, p.1165-1171, 2007.

UE – UNIÃO EUROPEIA. Directiva 98/83/CE do Conselho. **Jornal Oficial das Comunidades Europeias**, Lisboa, Série L, v.330, n.32, 05 dez. 1998.

UMBUZEIRO, G. A.; ROUBICEK, D. A. Genotoxicidade Ambiental. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Edit.) **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. São Carlos, SP: RIMA, cap. 14, p.327-346, 2006.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Relative Water Stress Index. In: United Nations, Water's World Water Assessment Programme (WWAP). **World Water Development Report 2 – Water, A Shared Responsibility**. Paris: UNESCO, 2006. p.116.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization; WMO – World Meteorological Organization; IAEA – International Atomic Energy Agency. The State of the Resource. In: United Nations, Water's World Water Assessment Programme (WWAP). **World Water Development Report 2 – Water, A Shared Responsibility**. Paris: UNESCO, 2006. p.120-156.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Health Effects Test Guidelines: Mammalian Erythrocyte Micronucleus Test**. August, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/opptsfrs/publications/OPPTS_Harmonized/870_Health_Effects_Test_Guidelines/Series/870-5395.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2008.

VALLE, T. L. *et al.* Conteúdo cianogênico em progênies de mandioca originadas do cruzamento de variedades mansas e bravas. **Bragantia**, Campinas, SP, v.63, n.2, p.221-226, 2004.

VARGAS, M. O gerenciamento integrado dos recursos hídricos como problema sócio-ambiental. **Ambiente & Sociedade** - Ano II, n.5, p.109-134, 2º Semestre 1999.

VEIGA, M. M. *et al.* Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.22, n.11, p.2391-2399, nov. 2006.

VILLELA, I. V. *et al.* Bioensaios para o Monitoramento de Genotoxicidade Ambiental. In: SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J. A. P. (Org) **Genética Toxicológica**. Porto Alegre, RS: Alcance, p.147-163, 2003.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. dos. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, Campinas, SP, v.27, n.4, p.779-785, out.-dez. 2007.

WALKER, J. D.; ENACHEM, M.; DEARDEN, J. C. Quantitative cationic-activity relationships for predicting toxicity of metals. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.22, n.8, p.1916-1935, 2003.

WAN, L. *et al.* Distribution of dissolved metals in seawater of Jinzhou Bay, China. **Environ. Toxicol. Chem.**, Pensacola, FL, v.27, n.1, p.44-48, 2008.

WCED. Towards Sustainable Development. In: _____ **Our common Future**. Cap. 2. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WHO – World Health Organization; UNICEF – United Nations Children’s Fund. Protecting and Promoting Human Health. In: UNITED NATIONS, Water’s World Water Assessment Programme (WWAP). **World Water Development Report 2 – Water, A Shared Responsibility**. Paris: UNESCO, 2006, p.205-239.

WOLKE, R. L. **O que Einstein disse a seu cozinheiro: a Ciência na cozinha**. R. Janeiro: Zahar, 2003.

WWAP - Water’s World Water Assessment Programme. Water for Food, Agriculture and Rural Livelihoods. In: **World Water Development Report 2 – Water, A Shared Responsibility**. Paris: UNESCO, cap. 7, p.245-273, 2006. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001454/145405e/pdfWWAP>> Acesso em: 18 nov. 2006.

ZALACAIN, M.; SIERRASESÚMAGA, L.; PATIÑO, A. El ensayo de micronúcleos como medida de inestabilidad genética inducida por agentes genotóxicos. **An. Sist. Sanit. Navar**, v.28, n.2, p.227-236, maio-ago. 2005.

ZANIBONI FILHO, E. *et al.* **Catálogo Ilustrado de Peixes do Alto Rio Uruguai**. Florianópolis: Editora EFSC/Tractebel Energia, 2004.

ZENEBO, O. *et al.* (Coord.) AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA e INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Minerais e contaminantes inorgânicos. In: _____ **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**, Cap, 23, p.739-758, 4.ed., São Paulo: ANVISA-IAL, 2005.

APÊNDICE A – Resultados da análise química da água nas três datas e nos três pontos de coleta (mg L^{-1})

	Rio Butuí			Rio Icamaquã			Rio Uruguai		
	09/06/07	01/10/07	28/01/08	09/06/07	08/10/07	11/02/08	09/06/07	19/08/07	20/01/08
Alumínio	0,067	0,061	0,049	0,074	0,069	0,051	0,067	0,066	0,036
Amônia	0,375	0,610	0,290	0,400	0,735	0,090	0,300	0,230	0,190
Bromo		0,320	0,270		0,325	0,140		0,140	0,130
Chumbo			0,285			0,150			0,135
Cianeto	0,021	0,009	0,018	0,004	0,009	0,036	0,007	0,009	0,006
Cloreto	9,800	10,800	10,700	7,600	8,600	8,300	9,900	7,600	9,000
Cloro Livre	0,045	0,120	0,240	0,000	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000
Cloro Total	0,045	0,160	0,280	0,000	0,080	0,030	0,000	0,120	0,040
Cobre	0,285	0,375	0,325	0,275	0,390	0,085	0,190	0,230	0,115
Cromato	0,130	0,070	0,085	0,130	0,075	0,000	0,135	0,170	0,020
Fenóis	0,125	0,470	0,410	0,145	0,370	0,600	0,310	0,230	0,180
Ferro Solúvel	0,200	0,410	0,230	0,150	0,180	0,080	0,230	0,190	0,180
Ferro Total	0,645	0,775	0,635	0,390	0,280	0,170	0,300	0,305	0,210
Fluoreto	0,670	0,580	0,100	0,750	0,800	0,200	0,900	0,860	0,160
Fosfato	4,730		1,050	4,615	1,850	0,250	4,625		0,155
Glicol Etileno		0,860	0,700		0,790	0,410		0,400	0,800
Hidrazina	0,048	0,130	0,055	0,062	0,064	0,031	0,048	0,060	0,034
Manganês	0,500	1,850	1,100	0,650	1,200	0,800	0,800	1,000	0,650
Nitrato	0,120	0,120	0,140	0,190	0,190	0,100	0,770	0,450	0,270
Nitrito	0,063	0,074	0,077	0,054	0,076	0,051	0,067	0,079	0,068
Peróxido	0,140	0,350	0,190	0,120	0,190	0,080	0,100	0,160	0,090
Sílica	10,860	11,165	10,860	10,860	10,860	10,860	9,770	10,860	10,860
Sulfato	3,300	11,700	9,000	6,000	11,950	5,700	4,000	7,300	3,700
Sulfeto	1,185	0,050	0,030	1,180	0,035	0,010	1,180	1,165	0,020
Zinco	0,000	0,000	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Alcalinidade			35			40			15
Dureza			40			40			14