



**UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
E CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**POTENCIAL TÓXICO DA ÁGUA INTERSTICIAL DE LAGOAS COSTEIRAS E
ÁGUA SUBTERRÂNEA SOBRE *CAENORHABDITIS ELEGANS*, OSÓRIO - RIO
GRANDE DO SUL**

ELIAS ZIENTARSKI MICHALSKI

**CAXIAS DO SUL
2017**



UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
E CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ELIAS ZIENALSKI MICHALSKI

POTENCIAL TÓXICO DA ÁGUA INTERSTICIAL DE LAGOAS COSTEIRAS E
ÁGUA SUBTERRÂNEA SOBRE *CAENORHABDITIS ELEGANS*, OSÓRIO - RIO
GRANDE DO SUL

Dissertação apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul, como requisito para obtenção de grau de mestre em Engenharia e Ciências Ambientais, orientado pela professora Dr.^a. Rosane Maria Lanzer.

CAXIAS DO SUL
2017

M621p Michalski, Elias Zientarski

Potencial tóxico da água intersticial de lagoas costeiras e água subterrânea sobre *Caenorhabditis elegans*, Osório - Rio Grande do Sul / Elias Zientarski Michalski. – 2017.

94 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2017.

Orientação: Rosane Maria Lanzer.

1. lagoas costeiras. 2. água intersticial. 3. água subterrânea. 4. toxicologia. 5. *Caenorhabditis elegans*. I. Lanzer, Rosane Maria, orient. II. Título.

**POTENCIAL TÓXICO DA ÁGUA INTERSTICIAL DE LAGOAS COSTEIRAS E
ÁGUA SUBTERRÂNEA SOBRE CAENORHABDITIS ELEGANS, OSÓRIO - RIO
GRANDE DO SUL**

ELIAS ZIENTARSKI MICHALSKI

Dissertação apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul, como requisito para obtenção de grau de mestre em Engenharia e Ciências Ambientais, orientado pela professora Dr^a. Rosane Maria Lanzer.

Caxias do Sul, 18 de dezembro de 2017.

Banca Examinadora:

Dra. Rosane Maria Lanzer

Orientadora

Universidade de Caxias do Sul (UCS)

Dr. Matheus Parmegiani Jahn

Universidade de Caxias do Sul (UCS)

Dr. Jomar Pereira Laurino

Universidade de Caxias do Sul (UCS)

Dr. Eduardo Alexis Lobo Alcayaga

Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC)

AGRADECIMENTOS

O resultado deste trabalho não é apenas um esforço individual, mas é a soma de esforços de muitas pessoas, que ao longo destes anos se dispuseram a colaborar com a concretização desta dissertação. Assim, gostaria de fazer alguns agradecimentos.

A minha orientadora, professora Dra. Rosane Lanzer, pela orientação segura e serena, pelo acolhimento fraterno que possibilitou meu desenvolvimento intelectual e humano. Agradeço também pela oportunidade que me deu para integrar o grupo de estudos em toxicologia e pela a confiança em mim depositada desde aceitação como orientadora até o dia de hoje. Por sua sabedoria, essencial para que eu chegasse ao fim deste trabalho com um enorme sentimento de satisfação.

Ao professor Dr. Alois Eduard Schäfer, coordenador do Projeto Lagoas Costeiras, com quem tive o privilégio de trabalhar, agradeço todo o auxílio e apoio, manifestados ao longo destes anos.

Ao professor Dr. Pedro Antônio Roehe Reginato, pela amizade e a total disponibilidade que sempre revelou para comigo.

Agradeço os professores e professoras do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da UCS, pelas contribuições em minha formação acadêmica, à Coordenação do Programa, dirigida pelo prof. Dr. Lademir Luiz Beal e a equipe de trabalho do Programa, por propiciarem e contribuírem na construção desta dissertação.

A Universidade de Caxias do Sul por todo o suporte material que possibilitou para o andamento deste trabalho, e a Petrobras pelo fomento à pesquisa, através do apoio financeiro a esse projeto.

Aos professores Dr. Matheus Parmegiani Jahn e Jomar Pereira Laurino, que participaram do processo de qualificação e da banca de defesa da dissertação, bem como ao prof. Dr. Eduardo Alexis Lobo Alcayaga também integrante desta banca.

Aos colegas de mestrado, Andriago Ulian Agostini, Cassiano Alves Marchett, Paulo Henrique Boff e Sabrina Maurer Schúh, obrigado pelo companheirismo, força e apoio.

Aos meus colegas de laboratório e do Projeto Lagoas Costeiras 3, pelo convívio, discussões e apoio, em especial a Paula Mulazzani Candiago, Aline Correia Mazzoni, Fernanda Regina Albé, Mateus Gatelli, Milena Gedoz, Bruna Malmann da Silva, Lucas Stela, Karmine Pasinato, Angélica Carla Onzi e Eloise Vieira Lima, muito obrigado.

À minha família sempre presente em todos os momentos e aos meus pais Jurandir Humberto e Maria Izabel, minhas bases, por terem me proporcionado educação e amor, aos irmãos Ângela e Daniel, obrigado pelo carinho.

Agradeço profundamente a Henrique Castilhos Ruschel, pela companhia, incentivo e apoio. Muito obrigado.

E todos, que de alguma forma contribuíram para o resultado desta pesquisa e, acima de tudo, agradeço a Deus que em todos os dias da minha vida me deu forças para persistir.

Resumo

As lagoas costeiras fornecem diversos serviços ambientais à comunidade local e aos visitantes no período de verão. As 23 lagoas, localizadas no município de Osório, são utilizadas para atividades de lazer, pesca, irrigação e ao abastecimento público, além de sofrerem distintos impactos antrópicos. Nos corpos receptores de despejos ou influenciados por deposição de resíduos sólidos, a água torna-se uma mistura complexa, e ao longo do tempo, substâncias estranhas ao ecossistema tendem a acumular-se às partículas do sedimento. As águas subterrâneas vêm assumindo uma importância cada vez mais significativa no abastecimento da população visto que o aumento da poluição vem restringindo o uso da água superficial. Na região de Osório, a qualidade dessas águas é pouca conhecida. Este estudo objetivou fornecer um diagnóstico da presença de toxicidade nestas lagoas a partir da avaliação da água intersticial de lagoas e da água subterrânea. A concentração dos dezesseis metais (Al, Ba, Cd, Ca, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn, Hg, Ni, K, Ag e Zn) na água intersticial e subterrânea foi determinada a partir do Standard Methods 21, EPA 245-1, EPA 3050/ICP-OES e EPA 7471. Para avaliar o potencial tóxico das lagoas e água subterrânea, o bioindicador *Caenorhabditis elegans*, foi exposto a sete amostras de água intersticial, e a amostras de 30 poços. As coletas ocorreram entre maio de 2015 e janeiro de 2016, contemplando as quatro estações. A taxa de toxicidade foi determinada pelos *endpoints* crescimento e reprodução (ISO 10782/2010). Os dados foram analisados usando o software IBM Statistics SPSS 22. O ensaio de toxicidade crônica sugere que as amostras de água intersticial não inibem o crescimento de *C. elegans*, mas afetam sua reprodução. Estes efeitos podem estar relacionados à presença de metais, o que já foi constatado em outras lagoas ao longo da região costeira. No entanto, compostos não identificados, também podem provocar efeitos deletérios ao organismo. O efeito de hormese, observado sobre o crescimento, em todas as lagoas, pode estar relacionado a alterações metabólicas decorrentes da exposição a águas contaminadas por ação antrópica. Os resultados demonstram que alguns poços estudados são impróprios para consumo humano, devido à presença de toxicidade crônica e a presença de metais (Fe, Mn e Al) acima do estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde. Evidenciando uma situação crítica da água subterrânea e o risco à sustentabilidade desse recurso hídrico. *C. elegans* se mostrou eficiente na detecção da toxicidade para a água intersticial e água subterrânea, tendo a vantagem de ser um modelo prático e de fácil interpretação, além, de fornecer resposta rápida para avaliação da toxicidade crônica. Esta

constatação evidencia a necessidade do monitoramento da toxicidade das lagoas e a água de poços, alertando a população sobre contaminantes que podem estar biodisponíveis na água e trazem risco à saúde humana.

Palavras-chave: lagoas costeiras, Osório, água intersticial, água subterrânea, toxicologia, *Caenorhabditis elegans*.

Abstract

Coastal lakes provide several environmental services both to local communities and tourists, especially during summer. Osório city's 23 lakes are used for leisure activities, fishery, crops irrigation, and public supply. As a result, they are subject to different anthropic impacts. In water bodies receiving wastewater, a complex mixture of pollutants tends to get accumulated in the bottom sediment over time. More and more, groundwater is becoming a relevant source for population supply, since increasing pollution amounts restrict surface water use. In Osório region, little is known about groundwater quality. Hence, this study aimed to provide a diagnosis about coastal lakes toxicity based on analysis of the lakes' sediment pore water and groundwater. Concentrations of sixteen metals (Al, Ba, Cd, Ca, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn, Hg, Ni, K, Ag and Zn) in pore water and groundwater were determined using procedures described in Standard Methods 21, EPA 245-1, EPA 3050/ICP-OES and EPA 7471. Lakes and groundwater toxic potential were evaluated by exposing the bioindicator *Caenorhabditis elegans* to seven sediment pore water samples and 30 well water samples. Sampling took place between May 2015 and January 2016, encompassing four seasons. Toxicity rates were estimated by growth and reproduction endpoints (ISO 10782/2010). Data were analyzed using IBM Statistics SPSS 22 software. The chronic toxicity assay results suggest that pore water samples do not inhibit *C. elegans* growth, but affect its reproduction. These deleterious effects could either be related to the presence of metals, a fact already reported for other coastal freshwater lakes, or to unidentified compounds. Hormetic effects on *C. elegans* growth, observed in all lake samples, may be caused by metabolic changes stemming from exposure to contaminated water. The results show that water from some of the studied wells is unfit for human consumption due its chronic toxicity to *C. elegans* and metals (Fe, Mn and Al) exceeding the thresholds established by Brazil's Ministry Health Ordinance (n.2914/11) putting in evidence the groundwater critical situation and threatening this resource sustainability. *C. elegans* proved its efficiency in detecting pore water and groundwater toxicity, offering a practical, rapid, and easy-to-interpret response for chronic toxicity evaluation. The study's findings highlight the need for lakes and well water toxicity monitoring, as well as warning the public about possible bioavailable contaminants that may pose a risk to human health.

Keywords: coastal lakes, Osório, pore water, groundwater, toxicology, *Caenorhabditis elegans*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do município de Osório/Rio Grande do Sul	27
Figura 2 – Pontos de amostragem nas lagoas de Osório	29
Figura 3 – Formulário para cadastramento de poços	31
Figura 4 - Distribuição dos 15 poços selecionados no município de Osório	33
Figura 5 – Organismo teste, <i>Caenorhabditis elegans</i>	34
Figura 6 - Esquema do ensaio de toxicidade crônica com <i>Caenorhabditis elegans</i>	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Localização dos pontos amostrados nas seis lagoas	28
Tabela 2 - Relação dos nutrientes e normas	32
Tabela 3 - Parâmetros ISO 10872:2010	37
Tabela 4 - Classes de toxicidade e níveis de sensibilidade de <i>C. elegans</i>	38

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 LAGOAS COSTEIRAS	16
3.1.1 SEDIMENTO	18
3.2 RECURSO HÍDRICO SUBTERRÂNEO	19
3.3 ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ZONA COSTEIRA.....	21
3.4 ENSAIOS DE TOXICIDADE.....	22
3.5 <i>CAENORHABDITIS ELEGANS</i>	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	27
4.2 COLETA DE SEDIMENTO E OBTENÇÃO DA ÁGUA INTERSTICIAL.....	28
4.3 COLETA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	30
4.4 ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	32
4.5 ENSAIO DE TOXICIDADE CRÔNICA	34
4.5.1 CULTIVO DO ORGANISMO TESTE - <i>CAENORHABDITIS ELEGANS</i>	34
4.5.2 PROCEDIMENTOS DO ENSAIO	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1 ARTIGO 1.....	39
5.2 TOXICIDADE EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO NATURAL.....	61
5.3 TOXICIDADE EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO ARTIFICIAL.....	68
5.4 TOXICIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	73
6. REFERÊNCIAS.....	78
7. ANEXOS	93
7.1 COMPROVANTE DE SUBMISSÃO DO ARTIGO 1	93
7.2 COMPROVANTE DA PUBLICAÇÃO DOS CAPÍTULOS	94

1. INTRODUÇÃO

A água é fonte de vida na terra, é o elemento central no desenvolvimento das civilizações, da vida humana e da sustentação da biodiversidade. O aproveitamento da água pelo ser humano ocorre para o lazer, produção de alimentos, fornecimento de energia para as cidades, entre outros. Para o bom emprego da água é determinante que haja qualidade, desde, a beleza de um curso natural a atividades econômicas, é vital que a água seja livre de contaminantes (BRASIL, 2018).

A vulnerabilidade dos ambientes aquáticos (PARTRIDGE et al., 2012), e as atividades humanas, podem alterar as características da água (físicas, químicas e biológicas) e por fim afetar a qualidade (teor dos nutrientes, sedimento, temperatura, pH, metais pesados, toxinas não metálicas, componentes orgânicos persistentes e agrotóxicos) (CARR; NEARY, 2008).

O Brasil é um país rico em recursos hídricos. O abastecimento para a população é realizado pela captação de fontes superficiais, como rios, lagoas e reservatórios artificiais, e pela captação da água subterrânea (BRASIL, 2013).

O Litoral Norte do estado do Rio Grande do Sul é uma região rica sob o ponto de vista ambiental, constituída por um cordão de lagoas litorâneas, banhados, barreiras de dunas e contrafortes da Serra Geral (FEPAM, 2000). No entanto, nos últimos anos transformações relevantes na sua dinâmica socioespacial, determinadas principalmente, pelas emancipações, urbanização e turismo sazonal (MOURA et al., 2015).

Localizado nesta região o município de Osório conta com um conjunto de 23 lagoas, integrantes de um sistema único no mundo. As lagoas são utilizadas para o lazer, pesca e para o abastecimento da população (MOURA et al., 2015). O fornecimento de água para a população ocorre principalmente por meio da captação de água superficial (66%), e subterrânea (34%) (BRASIL, 2016).

As águas subterrâneas, assim como as águas superficiais, apresentam limitações em termos de disponibilidade, pois podem apresentar problemas de qualidade de origem natural, bem como, estão vulneráveis a contaminação, devido à infiltração progressiva de poluentes decorrentes de ações antrópicas (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2010; MICHALSKI et al., 2016). Apesar da vasta disponibilidade de água superficial, a água subterrânea vem assumindo uma importância cada vez mais relevante como fonte de abastecimento. Isso em

função de fatores que limitam o uso de águas superficiais, como o aumento dos custos de captação, adução e tratamento e a facilidade de contaminação (CUNHA et al., 2013).

A presença de contaminantes despejados e conseqüentemente acumulados nos corpos d'água formam misturas complexas (DOUGHERTY; SWARZENSKI; DINICOLA, 2010), influenciadas pelas características naturais que podem ser transportadas, transformadas e/ou bioacumuladas (WYNN; LIEHR, 2001).

Em ambientes lênticos, esta situação pode ser agravada pelo constante depósito de matéria particulada dissolvida no efluente (VOLPI et al., 2003). As substâncias químicas lançadas junto aos corpos d'água ligam-se às partículas do sedimento e ficam acumuladas no fundo por longos períodos (FACCA; SFRISO; SOCAL, 2002).

A avaliação das substâncias pode ocorrer através de ensaios de toxicidade, considerados como uma análise indispensável no controle da poluição de recursos hídricos, isso porque, fundamentam-se na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados por eventuais alterações que ocorrem no ecossistema (ZAGATTO E BERTOLETTI, 2014).

Ensaio de toxicidade aguda ou crônica (JÄNSCH; AMORIM; RÖMBKE, 2005) são procedimentos no qual as respostas dos organismos teste são empregadas para detectar e avaliar os efeitos adversos ou não, de uma ou mais substâncias sobre os sistemas biológicos, visando assim detectar seus efeitos letais e/ou subletais (HACON, 2003).

Considerando a importância da utilização de bioindicadores para avaliar os efeitos de substâncias tóxicas, o Nemata, *Caenorhabditis elegans* Maupas, de vida livre é um modelo amplamente utilizado em muitos campos da ciência não parasitário (SHEN et al., 2009). Números estudos toxicológicos mostram que *C. elegans* é um organismo confiável para ser utilizado como um bioindicador. Protocolos para a avaliação em amostras aquosas e de sedimentos são utilizados há mais de uma década. Além disso, o organismo apresenta um importante papel na ciclagem de nutrientes (HÄGERBÄUMER; HÖSS; HEININGER; TRAUNSPURGES; 2015), sendo um grupo abundante entre os metazoários.

Neste contexto, este trabalho visa contribuir com a verificação da toxicidade a qual, junto ao monitoramento da qualidade física e química da água pode contribuir com a avaliação do risco à saúde da população. Os resultados deste trabalho podem fornecer, ainda, relevantes subsídios para o estabelecimento de medidas a serem tomadas para garantir a integridade dos recursos hídricos costeiros.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O estudo teve por objetivo identificar o potencial tóxico da água intersticial de lagoas costeiras e água subterrânea sobre *C. elegans*, sugerindo o organismo como modelo para o controle da toxicidade destes ambientes.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar os efeitos da água intersticial e da água subterrânea sobre o crescimento e a reprodução de *Caenorhabditis elegans*;
- Relacionar as respostas de *C. elegans* às medidas físicas, químicas e microbiológicas;
- Determinar a qualidade física, química, microbiológica e toxicidade da água intersticial e da água subterrânea.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LAGOAS COSTEIRAS

As águas superficiais e subterrâneas possuem uma função essencial para o meio ambiente e para a vida humana e sem água a vida não pode existir. A utilização da água pode ser diversa, sendo necessária para o abastecimento, a geração de energia, a irrigação, a navegação, a recreação, a aquicultura e também para a harmonia paisagística (BRASIL, 2007).

A Zona Costeira do Rio Grande do Sul caracteriza-se por apresentar uma planície sedimentar, de origem Cenozóica, com um conjunto de feições geomorfológicas em que se destacam as barreiras de dunas os banhados, o cordão de lagoas e a escarpa do planalto, constituindo uma paisagem única no mundo (SCHÄFER et al., 2009). A Planície Costeira é uma das quatro províncias geomorfológicas do Estado, sendo uma região de terras baixas que se estende por cerca de 620 km, desde a desembocadura do Rio Mampituba até a foz do Arroio Chuí (MACHADO; FREITAS, 2005). A formação desta área está associada a quatro episódios transgressivos e regressivos do mar nos últimos 400 mil anos. Os processos de variações do nível do mar foram responsáveis por erosões que formaram depressões e deposições de sedimentos variados (areno-siltico-argilosos e matéria orgânica) (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984). Após um longo período, a água foi se acumulando nas depressões, formando as lagoas e pântanos (TOMAZELLI; VILLWOCK, 1991). A profundidade máxima nas lagoas mais rasas encontra-se em torno de 2 m, enquanto lagoas mais profundas podem ter até 12 m de profundidade (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984; SCHÄFER et al., 2014).

As lagoas de Osório tiveram sua formação no quarto episódio geológico (TOMAZELLI et al., 2007), onde o nível do mar subiu, aproximadamente, 5 m acima do atual. O cinturão de lagoas, as barreiras de dunas, os banhados e os contrafortes de Serra Geral atribuem à região de Osório um cenário distinto do continente latino-americano (MOURA et al., 2015).

A expansão urbana verificada no Litoral Norte acarreta problemas ambientais como poluição, eutrofização e alteração no balanço entre erosão e sedimentação, resultando em alterações significativas em muitos ecossistemas (MOURA et al., 2015). A contaminação de sistemas lagunares por esgoto urbano não é uma atividade exclusiva de grandes cidades, muito pelo contrário, a prática de despejo ocorre também em cidades menores, porque os

processos de tratamento de águas residuais são desconhecidos ou ignorados, assim como suas consequências (BRASIL, 2016).

O esgoto é geralmente uma mistura complexa e inclui metais, óleos, graxas, inseticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, hormônios, patógenos virais e parasitas e estas substâncias dissolvidas no corpo receptor exigem alta demanda de oxigênio (QURESHI; QURESHI, 1990). O esgoto urbano não tratado forma uma vasta gama de compostos que pertencem a diferentes classes químicas, como produtos farmacêuticos, produtos de cuidado pessoal e plastificantes (MURRAY; THOMAS; BODOUR, 2010). Estas substâncias têm sido detectadas em efluentes e águas superficiais em concentrações alarmantes (GROVER et al., 2011) e muitos destes compostos têm sido associados a uma variedade de efeitos adversos em seres humanos e animais selvagens (TYLER et al., 1998).

A ocorrência de organoclorados e clorobenzenos em ambientes aquáticos têm sido evidenciada em alto grau de persistência, bioacumulação através do elevado potencial de efeito tóxico ao meio ambiente (LEBEUF; NUNES, 2005; DOMINGO; BOCIO, 2007; EL-SHAHAWI et al., 2010). Muitas destas substâncias químicas estão associadas a produtos de uso doméstico e entram no ambiente aquático por meio da descarga de água residual, interferindo na desregulação endócrina (WITORSCH; THOMAS, 2010).

Outra consequência da entrada de esgoto urbano é a eutrofização das águas, ou seja, o enriquecimento por nutrientes (TOLEDO, 1983). O aporte de nutrientes ocorre, principalmente, pelo excesso de adubação em lavouras (GATERELL et al., 2000) e esgoto urbano não tratado, aumentando a disponibilidade de fósforo e nitrogênio. Outro fator relacionado à eutrofização é a presença de amônia que, quando encontrada em excesso, é tóxica para peixes e outros animais aquáticos podendo causar alterações na estrutura da comunidade microbiana e alterar o ciclo do nitrogênio (GATERELL et al., 2000).

Além dos problemas já relacionados, o crescimento populacional, a urbanização e a modernização levaram à liberação de muitos poluentes orgânicos no meio ambiente, como os compostos responsáveis pela desregulação endócrina que se tornaram um problema na poluição da água por causa de seus potenciais riscos para a saúde humana (LEE et al., 2010; SIM et al., 2010).

No processo natural da ciclagem de nutrientes no meio aquático, muitos dos organismos utilizam estas substâncias para sua sobrevivência (CARPENTER, 2005). Porém, a biodisponibilidade dos nutrientes do sedimento é outro agravante que pode afetar drasticamente a qualidade da água e acelerar a eutrofização (JIN et al., 2005).

O sedimento desempenha um papel fundamental no estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, servindo de habitat para diversas comunidades e local de transformações bioquímicas importantes (BURTON et al., 2001).

Entre as substâncias que se ligam ao sedimento de uma lagoa estão os nutrientes que passam a ser adsorvidos de forma a acumular-se no fundo (SCHENAU; SLOMO; DE LANGE, 2000 e JIN et al., 2005).

3.1.1 SEDIMENTO

O sedimento é composto por uma mistura de argila, areia, sais minerais e matéria orgânica (FEILER et al., 2013), depositados no leito de lagoas, rios e reservatórios por meio do carreamento provocado por enxurradas. Este compartimento ambiental tem a capacidade de acumular compostos e é um dos mais importantes na avaliação do nível de contaminação dos ecossistemas aquáticos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; FAUPEL; RISTAU; TRAUNSPURGER, 2011).

Grande quantidade das substâncias perigosas, liberados em rios e lagos, é resultado do rápido crescimento populacional e da atividade agrícola e industrial (ISLAM et al., 2014). Áreas urbanas também têm sido associadas a problemas de qualidade da água, devido à prática da descarga de resíduos domésticos e industriais o que, conseqüentemente, leva ao aumento do nível de metais na água de rios (KHADSE et al., 2008; VENUGOPAL et al., 2009). Vários estudos em diferentes locais, estão sendo conduzidos com o intuito de determinar o estado de contaminação do sedimento por metais e do risco ecológico (VENUGOPAL et al., 2013), a toxicidade (KABIR et al., 2011) e normatização para determinar diferentes elementos no sedimento (GAO et al., 2013). As substâncias tóxicas presentes no sedimento de ambientes lagunares entram facilmente em suspensão pelo processo de circulação da coluna d'água, operação de dragagem, pesca e o deslocamento de barcos (GIESY; HOKE, 1989; CHAPMAN et al., 2002a).

A contaminação do meio aquático pelos metais tem atraído à atenção mundial, devido à toxicidade, abundância e persistência destes poluentes no sedimento e na água (SRIVASTAVA et al., 2015; YUAN et al., 2011). A presença de metais no meio aquático depende também da hidrodinâmica e das condições ambientais, onde os metais pesados, por exemplo, tendem a acumularem-se no sedimento e podem afetar os organismos bentônicos, interferindo na cadeia alimentar e ameaçando a saúde humana (LOURINO-CABALA et al., 2011). Esses elementos podem ser bioacumulados nos organismos e biomagnificados nas

cadeias tróficas, persistindo no ambiente e provocando distúrbios nos processos metabólicos dos seres vivos (TAVARES; CARVALHO, 1992; TUIKA et al., 2011).

Ao longo do tempo grande parte das substâncias depositadas nos corpos receptores podem ser rapidamente absorvidas pelo sistema ou disponibilizados para a biota, causando riscos a organismos aquáticos e terrestres (DAVOREN et al., 2005). Os compostos tóxicos interferem em todos os níveis de organização biológica, desde o mais simples (molecular) até mais complexo, o que pode afetar o ecossistema como um todo, alterando diretamente na sua estrutura e função (GUNKEL, 1994).

Os sedimentos encontrados em lagos e rios são contaminados por produtos químicos e orgânicos que são despejados de forma irregular no corpo hídrico e tendem a ligar-se às partículas do sedimento (POWER et al., 1992), persistindo por longos períodos de tempo, até o momento em que são biodisponibilizados (ZOPPINI et al., 2014; GORGA et al., 2014).

A água dos poros que preenche os espaços entre os grãos do sedimento tem demonstrado à capacidade de armazenar e liberar os contaminantes dissolvidos para a coluna de água através da interface sedimento-água (LEI et al, 2016). A fração de poluentes presentes nos poros da água são considerados biologicamente mais disponíveis do que a fração de sedimento no meio aquático (HARMSSEN, 2007). Esta questão é proeminente para lagos que sofrem fortes interferências hidráulica devido à ação dos ventos, e pela influência físico-químicas (ZHU; QIN; GAO, 2015).

3.2 RECURSO HÍDRICO SUBTERRÂNEO

A água subterrânea sempre foi considerada pela humanidade como uma reserva de água de boa qualidade. Isso porque, esta água, de maneira geral, apresenta qualidade adequada e tarda em sofrer com as variações do tempo (AKINMOSIN; OSINOWO; OLADUNJOYE, 2009). A água subterrânea em muitos casos não necessita de um tratamento sofisticado para consumo humano, em razão que está mais protegida dos microrganismos patogênicos e de alguns constituintes químicos (FAO, 2016).

É estimado que um terço da população do mundo seja dependente de água subterrânea. Em muitas regiões a água subterrânea é a única fonte de água potável, especialmente, em locais onde os recursos superficiais são insuficientes ou de má qualidade (FAO, 2016).

Com a escassez de água, sua importância é crescente, pois funciona como reservatório do qual se pode captar água para o abastecimento de indústrias, consumo humano e para a agricultura (CEC, 2006).

A importância deste recurso é evidente em países da Europa, como a Áustria e a Dinamarca, onde a água subterrânea é utilizada quase que exclusivamente como fonte de água potável (99% e 98%, respectivamente). Na Suíça, Portugal, Itália e Alemanha, a água subterrânea corresponde a 70% do consumo humano (EUROSTAT, 2005). Segundo *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos da América, o uso da água subterrânea para fins domésticos corresponde a 28%, no entanto, em algumas cidades a dependência é maior, como por exemplo, no Havaí, que utiliza água subterrânea para 95% de suas necessidades (USEPA, 2004). A água subterrânea também é a principal fonte de abastecimento em muitas cidades da América Latina, como por exemplo, a Cidade do México, Lima, Buenos Aires e Santiago do Chile, que estão entre as maiores cidades do mundo, segundo a *World Health Organization* -WHO (2006). O mesmo ocorre na Índia, China, Bangladesh, Tailândia, Indonésia e Vietnã, onde mais de 50% das fontes potáveis são provenientes das águas subterrâneas (SCHMOLL et al., 2006).

No Brasil, segundo os dados da Agência Nacional das Águas (ANA,2018), as águas subterrâneas vêm sendo empregadas de forma crescente, principalmente nas áreas de influência dos grandes centros urbanos, através da construção de poços. Apesar do país possuir uma vasta reserva hídrica subterrânea, apenas 16% são utilizadas anualmente para satisfazendo as necessidades do setor da agricultura, doméstico e industrial, sendo a agricultura o setor de maior consumo (71%), no entanto a distribuição é desigual (FAO, 2011).

A captação de água para atender as diferentes necessidades, seja para o uso doméstico ou para usos industriais, difere em função da região do Brasil. Nas regiões rurais, onde a densidade populacional é pequena, toda a captação pode ocorrer através de perfuração de poços ou armazenamento da água da chuva em cisternas. Nas regiões urbanas a população é maior, sendo necessário recorrer a outras fontes de captação como: lagos, rios, represas, etc. A utilização dessas águas em grandes quantidades propicia a contaminação e poluição dos mananciais locais, através do lançamento dos dejetos, tornando-a inadequada ao consumo humano. Assim o sistema de abastecimento de água torna-se importante e deve ser encarado sob o aspecto sanitário e econômico, pois visa qualidade e quantidade, estando relacionado às características do manancial Ministério da Saúde- MS (2006).

No Litoral Norte do estado, os recursos hídricos subterrâneos são usados, principalmente, para o abastecimento, tanto da população rural quanto da urbana, para irrigação e à dessedentação de animais. No Rio Grande do Sul, 55% dos sistemas de

abastecimento são atendidos parcialmente ou totalmente por água subterrânea (SOUZA, 2009), especialmente, comunidades da zona rural dos municípios.

3.3 ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ZONA COSTEIRA

A qualidade das águas subterrâneas do litoral gaúcho é afetada por processos naturais e antrópicos. As águas subterrâneas, assim como as águas superficiais, apresentam limitações em termos da vazão volumétrica de cada poço e são vulneráveis à contaminação pelos processos de infiltração progressiva de contaminantes, decorrentes da aplicação de agrotóxicos e pela construção irregular de poços (AHLERT; REGINATO, 2011).

A agricultura, um dos principais componentes da economia mundial, contribui de forma cada vez mais acentuada para a degradação da qualidade da água por meio do lançamento, mesmo que indireto, de poluentes na água, como agrotóxicos, fertilizantes, adubo animal e outras fontes de matéria orgânica e inorgânica (MARQUES et al., 2007). Muitos destes poluentes atingem as fontes de água superficial e subterrânea, durante o processo de escoamento e percolação, chamadas de fontes não-pontuais de poluição.

Os agroquímicos, devido às suas propriedades, foram e são largamente utilizados e o seu uso tem contribuído muito para o aumento do rendimento agrícola e a maior abundância de alimentos. Contudo, pouca atenção foi dada por ocasião do seu aparecimento, principalmente quanto ao aspecto toxicológico, e às implicações do seu uso (MARQUES ET AL., 2007). As principais vias de contaminação ambiental por agrotóxicos são a aplicação direta na água; lixiviação do solo de áreas contaminadas; contaminação de águas subterrâneas por percolação do solo; liberação de efluentes industriais; usos domésticos e despejos de materiais de descarte (HAYES; LAWS (1997). Outro aspecto importante diz respeito ao uso não controlado de fertilizantes e insumos químicos na agricultura que, por meio da irrigação e da precipitação, inevitavelmente, se infiltram no solo, podendo atingir os aquíferos (AHLERT; REGINATO, 2011).

Com o aumento da produção e dispersão de poluentes eleva-se também o risco de contaminação de sistemas de águas subterrâneas (NAZ et al., 2016). Como o solo e as águas subterrâneas fazem parte de um mesmo contexto, o que ocorrer com o solo repercutirá nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade (MÖSSLACHER, 2000).

Outro aspecto relevante na região Costeira do Rio Grande do Sul é a construção de poços fora dos padrões. A perfuração de poços de forma irregular, como já referido, pode

resultar na alteração da qualidade da água e ainda na contaminação do aquífero (AHLERT; REGINATO, 2011).

No Brasil, as obras de construção de poços são normatizadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (2006), sendo que para a realização de projeto de poço tubular é utilizada a NBR n° 12212 e para sua construção a NBR n° 12244.

As características químicas das águas subterrâneas dependem, inicialmente, da composição das águas de recarga e, em seguida, de sua evolução química, influenciada diretamente pela litologia a qual atravessa (CETESB, (2001). Desta forma, a migração dos poluentes, através do solo para as águas superficiais e subterrâneas, constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos.

As reservas de águas subterrâneas brasileiras já se encontram comprometidas e esta contaminação subsuperficial é difícil de ser detectada (FINOTTI et al., 2001). A avaliação do potencial de risco ambiental de águas subterrâneas contaminadas não pode ser realizada através de métodos químicos isolados (FINOTTI et al., 2001). Os efeitos causados por diversos compostos químicos têm sido verificados por meio de ensaios de toxicidade, que são amplamente utilizados e documentados para avaliação de águas superficiais e do potencial tóxico de lançamento agrícola.

A degradação dos recursos hídricos e as perspectivas de escassez trazem à tona a necessidade de uma interpretação eficaz da qualidade das águas, o que torna necessário avaliar e monitorar, de forma objetiva e adequada, a qualidade das águas com o uso de parâmetros para diferentes áreas e diversos fins.

3.4 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Testes de toxicidade podem ser definidos como procedimentos nos quais as respostas dos organismos-teste são utilizadas para detectar ou avaliar os efeitos adversos ou não de uma ou mais substâncias sobre os sistemas biológicos. Estes testes constituem-se, basicamente, na exposição de organismos a diferentes condições, visando detectar efeitos letais e/ou subletais (LAITANO; MATIAS, 2006). Estes testes podem ser considerados agudos ou crônicos, dependendo de sua duração e do tipo de efeito observado (CHAPMAN et al., 2002b).

Os ensaios toxicológicos possibilitam detectar a toxicidade como um todo, avaliando os efeitos combinados dos diferentes constituintes da amostra, enquanto a análise química permite quantificar as substâncias isoladas presentes na amostra. A análise toxicológica mede os efeitos de diferentes concentrações de uma amostra sobre indivíduos de uma determinada

espécie. Os ensaios de ecotoxicidade utilizando organismos de águas continentais, estuarinas e marinhas, em condições laboratoriais ou de campo, têm sido utilizados, nas últimas décadas, para identificar os efeitos de agentes tóxicos e substâncias químicas sobre a biota aquática (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014). Esses testes possibilitam estabelecer limites permissíveis para várias substâncias químicas e, ainda, avaliar o impacto de misturas de poluentes sobre os organismos aquáticos dos corpos receptores.

A utilização de ensaio de toxicidade fundamenta-se na exposição dos organismos-teste, representativos do ambiente aquático, a várias concentrações de uma ou mais substâncias, ou fatores ambientais, durante um determinado período de tempo (HARTMANN, 2004). As espécies que melhor se adaptam a ensaios de toxicidade são algas, microcrustáceos, nematódeos e peixes por serem sensíveis a variação de padrões ambientais e representarem diferentes níveis tróficos (DEZOTTI, 2008).

Dessa forma, ensaios de toxicidade são procedimentos nos quais as respostas de organismos vivos são utilizadas para avaliar a capacidade de substâncias químicas (isoladas ou em combinação) e amostras ambientais causarem efeitos deletérios nos organismos expostos (FERRAZ et al., 2017). Para o controle ambiental, os ensaios de toxicidade possuem uma série de vantagens, como baixo custo, obtenção de respostas rápidas, simplicidade da maior parte dos métodos, fácil interpretação dos resultados e evidências diretas das consequências da contaminação (CESAR et al., 2002).

Os ensaios de toxicidade fornecem os parâmetros para emissão de poluentes no ambiente. Porém, esses ensaios possuem algumas limitações, pois não indicam qual o composto responsável pelo efeito tóxico e a extrapolação dos resultados ao meio ambiente deve ser feita com muita cautela, visto que as condições de realização dos testes em laboratório são diferentes dos complexos processos que ocorrem na natureza (KNIE; LOPES, 2004).

Ensaio de toxicidade crônica são procedimentos que permitem avaliar os efeitos subletais que efluentes, amostras ambientais e substâncias químicas provocam nos organismos expostos. Conforme a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) 129:2006, ensaios de toxicidade crônica são observações de efeito sobre uma ou mais funções biológicas do organismo-teste, como sobrevivência, crescimento, reprodução ou comportamento, em um período de exposição que pode abranger todo seu ciclo de vida ou as fases iniciais de seu desenvolvimento. Estes ensaios são utilizados para verificar a toxicidade

de uma substância específica ou do efeito sinérgico de diversos poluentes identificados ou não na amostra, relacionando-se ao impacto sobre a biota do corpo receptor (DEZOTTI, 2008).

Os resultados dos ensaios de toxicidade são empregados para estimar a concentração segura, ou seja, que não causa danos ao ecossistema. Os ensaios crônicos, por sua vez, levam ao estabelecimento de limites máximos para a presença do determinado poluente (DEZOTTI, 2008). A toxicidade crônica é interpretada pela resposta a um estímulo contínuo, geralmente por períodos que podem abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo teste (RUBINGER, 2009).

Os testes com parte de vida do organismo utilizam, em geral, a fase de vida mais sensível que, geralmente, se encontra no início de seu desenvolvimento, onde é feita a exposição de larvas ou jovens de um organismo a uma série de concentrações da substância-teste, permitindo extrapolar os efeitos sobre o crescimento, sobrevivência e reprodução dos organismos (MCKIM, 1977; RUBINGER, 2009).

3.5 CAENORHABDITIS ELEGANS

Aproximadamente, há um século os primeiros estudos toxicológicos, utilizando organismos-teste foram realizados, empregando nematódeos de vida livre (HONDA, 1924). Desde então, inúmeras espécies de nematódeos (Nemata), em especial os bacteriófagos, (*Caenorhabditis elegans*, *Panagrellus redivivus*, *Plectus acuminatus* e *Monhystera disjuncta*) são utilizados em ensaios de toxicidade (HÄGERBÄUMER et al., 2015).

Os Nemata constituem um grupo ecologicamente relevante na água doce, marinha e em habitats terrestres, sendo considerado um modelo de grande interesse para avaliação e caracterização de ambiente (CHOI et al., 2015). Eles são os animais multicelulares mais abundantes, habitam quase todos os ambientes e são capazes de desenvolver estratégias para captura de alimento e para sobreviver (HUBBARD; KORTA; DALFÓ, 2013).

Os nematódeos bentônicos, como é o caso de *C. elegans*, vivem em quase todos os tipos de solo, onde no espaço intersticial podem ocorrer em altas densidades e, muitas vezes, ultrapassam um milhão de indivíduos por metro cúbico (HÖSS, et al., 2011b). Nesta fração de água, são encontradas todas as substâncias dissolvidas (contaminantes antropogênicos), suscetíveis à absorção dos nematódeos (HÖSS et al., 2001).

O *C. elegans* mede cerca de 1mm de comprimento quando adulto, pode ser encontrado como hermafrodita ou macho, exibe um corpo transparente e seu genoma está sequenciado (CONSORTIUM, 1998). O animal é tolerante a grandes amplitudes de pH (ALBERTS et al.,

2004) e alimenta-se de bactérias e outros pequenos organismos que estão em suspensão na água dos poros (MUNN; MUNN, 2002). O hábito de vida possibilita uma fácil manutenção e uniformização em ensaios de toxicidade (HUSSNER, 2009).

O *C. elegans* possui um ciclo de vida invariável, quando cultivado em condições controladas, apresenta um desenvolvimento completo, o qual, desde a forma de ovo até tornar-se um adulto fértil, dura, aproximadamente 78 horas. Durante o seu desenvolvimento, a espécie passa por quatro estágios larvais (J1 a J4), ocorrendo mudas por meio da troca da cutícula (FELIX et al., 2013). Seus órgãos e tecidos são facilmente observados devido a transparência do corpo. A condição morfológica pode ser utilizada para caracterizar seu estágio larval, observando a vulva, gônadas, linha germinal e o tamanho de modo geral (HONG; SOMMER, 2006).

A cutícula que cobre o corpo destes animais é permeável à água, o que os torna muito sensível à absorção de frações de contaminantes dissolvidos. Após a exposição, o nematódeo sofre os efeitos das substâncias tóxicas, perdendo sua capacidade de desempenhar funções ecológicas por ocasião dos possíveis efeitos deletérios (YEATES, 2003).

Modelo ideal para estudos genéticos, desenvolvimento biológico, ensaios bioquímicos, toxicológicos, compostos tóxicos com metais pesados, pesticidas e produtos farmacêuticos, tais aplicações o colocam como a espécie de nematódeo mais importante e utilizada (PETERSEN et al., 2015). *C. elegans* é um dos modelos moleculares mais importantes, além dos mamíferos, *Escherichia coli*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Drosophila melanogaster*, *Danio rerio* e *Arabidopsis thaliana* (IDEKER et al., 2001).

Neste contexto, *C. elegans* tem atraído olhares da comunidade acadêmica há várias décadas, podendo-se dizer que é o organismo mais utilizado. Exemplos bem sucedidos são relatados no setor farmacêutico para avaliar a eficácia de drogas, tolerância a produtos agrícolas e, desde 2013, é estudado para auxiliar no entendimento de doenças associadas ao envelhecimento (FRANZ et al., 2014). Além disso, *C. elegans* é utilizado nas pesquisas de biologia molecular e genética (MACNEIL et al., 2013) e, mais recentemente, o organismo é utilizado na demanda nutricional para o desenvolvimento de novos produtos na indústria de alimentos (*European Food Safety Authority*, 2016).

Uma das grandes vantagens em empregar *C. elegans* como organismo teste, se refere a sua prevalência em ambientes aquáticos e em substratos sólidos, isso é possível, porque grande parte das substâncias químicas se liga às partículas orgânicas e minerais, como por exemplo, os metais (HÖSS et al., 2011a).

A abordagem que *C. elegans* oferece é vantajosa, principalmente pelo baixo investimento tecnológico, e pela facilidade em obter respostas rápidas de *endpoint* relacionados ao crescimento, reprodução, fertilidade, mobilidade e comportamento (HÄGERBÄUMER et al., 2015).

Os testes de toxicidade em que se analisa o sedimento, utilizando organismos bentônicos servem como ferramenta para avaliar o potencial de risco do sedimento contaminado, pois considera a exposição realista às condições naturais de *C. elegans* (HÖSS et al., 2011b). No Brasil, há poucos registros de ensaios toxicológicos, utilizando esse organismo.

Devido ao grande número de contaminantes e a complexidade do sedimento é impossível que os ensaios toxicológicos sejam realizados, avaliando apenas uma mistura. Além do mais, fatores físicos também podem atuar como estressores, aumentando a complexidade de situações de estressantes para o organismo.

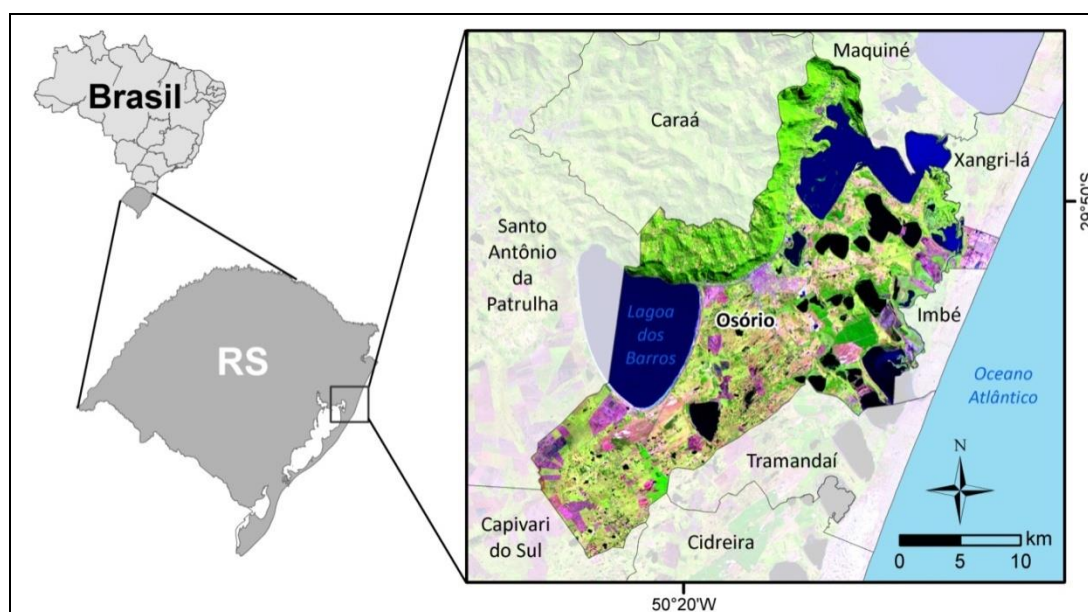
4. MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação da contaminação das águas na região costeira foi realizada a partir de amostras de água intersticial, obtida do sedimento de lagoas, e da água subterrânea, a partir de poços. A escolha destes compartimentos ambientais se justifica por constituírem fontes que respondem por contaminação indireta cuja origem é de difícil identificação e que trazem algum risco à saúde humana e dos ecossistemas.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Osório (29°53'12" S - 50°16'12" W), localizado no Litoral Norte do Rio Grande do Sul (Figura 1), com população estimada em 43.897 habitantes e área de 664 km² (IBGE, 2015). Osório está distante 95 Km de Porto Alegre, capital do Estado.

Figura 1 – Localização do município de Osório no Rio Grande do Sul, Brasil.



Fonte: Projeto Lagoas Costeiras 3 – Elaborado por Cassiano Marchett

Osório está situado ao pé da Serra Geral, formada pela Mata Atlântica, com altitude média de 16 metros (OSÓRIO, 2015), e sua planície exibe um rico conjunto de lagoas e banhados que cobrem 52,82% da área do município (FUJIMOTO et al., 2006).

4.2 COLETA DE SEDIMENTO E OBTENÇÃO DA ÁGUA INTERSTICIAL

Considerando a relevância ecológica do sedimento, a toxicidade das lagoas foi analisada utilizando a água intersticial. Foram selecionados para análise da toxicidade os corpos de água com influência direta e indireta de despejos urbanos sem tratamento, onde se incluem as lagoas do Marcelino, do Peixoto e da Pinguela. A lagoa do Peixoto é usada para o abastecimento de água de Osório. As coletas do sedimento foram realizadas em quatro campanhas (outono, inverno, primavera e verão), sendo um ponto na Lagoa do Marcelino, dois pontos na Lagoa do Peixoto e um na Lagoa da Pinguela (Figura 2).

Por ser recomendado testar também um sedimento de referência, foi coletado próximo ao local de estudo, reconhecidamente não contaminado, as lagoas do Caconde e da Emboaba foram, previamente, selecionadas por não receberem despejos urbanos. Ambas as lagoas estão localizadas em propriedades rurais e, da Lagoa da Emboaba é feita a retirada de água para o abastecimento. A coleta nestas duas lagoas foi realizada na primavera de 2015. No entanto, testes com sedimento, realizados no Laboratório de Toxicologia e Limnologia da Universidade de Caxias do Sul, utilizando *Daphnia magna* (dados não publicados) evidenciaram a presença de toxicidade nas duas lagoas. Desta forma, foi incluída a Lagoa do Rincão, também situada em propriedade rural, como área de referência e o sedimento desta lagoa foi coletado no verão de 2016.

Para o estudo foram analisadas, portanto, seis lagoas, sendo as amostras obtidas no local de maior profundidade de cada lagoa, exceto da Lagoa da Pinguela em que o ponto de coleta foi localizado junto ao canal de ligação com a Lagoa do Peixoto (Tabela 1).

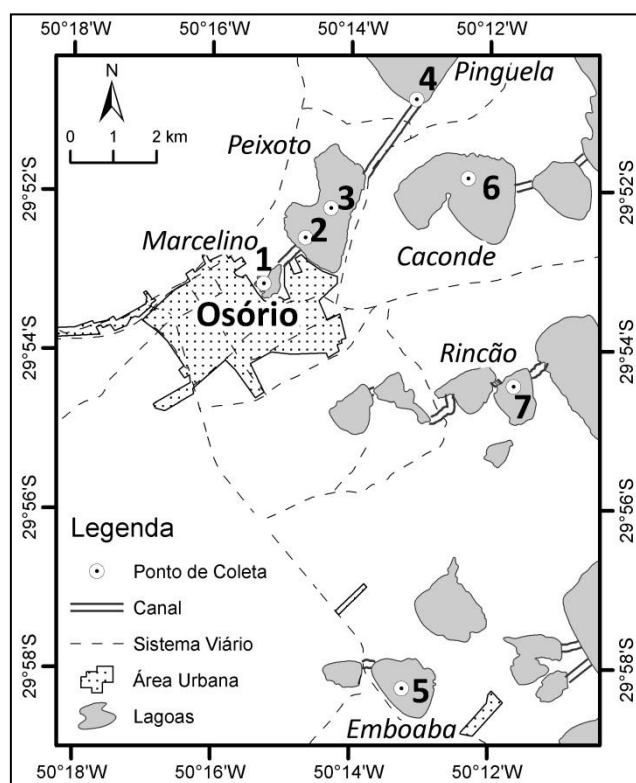
Tabela 1 - Localização dos pontos amostrados e profundidade das seis lagoas estudadas, Osório, Rio Grande do Sul.

Lagoa	Localização	Profundidade (m)
Lagoa do Marcelino	29°53'17" S - 50°46'19" W	1,6
Lagoa do Peixoto 1	29°52'35" S - 50°14'39" W	2,2
Lagoa do Peixoto 2	29°52'13" S - 50°14'14" W	2,6
Lagoa da Pinguela	29°50'50" S - 50°13'04" W	2,0
Lagoa da Emboaba	29°13'14" S - 50°13'13" W	2,5
Lagoa do Caconde	29°51'50" S - 50°12'18" W	4,2
Lagoa do Rincão	29°54'26" S - 50°11'26" W	2,4

As coletas de sedimento foram realizadas utilizando draga Birge-Ekman. Esta draga é construída em aço-inox, pesa em torno de 3,2 kg e possui uma área de amostragem de 15 x 15 cm (base) e 20 cm de altura. Em cada ponto foram feitas três dragagens e do material

misturado em uma bandeja foi coletada a amostra. Cada amostra de sedimento foi acondicionada em recipiente plástico com capacidade de 500 mL que foi lacrado, identificado e armazenado sob refrigeração até a centrifugação.

Figura 2 – Pontos de amostragem nas lagoas de Osório, Rio Grande do Sul: 1- Lagoa do Marcelino, 2 e 3 – Lagoa do Peixoto, 4 - Lagoa da Pinguela, 5 – Lagoa da Emboaba, 6 – Lagoa do Caconde e 7- Lagoa do Rincão.



Fonte: Projeto Lagoas Costeiras 3, elaborado por Cassiano Alves Marchett

O sedimento recebido em laboratório foi centrifugado em até 48h após a amostragem. A centrifugação foi realizada utilizando centrífuga Hettich, modelo Rotina 420R, em temperatura de 8°C, a 11 000 rpm, durante 20 minutos. A amostra de água resultante, água intersticial, foi alíquotada e congelada a -20°C até a realização dos ensaios o que não ultrapassou 60 dias. Uma porção da amostra da água intersticial foi destinada para a determinação da presença de nutrientes, outra parte para análise de toxicidade e um volume de 1000 mL foi acondicionado para análise de metais.

4.3 COLETA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

As informações para o levantamento dos poços existentes no município foram obtidas por meio do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS), Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) e Secretária Municipal da Agricultura e Vigilância Sanitária de Osório. O inventário identificou 121 poços de diferentes usos.

A partir do levantamento feito foi realizada a observação *in loco*, visando identificar e caracterizar os pontos de captação (poços escavados, ponteiras e tubulares) utilizados pela população na área urbana e rural. Foram selecionados 69 poços a partir dos seguintes critérios:

- Poços com e sem uso no momento;
- Poços privados e de abastecimento comunitário;
- Poços localizados próximos a prováveis fontes de contaminação (fossas, áreas de disposição de resíduos e/ou efluentes e outras).

As observações e o levantamento de dados *in loco* foram feitos a partir de um formulário padronizado (Figura 3), sendo medidas a condutividade elétrica específica ($\mu\text{S}/\text{cm}$ – WTW LH 330/SET), a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$ – WTW OXI 330/SET) e o pH (WTW PH 330/SET).

Figura 3 – Formulário para cadastramento de poços.



LEVANTAMENTO DE PONTOS DE CAPTAÇÃO - PROJETO LACOS 3

Data: ____/____/____ Município: _____

Localização

1- Propriedade: _____
 2 - Rua: _____ Nº: _____
 3 -Localidade: _____
 4 -Coordenada E: _____ Código do Ponto
 Coordenada N: _____

Dados do ponto de captação

5 - Profundidade (m): _____
 7 -Uso: _____
 8 -Laje de Proteção: _____ 9 - Revestimento: _____
 10 - Vazão: _____ 11 - Tempo de Bombeamento: _____
 12 - Há análise química? ()Sim ()Não _____
 13 - Condutividade: _____ 14 - Temperatura: _____
 15 - pH: _____ 16 - Alcalinidade: _____
 17 - Bicarbonatos: _____ 18 - Turbidez: _____
 19 - Cor: _____ 20 - Sólidos totais: _____
 21 - Entorno: _____
 22 - Observações: _____



Fonte: Elaborado por Pedro A. R. Reginato e Elias Z. Michalski

A partir da situação do entorno de cada poço e das medidas efetuadas em campo, foram selecionados 30 poços, cujas amostras foram encaminhadas para análises físicas, químicas e microbiológicas. As coletas de água de poços foram realizadas entre janeiro de 2015 e março de 2016, após o período de 10 a 15 minutos de expurga mínima. As amostras foram acondicionadas em recipientes próprios para as diferentes análises e transportadas em caixas térmicas, sob refrigeração.

4.4 ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA

Amostras de água superficial e de água intersticial das seis lagoas tiveram seus teores de nitrogênio de nitrato (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L) e fósforo total (mg/L) determinados pelo kit comercial *Spectroquant* – WTW, específico para cada nutriente (Tabela 3). O espectrofotômetro utilizado foi o modelo *SpectroFlex* 6600 – WTW e os valores foram expressos em mg/L.

Tabela 2 - Relação dos nutrientes e normas aplicadas para quantificação por espectrofotometria na água superficial e intersticial das lagoas em Osório/RS.

Nutriente	Norma
Nitrato (N-NO ₃)	ISO - 7890-1
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₄)	ISO – 7150/1
Fósforo total (P)	ISO- 6878/2004 (DIN EM 1189:1996-12)

O valor de pH foi verificado *in loco* nas lagoas, pelo método potenciométrico (WTW PH 330/SET). Na água intersticial, o pH foi medido após o descongelamento da amostra.

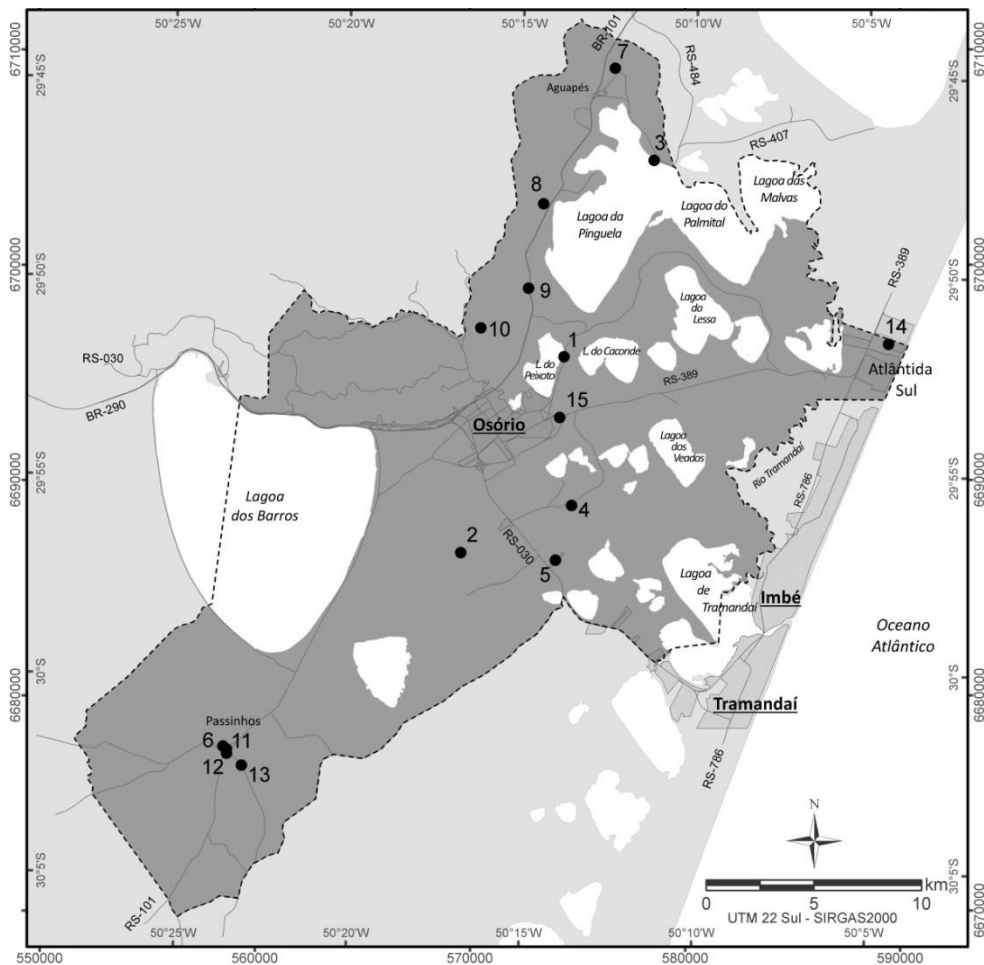
Todas as análises para água superficial, intersticial e do sedimento foram realizadas a partir das amostras obtidas na primavera de 2015, exceto para lagoa do Rincão, onde a coleta foi efetuada no verão de 2016. Os metais de interesse foram: alumínio, bário, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo total, ferro, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, níquel, potássio, prata e zinco. A análise dos metais na água superficial, intersticial e sedimento foi realizada por laboratório terceirizado. O método para análise da água superficial e da água intersticial foi baseado no Standard Methods 21 e para a medida do mercúrio seguiu EPA 245.1. A metodologia aplicada para determinar a concentração de metais no sedimento foi EPA 3050/ICP-OES/ 0,02% e, para mercúrio, foi feita digestão úmida conforme EPA 7471 A/ a vapor frio/ 0,01 mg/kg. Amostras coletadas na Peixoto 1 foram utilizadas para análise de toxicidade, e as amostras ponto da Peixoto 2 foram destinados para a verificação de metais e toxicidade.

Os valores máximos permitidos em corpos de água estão baseados no Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Resolução 357:2005, sendo usados como referência os parâmetros de enquadramento para águas de classe II, as quais podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e

mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura e atividade de pesca.

As amostras efetuadas nos 30 poços selecionados foram também encaminhadas para laboratório terceirizado para análise dos seguintes parâmetros: alcalinidade, bicarbonato, cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloretos, sulfatos, dureza total, fluoretos, nitrato, odor, cor aparente, sólidos dissolvidos totais, ferro, manganês, alumínio, chumbo, cobre, cromo total, cádmio, zinco, boro e turbidez e a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*. Com base no resultado destas análises, 15 poços foram escolhidos para realização dos ensaios de toxicidade crônica (Figura 4). Os valores máximos permitidos para potabilidade, estabelecidos pelo Ministério da Saúde (MS) 2914:2011, foram usados para verificação da qualidade da água subterrânea.

Figura 4 - Distribuição dos 15 poços selecionados no município de Osório/RS para os testes de toxicidade, microbiológicos, físico e químico.



4.5 ENSAIO DE TOXICIDADE CRÔNICA

Os ensaios de toxicidade crônica foram realizados utilizando a norma ISO/DIS 10872:2010, que trata da qualidade da água – através da determinação dos efeitos tóxicos de amostras de sedimento, solo, água e água intersticial sobre o crescimento, fertilidade e reprodução de *Caenorhabditis elegans* (Nemata).

4.5.1 CULTIVO DO ORGANISMO TESTE - *CAENORHABDITIS ELEGANS*

O organismo foi obtido originalmente do *Caenorhabditis Genetics Center* (CGC), Minneapolis, Estados Unidos da América. A linhagem utilizada foi a N2 tipo selvagem (Figura 5). A cultura de *Escherichia coli* (linhagem OP50), usada como alimento, também teve origem do CGC.

Figura 5 - *Caenorhabditis elegans*, hermafrodita (M.O. 100 X)



Fonte: Elias Zientarski Michalski

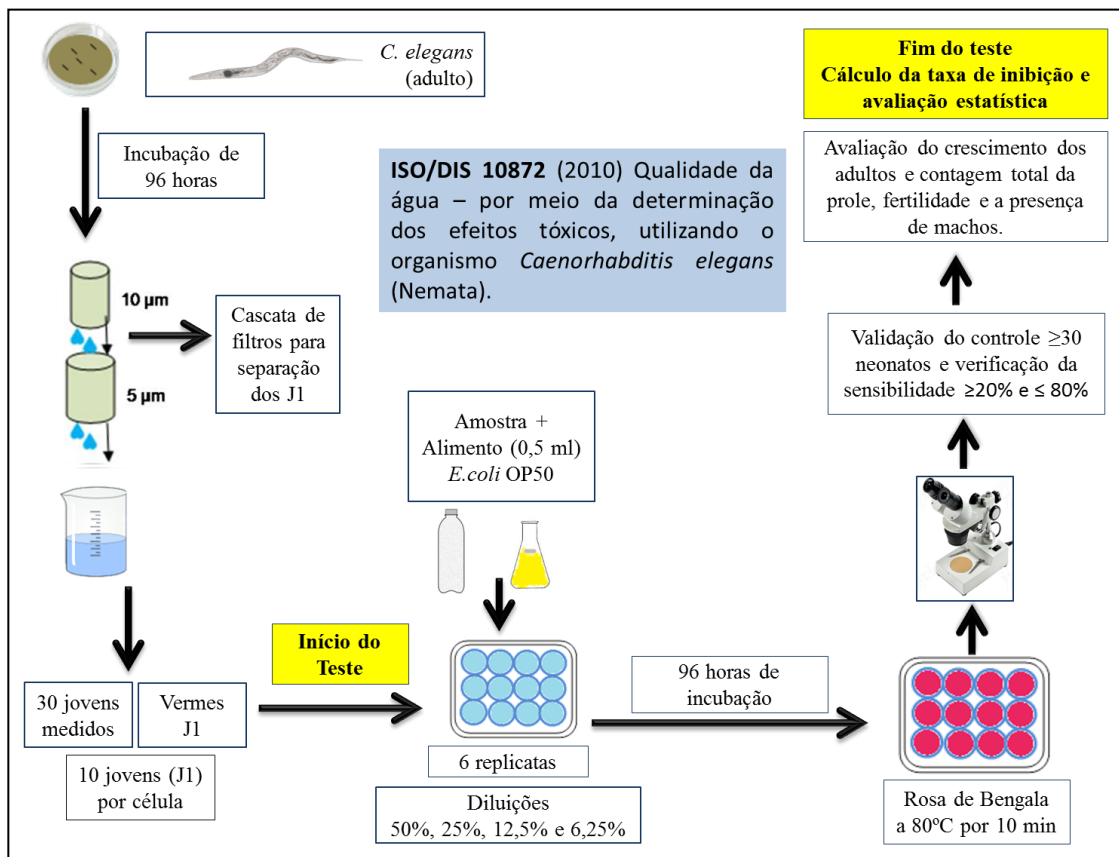
C. elegans foi mantido em placas de Petri espargidas com cultura da bactéria *E. coli*, a 20°C (± 2) em câmara escura. A repicagem das placas contendo *C. elegans* foi feita mensalmente.

O volume de 250 μ L de *E. coli* foi alicotada em eppendorf, congelado a -22°C e a renovação da cultura foi realizada a cada seis meses. A curva de calibração para verificação da concentração de bactéria foi feita a cada seis meses, utilizando o espectrofotômetro PhotoLab® 6000 – WTW, a uma solução base de 800 FAU.

4.5.2 PROCEDIMENTOS DO ENSAIO

A amostra em volume de 0,5 mL foi colocada em placa multicélula, onde 0,5 mL de suspensão de *E. coli* em meio M9 também foi adicionado. Para a realização do ensaio prevaleceu à sequência de diluições (6,25%, 12,5%, 25% e 50%) indicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 12713:2004, em sistema binário. Os parâmetros a serem avaliados no teste foram crescimento, reprodução e fertilidade, sendo analisada também a presença de machos. Para cada diluição, foram usadas seis réplicas e, em cada uma delas foram colocados dez organismos (mínimo de 8 e máximo de 12) hermafroditas em estágio J1 (tamanho aproximado de 270µm), previamente separados ao estereomicroscópio, com auxílio de uma pipeta capilar. Foram medidos 30 jovens em estágio J1 para obtenção do comprimento médio iniciais dos organismos teste introduzidos. As placas foram incubadas em estufa DBO por 96 horas a 20°C e no escuro (Figura 6). Ao final do teste, os organismos foram corados com solução de Rosa de Bengala e colocados em estufa a 80°C por 10 minutos para morte dos indivíduos.

Figura 6 - Esquema do ensaio de toxicidade crônica com *Caenorhabditis elegans*, (Adaptado de Fomin, Oehlmann e Markert, 2003).



Para determinação do crescimento, os organismos adultos foram retirados, contados e medidos ao microscópio (aumento 40x) com auxílio do software Opticam OPT HD 140000 (Figura 6). O crescimento dos organismos adultos foi calculado pela diferença entre a média do comprimento dos 30 jovens em estado J1 e o tamanho dos nematódeos ao final do ensaio (Tabela 5). A reprodução foi avaliada pela contagem, ao microscópio estereoscópico, do número total de organismos juvenis (2ª geração) em cada diluição nas seis réplicas (Tabela 5).

Para assegurar o estado de sensibilidade, o organismo foi exposto à solução de referência, Cloreto de Benzyl dimethylhexadecyl ammonium ($C_{25}H_{46}CIN$), BAC-C16, ou Cloreto de Benzi - BAC. Conforme o protocolo, a verificação deve ocorrer junto a cada ensaio, utilizando uma concentração próxima a CE50. A avaliação é feita sobre o crescimento, onde, a inibição deve permanecer $\geq 20\%$ e $\leq 80\%$ em relação ao controle;

Para a validação do ensaio é necessário realizar a verificação dos seguintes parâmetros.

- a) Recuperação dos organismos deve ser $\geq 80\%$ e $\leq 120\%$.
- b) Presença de macho no controle deve ser $\leq 10\%$ e nas replicatas $\leq 20\%$.
- c) Fertilidade dos organismos recuperados no controle deve ser $\geq 80\%$.
- d) Reprodução dos organismos recuperados no controle deve ser ≥ 30 por hermafrodita.

Ao final do ensaio foi realizada a avaliação da fertilidade, do crescimento, da reprodução e da presença de machos (Tabela 5).

Tabela 3 – Parâmetros calculados na avaliação do ensaio conforme a ISO 10872:2010.

Parâmetro (%)	Cálculo	Abreviaturas
ORGANISMO TESTE RECUPERADO	$NT/NI \times 100$	NT= número total de organismos recuperados (incluindo machos) NI= número de organismos introduzidos no teste
PRESENÇA DE MACHOS Os machos encontrados nas replicatas são excluídos das medidas do crescimento, cálculo da fertilidade e reprodução.	$NM/NT \times 100$	NM= número de machos NT= número total de organismos recuperados
FERTILIDADE A fertilidade é avaliada pelo número de ovos no verme o qual deve ser ≥ 1 (= “verme grávido”)	$(NG / (NT - NM)) \times 100$	NG= número de organismos grávidos NT= número total de organismos-teste recuperados NM = número de machos
REPRODUÇÃO O número de neonatos é calculado ao estereomicroscópio (aumento de 4 a 20 vezes).	$NO / (NI - NM)$	NO = número de neonatos NI = número de organismos introduzidos NM = número de machos
CRESCIMENTO O crescimento é avaliado pela diferença na medida média do comprimento do corpo do adulto e a média do comprimento do corpo de 30 (J1) no início do ensaio.	$BL - BLJ1$	BL = comprimento médio do organismo BLJ1 = comprimento médio dos organismos introduzidos

A inibição do crescimento e da reprodução são apresentados em porcentagem de inibição em relação ao controle, calculado conforme a seguinte equação, sendo x_t - taxa de inibição; \bar{x}_A - média da amostra; \bar{x}_C - média do controle:

$$x_t = \left(100 - \frac{\bar{x}_A}{\bar{x}_C}\right) \times 100 \quad (1)$$

4.5.3 POTENCIAL TÓXICO DA ÁGUA INTERSTICIAL E ÁGUA SUBTERRÂNEA

O fator de toxicidade (pT) expressa o menor valor de diluição da amostra no qual não se observa imobilidade inferior a 6,25% dos organismos expostos, conforme a Tabela 3 e denominação das cores foi adaptada do método pT (Potencial de Toxicidade) para sedimento, indicado por Krebs (2005).

Tabela 4 - Classes de toxicidade e níveis de sensibilidade de *C. elegans* (adaptado de Krebs, 2005).

Nível de diluição da amostra	Classe de toxicidade	Nível de sensibilidade
-	Toxicidade não detectada	Toxicidade não detectada
50% 25%	Muito pouco tóxica Levemente tóxica	Baixa
12,5% 6,25%	Moderadamente tóxica Notavelmente tóxica	Moderada
-	Altamente tóxica Extremamente tóxica	Alta

4.5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A homogeneidade de distribuição dos dados foi avaliada pelo teste Kolmogorov-Smirnov e a diferença do crescimento e da reprodução em relação ao controle foi verificada pela ANOVA e pós-teste de Tukey e Dunnett T3 ($P < 0,05$).

Os dados foram analisados usando o software IBM Statistics SPSS 22. A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre a concentração de metais, pH e nutrientes com a mediana das medidas de crescimento e reprodução da primavera e verão (Lagoa do Rincão). A análise de cluster foi feita a partir da mediana dos valores de crescimento e reprodução de todas as amostras.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da avaliação toxicológica da água intersticial são discutidos em um artigo científico, e, em dois capítulos de livro. A avaliação da água subterrânea é discutida em um capítulo de livro. Os capítulos foram publicados no Atlas socioambiental do município de Osório, (ISBN: 978-85-7061-858-0).

5.1 ARTIGO 1

PORE WATER TOXIC POTENTIAL TO *CAENORHABDITIS ELEGANS* IN COASTAL LAKES FROM RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

ELIAS Z. MICHALSKI^a, PAULA M. CANDIAGO^a, ROSANE LANZER^a

^a Laboratory of Toxicology and Limnology, Universidade de Caxias do Sul, BR

Address correspondence to: ezmichal@ucs.br

Abstract: The shallow freshwater coastal lakes in the city of Osório provide various environmental services both to the local community and for visitors. These ecosystems receive urban and agricultural contaminants, which may be stored in their bottom sediment and limit their use. Due to the lakes' morphological features, along with water circulation promoted by wind, such pollutants are easily remobilized into the water column. The present study aimed to evaluate pore water toxicity of lakes in urban and rural environments. To extract pore water, the sediment was centrifuged.

Parameters analyzed included phosphorus, ammonia and nitrate contents, along with concentrations of sixteen metals. Toxicity was estimated by the effects on *Caenorhabditis*

elegans growth and reproduction (ISO 10872, 2010). The relationship among toxicity and chemical parameters was verified by linear regression analysis. Medians of growth and offspring size were used to cluster the samples, in order to assess the similarity among sites and seasons. Al, Fe and Mn were detected in all samples, with higher concentrations in rural influenced lakes. The results, especially those related to reproduction, evidenced toxicity for all samples, with stronger effects in lakes receiving urban sewage. Despite that, no relationship was found with the measured environmental parameters. *C. elegans* proved to be an excellent model for monitoring toxicity.

INTRODUCTION

The continuous urbanization and socioeconomic developments have largely increased aquatic environments pollutant concentration, due to discharge of untreated urban effluents [1]. Many of these pollutants can persist for long time periods in the bottom sediment, until they are made available to the water body [2], transforming sediments into large contaminant reservoirs [3,4].

Urban expansion in Rio Grande do Sul (Brazil) northern coast over the last 50 years has considerably increased the use of natural resources, compromising its environmental quality [5]. Osório city, located in this region, has 23 lakes, some of which are used for urban supply, fishery, farming, tourism and leisure activities, and as urban sewage receiving waters. These lakes are characterized by low depths and, in the vast majority, low water volumes [6].

Constant northeasterly winds and the lakes morphology facilitate holomictic circulation throughout the year [6]. Contaminants remobilization is relevant in lakes undergoing strong interference from wind and physical and chemical factors [7]. Depending on environmental and hydrological conditions, some elements may have toxic effects on the biota [2] and affect

human health [8]. Osório's lakes natural features favour sediment resuspension, threatening organisms that inhabit and use these ecosystems [9].

In order to estimate a lake's contamination level, it is necessary to evaluate ecotoxicological responses in its various environmental compartments. Pore water, which fills spaces among sediment grains, has demonstrated the ability to store and release dissolved contaminants into the water column through remobilization processes [10,11,12,13]. This environmental compartment, in addition to exposing benthic organisms to toxic substances [14], also constitutes a secondary source of pollution in the water body. The fraction of pollutants present in pore water is considered to be more biologically available than that of sediment [15].

Water quality monitoring includes a wide range of physical, chemical and biological parameters. However, these measures are insufficient to identify all pollutants and their interactions, which are essential for assessing environment ecological conditions [16]. Estimating the toxic potential of substances present in the water body and stored in sediment and pore water is extremely relevant, as it contributes in water quality determination and delimitations of its use.

Many organisms have been used for environmental toxicity assessments. *Caenorhabditis elegans* a nematode that lives in almost all soil types [17], including sediment pore space, where is susceptible to anthropogenic contamination, and has been used as a model to evaluate soil, water and sediment toxicity [16].

Very little is known about these coastal lakes toxicity and, considering the wide range of environmental services provided by these ecosystems, their evaluation is extremely important for usage management. The study aimed to identify the toxic potential of coastal lakes the Osório pore water, both from urban and rural areas, by analyzing the effects on *C.*

elegans growth and reproduction, suggesting it as a model to monitor these environments toxicity.

MATERIAL AND METHOD

The toxic potential of pore water was investigated in samples from six lakes located in Osório. Lakes Marcelino, Peixoto and Pinguela are interconnected and receive untreated wastewater directly, indirectly and diffusely (Figure 1). These lakes are used for fishery, leisure, water sports and supply. Sediment was obtained from one sampling point in lakes Marcelino and Pinguela, and from two sampling points in Lake Peixoto. Because these lakes are subject to greater water supply dynamics and influenced by a continuous inflow of people during vacation time, the samples were taken during autumn, winter and spring in 2015, and in the summer of 2016. The other three lakes (Emboaba, Rincão and Caconde) are located in rural areas (Figure 1), where agropastoral activities prevail. Sediment samples from these lakes were taken between the spring of 2015 and summer of 2016.

The superficial sediment (up to 25 cm) was obtained with an Ekman-Birge bottom sampler, at the lake's deepest site and near the canals outlet end samples were kept refrigerated (Figure 1). Extraction of pore water was done by sediment centrifugation (11 000 rpm) for 20 minutes at 8°C. Pore water phosphorus, ammonia and nitrate contents were analyzed using a *Spectroquant* WTW kit, by methods described in [18, 19 and 20]. Metal concentrations (Al, Ba, Cd, Ca, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn, Hg, Ni, K, Ag and Zn) were determined for the sample collected in the spring according to Standard Methods 21, EPA 245-1, EPA 3050/ICP-OES and EPA 7471.

Chronic toxicity was evaluated using *Caenorhabditis elegans* (Maupas, 1900) strain N2 wild isolate, fed *Escherichia coli* OP50, both obtained from *Caenorhabditis Genetics Center*, Minneapolis, EUA. *C. elegans* were stocked on agar medium [21].

Toxicity assays were performed according to ISO 10872 [22], in multiwell plates containing 0.5 mL pore water and 0.5 mL M9 medium with *E.coli* suspension. Six replicates were used for every dilution (6.25%, 12.5%, 25% and 50% - NBR 12713/20014). In each well, ten J1 stage larvae (approx. 270 μ m) were placed, previously separated in stereomicroscope with a capillary pipette. The initial nematode length was obtained by measuring 30 neonates (J1). Plates were, then, incubated for 96 hours at 20° C in the dark. At the end of the test, all organisms were stained with Rose Bengal and placed in a lab stove at 80°C for 10 minutes to kill the organisms. Sensitivity was assessed by the reference solution BAC-C16 (C₂₅H₄₆CIN), considering growth inhibition of $\geq 20\%$ to $\leq 80\%$ relative to control. Growth and reproduction parameters were evaluated and the presence of males was recorded.

Reproduction was quantified by counting the total offspring in stereomicroscope. Growth was calculated with *Opticam OPT HD 14000* software, subtracting the initial average length from that measured at the end of the test. Chronic toxicity was determined by inhibition of growth and reproduction in relation to the control sample.

Differences of growth and reproduction in relation to control were compared by one-way ANOVA with Tukey or Dunnett T3 post-hoc tests ($\alpha = 0.05$), after data normality verification (Kolmogorov-Smirnov test). Pearson correlation coefficient was used to measure the association among metal concentrations, pH, nutrient contents, and inhibition and stimulus effects on growth and reproduction. A cluster analysis was performed to explore the similarities of growth and reproduction measurements among the pore water lake samples.

RESULT

Metals and nutrients in pore water

Among the 16 metals analyzed, six were detected in the lake's pore water (Table 1), with aluminum, iron and manganese present in all of them. Iron concentrations ranged from

0.61mg/L to 40.8 mg/L, with the highest value found in Lake Emboaba, located in the rural area. This lake showed higher concentrations of all metals detected and was the only one where zinc was present. The other rural influenced lakes (Caconde and Rincão) had lower concentrations of most metal and only iron value surpassed those found in urban influenced lake's.

In the three urban lakes, aluminum concentrations were the same (0,6 mg/L), while other metals also had similar values in lakes Marcelino and Peixoto, excepting mercury, which was found only in lake Peixoto (0,0005 mg/l). Lake Pinguela showed, in general, the lowest metal concentrations, which is due, probably, to its predominantly sandy sediment, characterized by a reduced adsorption capacity.

Nitrate contents were low in all of the lakes pore water, ranging from 1.3mg/L to 2.2mg/L. Phosphorus values were higher in lakes where sewage is disposed. Ammonia highest value was measured in Lake Caconde (1.8mg/L), while the other lakes showed low values (Table 1). Remnants of the old urban waste deposit can be found near this lake and the landfill leachate flows through the lake's canals, which may explain the high ammonia values.

Toxicity in urban influenced lakes

The results of *C. elegans* chronic exposition to pore water from urban influenced lakes indicate a decrease in growth, especially in autumn and summer, and a stimulus effect, in most cases, in winter and spring (Figure 2). Inhibition rates were between 5% and 15% (Figure 2 - A, C, E, F). Significant differences were observed in the autumn samples highest dilutions ($p < 0,05$, Tukey test) in Lake Peixoto, (Figure 4), while in summer almost all dilutions were significantly different from the control sample ($p < 0,05$, teste Tukey). In winter

and spring, a stimulus effect was observed in *C. elegans* growth, which showed significant differences only in Lake Pinguela (Figure 2 – G, H).

C. elegans reproduction was inhibited in virtually, all lakes, with higher rates in autumn and winter (Figure 2 - B, D, F and H), reaching more than 60% in some cases. Although in autumn neonates number decreased in most samples, toxic effects on reproduction were more pronounced in winter. Inhibition rates were lower in spring and summer, with only a few samples from lakes Marcelino and Peixoto showing significant differences (Figure 2 - B, D, F, H).

In almost every lake, higher growths related to neonates decrease were observed, especially in winter and spring. The presence of males was registered (1-2 individuals) in Lake Marcelino spring and autumn samples (50% dilution), and in Lake Pinguela in the same seasons, but in lower dilutions (6,25% dilution in autumn and 25% in spring).

Toxicity in rural influenced lakes

C. elegans showed distinct responses to lake samples in whose surroundings agricultural activities are developed. Growth inhibition was $\leq 5\%$ when exposed to pore water from lakes Emboaba and Rincão (Figure 3 - A and E). On the other hand, neonates number in Lake Emboaba was much higher than in control (Figure 3 - B) et one dilution (25%), but these difference was not significant ($p=0,062$). *C. elegans* exposed to Lake Caconde samples showed significantly higher growth in the lowest dilutions (12,5%, $p=0,001$; 25% and 50% $p=0,000$). Reproduction was inhibited in these samples, but there were no significant differences in relation to the control sample (Figure 5). In addition, one male was registered at the 6,25% dilution.

Cluster Analysis

The cluster analysis classified the lakes into three groups (Figure 6). Group A includes spring samples from the urban area and Lake Caconde. Pore water in these samples had a stimulating effect on *C. elegans* growth and inhibited reproduction (<20%).

The second group (B) comprises samples that also inhibited reproduction (<20%), even though, in some dilutions, neonates number was higher than in control, evidencing stimulus effects. However, in this group growth inhibition was observed in all samples (Figure 3 - 4).

Lake Emboaba, although clustered closer to groups A and B, was isolated in the cluster due to a large number of neonates, higher than in control.

Almost all of autumn and winter samples, along with Lake Marcelino summer sample, formed group C, characterized by strong inhibition effects on *C. elegans* reproduction (Figure 6). In general, effects on reproduction were more pronounced.

DISCUSSION

Lakes are habitats that, in addition to housing many species, hold meaningful [23] ecological, cultural and economic value to humans, being important for water supply, fishery, local climate regulation and providing scenic beauty landscapes for leisure and tourism [24]. Nevertheless, lakes are the planet's least protected environments [25].

Rio Grande do Sul northern coast is characterized by processes of urbanization and tourism development, with an annual urban growth rate of 2.05% (2000-2010), which is higher than annual rates for the entire state (0,49%) and for Brazil (1,17%) [26]. Urbanization and seasonal tourism have enabled the region's economic and socio-cultural multiplicity, contributing to its development. However, they also have caused a series of environmental problems, since its diverse ecosystems are highly susceptible to degradation [5]. In Osório,

freshwater coastal lakes make up for about 41% of the municipal area [28] and water withdrawn from Lakes Pinguela and Emboaba accounts for 66% of water supply [28].

The lakes bottom sediment is a storage site for all precipitated material and pore water acts as a dilution environment for several substances. The holomictic circulation seen in the region's coastal lakes [6] allows substances retained in sediments and pore water to disperse into the waterbody. Thus, pore water analysis becomes an adequate risk assessment method to detect the potential toxicity of a lentic environment [14].

C. elegans is a sensitive organism to evaluate effects of multiple stressors on ecosystems [3 and 28], being useful in sediment and pore water toxicity evaluation [29-30].

Several reports indicate *C. elegans* sensitivity to different substances, such as pesticides, heavy metals and toxins [31-32-33].

This species has also been shown to be adequate in detecting pollutants interaction in environmental samples, where it is not possible to perform large-scale chemical determinations, due to lack of resources [34]. In the studied lakes, even though no correlation was found between the measured endpoints and physicochemical parameters, *C. elegans* response proves that synergistic effects among pollutants present in the environment must play a bigger role over autochthonous biota than isolated toxicants.

Regarding rural influenced lakes, reproduction inhibition and growth stimulus effect were observed only in Lake Caconde. Remnants of the old urban waste deposit can be found near this lake and the landfill leachate flows through the lake's canals, which may explain the toxic effects.

In urban influenced lakes, sewage disposal impacts were evidenced by inhibition and stimulus effects on growth and by an offspring decrease, with responses showing a seasonal tendency (Figure 2). Winter and spring were characterized by higher rainfall, which may have led to entry of greater pollutant amounts, coming from stormwater sewers. In heavily polluted

lakes, environmental contaminants brought by precipitation, may exert a stronger influence on the total pollution amounts, while lakes with lower contaminant concentrations are less affected by diffusion pollution, due to their self-purification [35]. Thus, toxic effects may have been enhanced in urban influenced lakes in response to climatic variation.

Metals are essential elements in human body physiology and display important structural, regulatory, receptor and transport functions [36]. Nevertheless, exposure to toxic levels of essential metals such as Mn [37], Fe [37] and Zn [36], may lead to pathological conditions. Among the metals found in the samples Fe, Mn and Hg should receive special attention given their ability to induce neurodegenerative damage such as Alzheimer's and Parkinson's diseases [38]. The presence of metals in Lakes Peixoto, Pinguela and Emboaba, along with the toxic effects observed in *C. elegans*, is extremely worrying, since these lakes are the population's main water supply source. This situation brings risks to consumers' health and undermines tourism and leisure activities development.

CONCLUSION

Data presented in this study provide valuable information to identify toxicity temporal trends for pore water in freshwater shallow lakes. The information generated can be incorporated as a component to identify lakes' quality and toxic potential. Moreover, the data's consistency contributes to monitoring and recovering of degraded areas.

REFERENCES

1. Gao B, Zhou H, Yu Y, Wang Y. 2015. Occurrence, distribution, and risk assessment of the metals in sediments and fish from the largest reservoir in China. *RSC Adv* 5:60322–60329.
2. Zoppini A, Ademollo N, Amalfitano S, Casell, P, Patrolecco L, Polesello S. 2014. Organic priority substances and microbial processes in river sediments subject to contrasting hydrological conditions. *Sci. Total Environ.* 484:74–83.
3. Hollert, H, Dürr, M, Erdinger, L, Braunbeck, T, 2000. Cytotoxicity of settling particulate matter and sediments of the Neckar River (Germany) during a winter flood. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:528–534.
4. Devarajan N, Laffite A, Graham ND, Meijer M, Prabakar K, Mubedi JI, Elongo V, Mpiana PT, Ibelings BW, Wildi W, Poté J. 2015. Accumulation of Clinically Relevant Antibiotic-Resistance Genes, Bacterial Load, and Metals in Freshwater Lake Sediments in Central Europe. *Environmental Science & Technology* 49:6528-6537.
5. Moura N S V, Moran E F, STrohaecker R T M, Kunst A V. 2015. A Urbanização na Zona Costeira: Processos Locais e Regionais e as Transformações Ambientais - o caso do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência e Natura.* 42:594-612.
6. Schäfer A E, Lanzer R, Scur L. 2017. Atlas socioambiental do município de Osório. *Educs.* 3:1-284.
7. Zhu G, Qin B, Gao G .2005. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chin Sci Bull* 50: 577–582.
8. Lourino-Cabala B, Levsen L, Charria A, Billon G, Ouddane B, Boughriet A. 2011. Potential risks of metal toxicity in contaminated sediments of Deûle river in Northern France. *Journal of Hazardous Materials.* 186:2129–2137.

9. Choueri R B, Cesar A, Abessa DMS, Torres RJ, Riba I, Pereira CD S, Nascimento MRL, Morais RDA, Mozeto A, Delvalls TA. 2010. Harmonised framework for ecological risk assessment of sediments from ports and estuarine zones of North and South Atlantic. *Ecotoxicology*. 19:678–696.
10. Thevenon F, Alencastro LFD, Loizeau JL, Adatte T, Grandjean D, Wildi W, Poté J. 2013. A high-resolution historical sediment record of nutrients, trace elements and organochlorines (DDT and PCB) deposition in a drinking water reservoir (Lake Brêt, Switzerland) points at local and regional pollutant sources. *Chemosphere*. 90:2444-2452.
11. Mwanamoki P M, Devarajan N, Thevenon F, Birane N, de Alencastro, LF, Grandjean, D, Mpiana P T, Prabakar K, Mubedi J I, Kabele C G, Wildi W, Poté J. 2014. Trace metals and persistent organic pollutants in sediments from river-reservoir systems in Democratic Republic of Congo (DRC): Spatial distribution and potential ecotoxicological effects. *Chemosphere*. 111:485-492.
12. Paerl HW, Hall, NS, Peierls BL, Rossignol KL. 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*. 37:243-258.
13. Lei P, Zhang H, Shan B, Zhang B. 2016. Distribution, diffusive fluxes, and toxicity of heavy metals and PAHs in pore water profiles from the northern bays of Taihu Lake. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 23:22072–22083.
14. De Castro-Catala N, Kuzmanovic M, Roig N, Sierra J, Ginebreda A, Barceló D, Pérez S, Petrovic M, Picó Y, Schuhmacher M, Muñoz I. 2016. Ecotoxicity of sediments in rivers: invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. *Science of The Total Environment*. 540:297-306
15. Harmsen J. 2007. Measuring bioavailability: from a scientific approach to standard methods. *J Environ Qual*. 36:1420–1428.

16. Tejada-Benítez L, Noguera-Oviedo K, Aga DS, Olivero-Verbel J. 2017. Toxicity profile of organic extracts from Magdalena River sediments *Environ Sci Pollut Res.* 1-14.
17. Félix M A, Duveau F. 2012. Population dynamics and habitat sharing of natural populations of *Caenorhabditis elegans* and *C. briggsae*. *BMC Biol.* 10(59):1-19.
18. International Organization for Standardization Water quality. 2004. Determination of phosphorus. ISO 6878:2004. Ammonium molybdate spectrometric method.
19. International Organization for Standardization. 1984. Water quality - Determination of ammonium. ISO 7150-1:1984. Part 1:Manual spectrometric method.
20. International Organization for Standardization. 1986. Water quality - Determination of nitrate. ISO 7890-1:Part 1: 2, 6- Dimethylphenol spectrometric method.
21. Brenner S. 1974. The genetics of *Caenorhabditis elegans*. *Genetics.* 77: 71–94.
22. International Organization for Standardization. 2010. Water quality- Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda). ISO 10872:2010. Geneva, Switzerland.
23. Pittock J .2015. Managing freshwater, river, wetland and estuarine protected areas. In: Worboys GL, Lockwood M, Kothari A et al (eds) Protected area governance and management. *ANU Press.* 19:569–609.
24. Jiang Y, Chen J, Wu Y, Wang Q, Li H. 2016. Sublethal toxicity endpoints of heavy metals to the nematode *Caenorhabditis elegans*. *PLoS One* 11:1–12.
25. Hollert H, Dürr M, Erdinger L, Braunbeck T. 2000. Cytotoxicity of settling particulate matter and sediments of the Neckar River (Germany) during a winter flood. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:528–534.
26. SEPLAN Rio Grande do Sul, Secretaria do Planejamento, Mobilidade e Desenvolvimento Regional (2016) Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. <http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br>. Accessed october 2017.

27. Fujimoto N S V M, Strohaecker T M, Gruber N S, Kunst A V, Ferreira A H. 2006. Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul: indicadores socioeconômicos e principais alterações ambientais. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 13:99-124.
28. ANA – Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional/ Agência Nacional de Águas; Engecorp/Cobrape. – Brasília: ANA: Engecorpa/ Cobrape, 2010. Volume 1: Encarte Especial sobre a Crise Hídrica. Disponível em <http://conjuntura.ana.gov.br/docs/crisehidrica.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.
29. Hägerbäumer A, Höss S, Heininger P, Traunspurger W. 2015. Experimental Studies with Nematodes in Ecotoxicology: An Overview. *Journal of Nematology*. 47:11-27.
30. Höss S, Claus E, Von der Ohe P C, Brinke M, Güde H, Heininger P, Traunspurger W. 2011. Nematode species at risk—A metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environment International* 37:940–949.
31. Jiang B, Wong CP, Ouyang ZY. 2016. Beneficiary analysis and ecological production function to measure lake ecosystem services for decision-marking in China. *Acta Ecol Sin* 8:2422-2430.
32. Höss S, Menzel R, Gessler F, Nguyen HT, Jehle JA, Traunspurger W. 2013. Effects of insecticidal crystal proteins (cry proteins) produced by genetically modified maize (Bt maize) on the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environ. Pollut.* 178:147–151.
33. Tang WZ, Zhang H, Shan BQ, Li SS. 2015. Accumulation and risk assessment of sedimentary trace metals in response to industrialization from the tributaries of Fuyang River System. *Environ Earth Sci* 73:1975–1982.
34. Höss S, Henschel T, Haitzer M, traunspurger, W Steinberg C. 2001. Toxicity of cadmium to *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in whole sediment and porewater—the ambiguous role of organic matter. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:2794–2801.

35. Wu Q, Xia X, Mou X, Zhu B, Zhao P, Dong H. 2014. Effects of seasonal climatic variability on several toxic contaminants in urban lakes: Implications for the impacts of climate change. *Journal of Environmental Sciences*. 26: 2369-2378.
36. El Safty A, El Mahgoub K, Helal S, Abdel Maksoud N. 2008. Zinc toxicity among galvanization workers in the iron and steel industry. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1140:256–262.
37. Racette BA, McGee-Minnich L, Moerlein SM, Mink JW, Videen TO, Perlmutter JS. 2001. Welding-related Parkinsonism: clinical features, treatment, and pathophysiology. *Neurology* 56:8–13.
38. Schumann, K., 2001. Safety aspects of iron in food. *Ann. Nutr. Metab.* 45:91–101.

Figure 1. Study area in Osório, Rio Grande do Sul North Coast, South of Brazil. Sampling points: 1. Lake Marcelino, 2 and 3. Lake Peixoto, 4. Lake Pinguela, 5. Lake Emboaba, 6. Lake Caconde and 7. Lake Rincão.

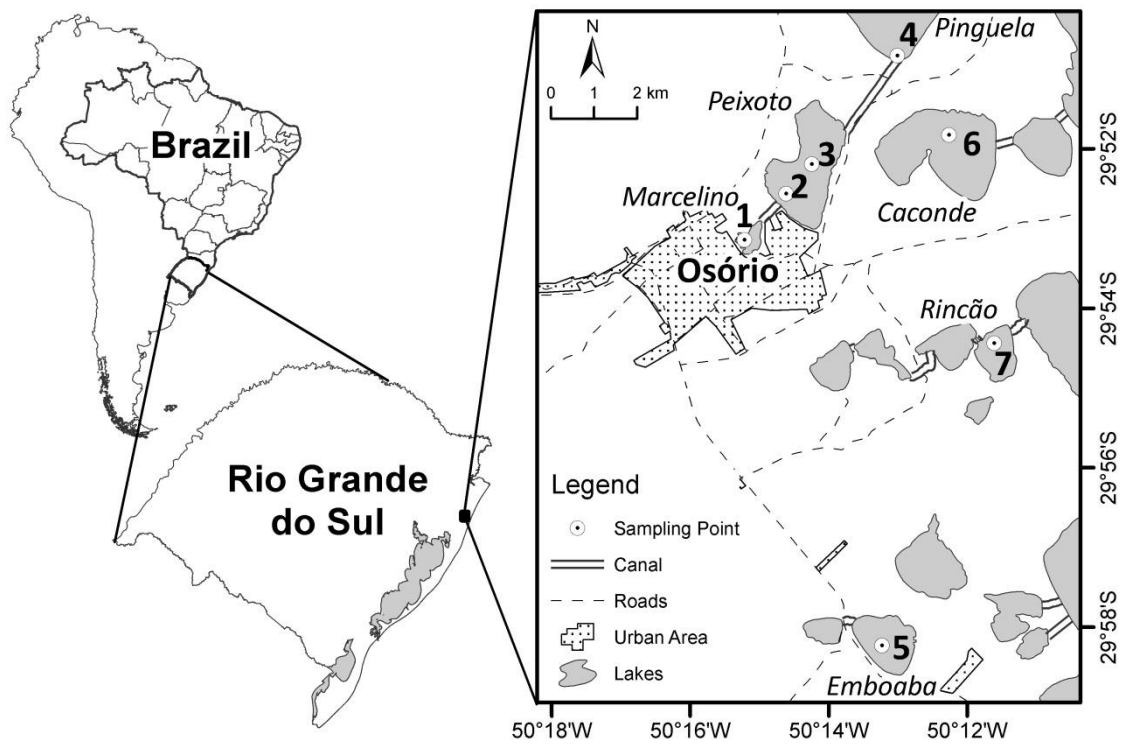


Figure 2. Growth inhibition (A, C, E and G) and reproduction (B, D, F and H) rates in *Caenorhabditis elegans* exposed to pore water samples from urban influenced lakes in Osório/RS.

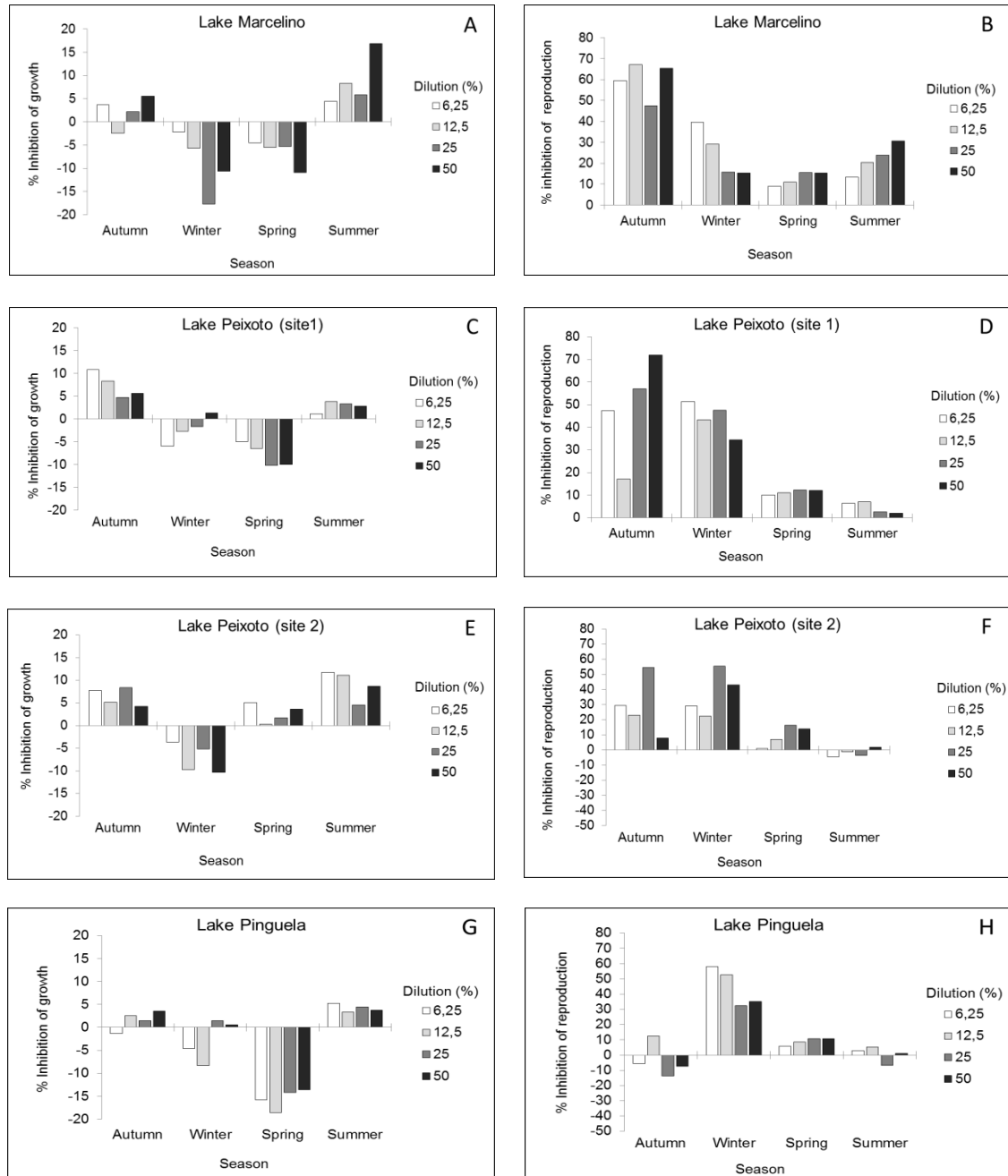


Figure 3. Growth inhibition (A, C and E) and reproduction (B, D and F) rates in *Caenorhabditis elegans* exposed to pore water samples from rural influenced lakes in Osório/RS

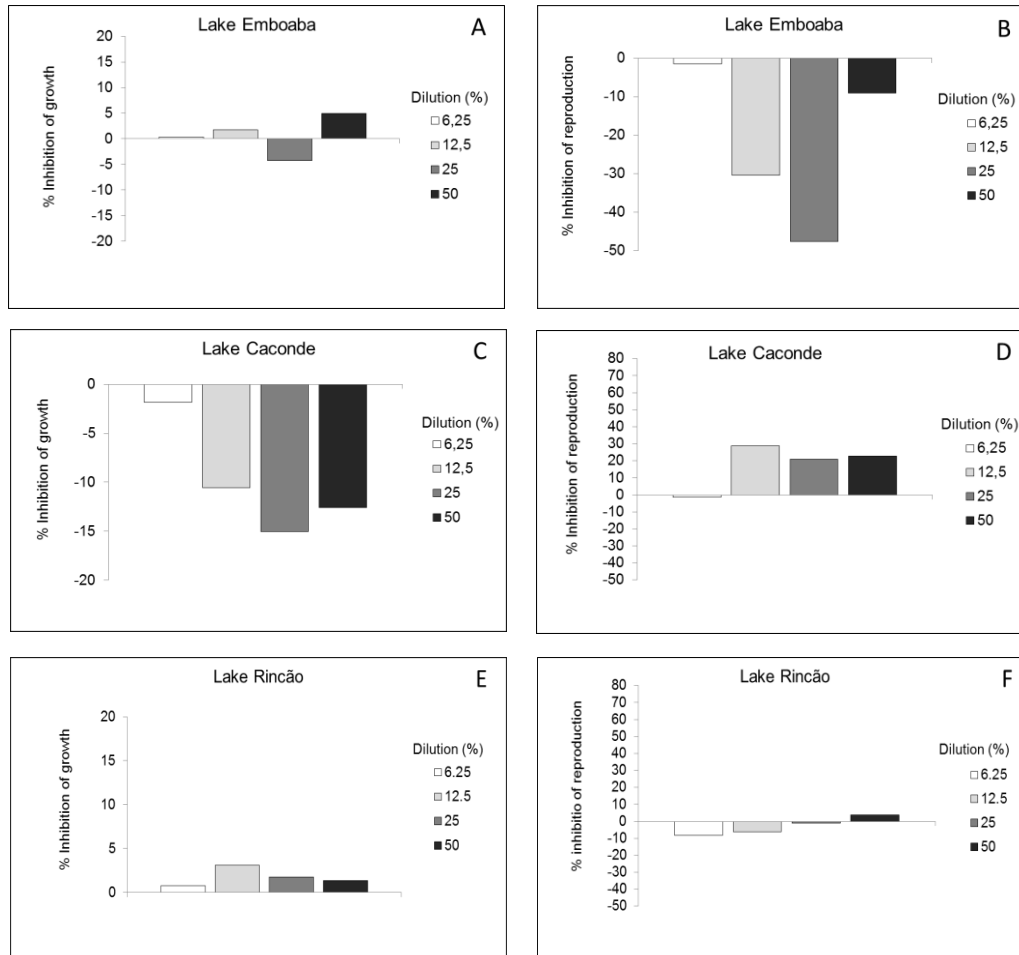


Figure 4. Box-plot of *Caenorhabditis elegans* growth (A, C, E and G) and reproduction (B, D, F and H) exposed to pore water samples from urban influenced lakes in Osório/RS. Significant differences from control are represented by asterisks ($p < 0.05$, *Tukey test and **Dunnet T3 test).

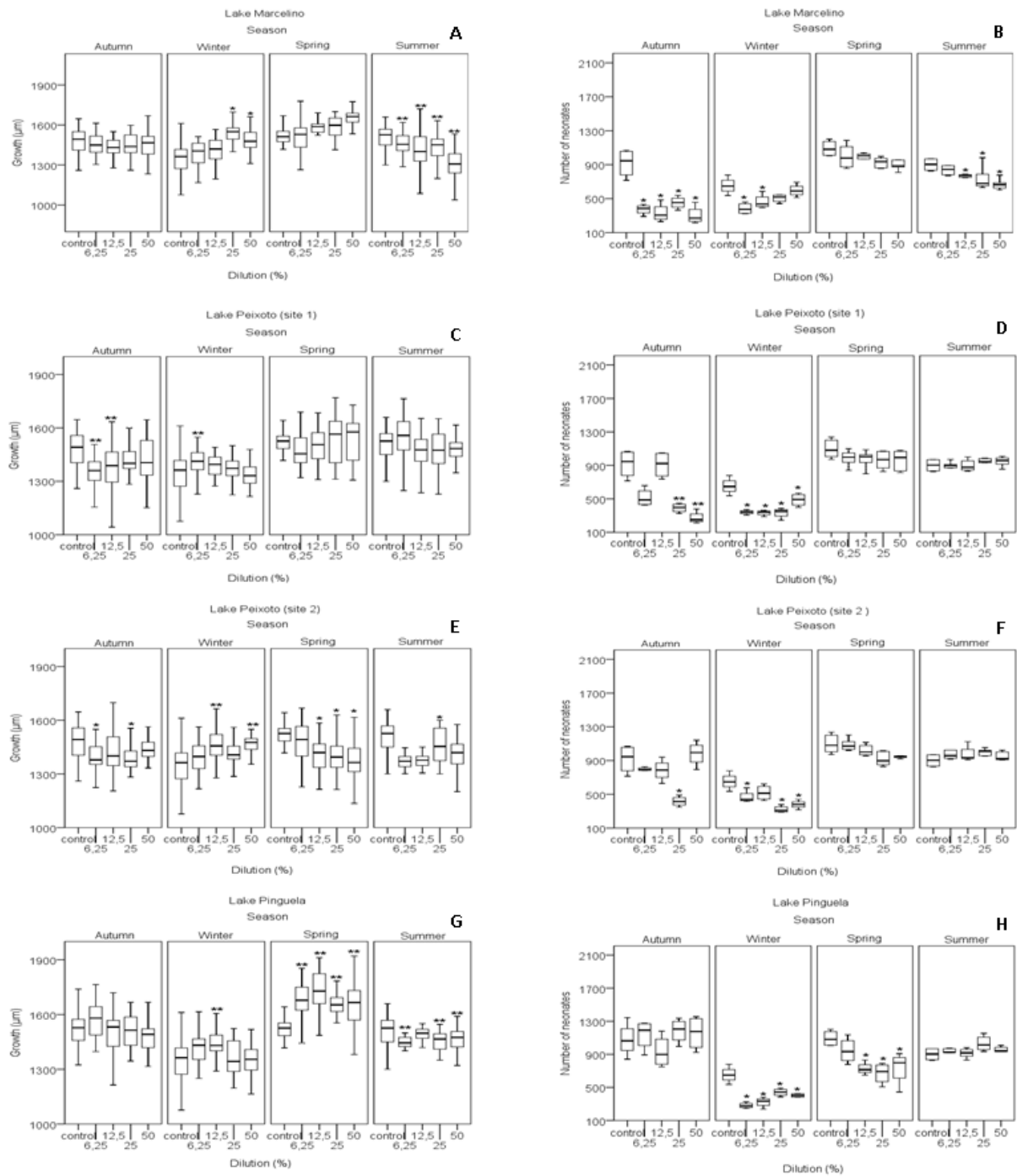


Figure 5. Box-plot of *Caenorhabditis elegans* growth (A, C and E) and reproduction (B, D and F) exposed to pore water samples from rural influenced lakes in Osório/RS. Significant differences from control are represented by asterisks ($p < 0.05$, *Tukey test and **Dunnet T3 test).

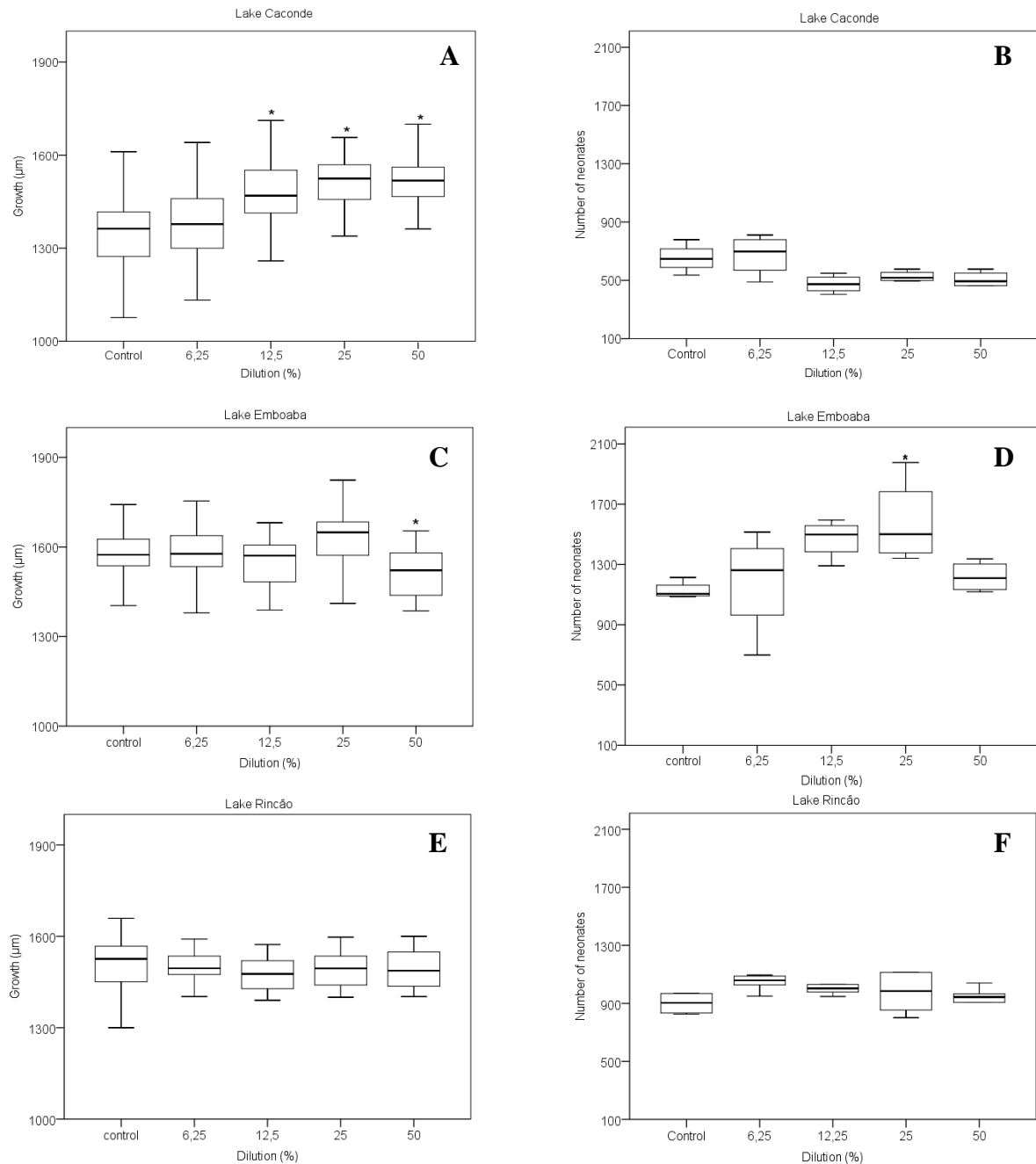


Figure 6. Dendrogram based on *C. elegans* growth and reproduction measures when exposed to pore water samples from six freshwater lakes in Rio Grande do Sul, Brazil.

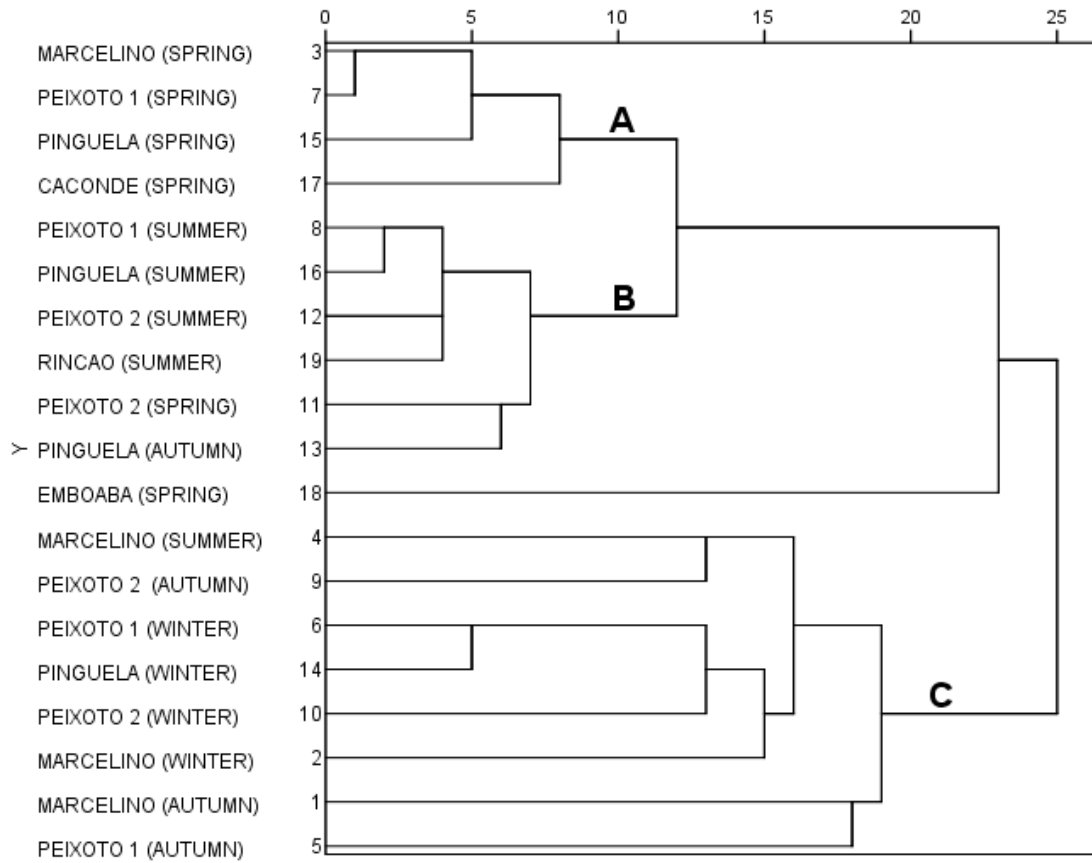


Table 1 - Concentration of metals in the pore water of the lake of the municipality of Osório, RS.

5.2 Parameter (mg/L)	Urban influenced lakes			Rural influenced lakes		
	Marcelino	Peixoto (site 2)	Pinguela	Emboaba	Caconde	Rincão
Al	0,6	0,6	0,6	13,3	0,3	0,1
Ba	0,2	-	0,04	0,3	-	0,2
Fe	10,7	10,2	0,61	40,8	12,3	15,1
Mn	2,5	3,4	0,5	3,2	1,3	1,5
Hg	-	0,0005	-	0,0004	-	-
Zn	-	-	-	0,04	-	-
N-NO ₃ *	1,22	1,3	1,2	2,2	1,3	1,3
N-NH ₄ *	0,73	0,47	0,75	0,18	1,8	0,04
P-PO ₄ *	0,72	0,40	0,37	0,59	0,1	0,07

*Média de quatro amostras

TOXICIDADE EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO NATURAL

Elias Zientarski Michalski^a, Rosane Lanzer^b, Paula Mulazzani Candiago^c, Mateus Gatelli^c

^a Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambiental – Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^b Pós-Doutora em Saúde e Meio Ambiente - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^c Graduando (a) do Curso de Ciências Biológicas - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

Toxicidade

ELIAS ZIENTARSKI MICHALSKI
ROSANE LANZER

EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO NATURAL

PAULA MULAZZANI CANDIAGO
MATEUS GATELLI

O MEIO AMBIENTE RESULTA DA INTERAÇÃO ENTRE OS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS INFLUENCIADOS PELAS AÇÕES ANTRÓPICAS.

A água superficial e a subterrânea são utilizadas para dessedentação de animais e para o abastecimento humano, além do uso na produção de alimentos e em diversas atividades industriais e recreativas. O uso inadequado deste recurso natural traz prejuízos à população humana e ao meio ambiente. Todas as substâncias que chegam aos corpos de água, transportadas pelo solo ou pelo ar, são disseminadas dentro dos

ecossistemas, podendo provocar alterações no seu funcionamento. Essas modificações ocorrem nos aspectos químicos, físicos e biológicos. A identificação dos impactos ao ambiente aquático pode ser realizada por meio de análises físicas e químicas e testes de toxicidade. A análise física e química é o processo no qual se identifica as modificações na qualidade da água, quantificando as substâncias presentes no ambiente. Ensaios de

toxicidade podem ser utilizados para determinar a toxicidade de substâncias químicas, efluentes, lixiviados, avaliar a qualidade da água, apoiar no monitoramento ambiental, entre outros.

Na avaliação da toxicidade são verificados efeitos sobre a sobrevivência, imobilidade, alterações no desenvolvimento, crescimento, reprodução, fertilidade, metabolismo, fisiologia e comportamento de um organismo-teste.

ORGANISMOS UTILIZADOS EM ENSAIOS DE TOXICIDADE

TOXICIDADE AGUDA

Avalia efeitos como mortalidade e imobilidade causados por amostra simples ou composta a um organismo-teste em um curto período de tempo.



CAENORHABDITIS ELEGANS

Nematódeo que vive nos poros do solo e mede cerca de 1 mm de comprimento quando adulto.

NORMA TÉCNICA: ISO/DIS 10872 (2010)



DAPHNIA SIMILIS

Microcrustáceo planctônico, com comprimento máximo de 3,5 mm, consumidor primário na cadeia alimentar, com grande distribuição no Hemisfério Norte.

NORMA TÉCNICA: ABNT 12713/2009



DAPHNIA MAGNA

Conhecido como pulga d'água, é um microcrustáceo planctônico, com 5 a 6 mm de comprimento, distribuído no Hemisfério Norte e que vive de 40 a 56 dias.

NORMA TÉCNICA: ABNT 12713/2009 E OECD 211/2012

TOXICIDADE CRÔNICA

Avalia efeitos adversos que podem não levar à morte do organismo, mas que causam alterações em funções fisiológicas e comportamentais ao organismo-teste a longo prazo (como sobrevivência, crescimento, reprodução e comportamento), em um período de exposição que pode abranger todo seu ciclo de vida ou as fases iniciais de seu desenvolvimento.

LEGISLAÇÃO E NORMAS UTILIZADAS PARA A REALIZAÇÃO DE TESTES

Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelecem as condições e padrões de lançamento de efluentes (Resolução nº 357/2005 e Resolução nº 430/2011).



O Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) fixa padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais por meio da Resolução nº 128/2006.



Testes de toxicidade são realizados obedecendo normas nacionais e internacionais.



Internacional · International Organization for Standardization (ISO) e Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), entre outras.



Nacional · Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

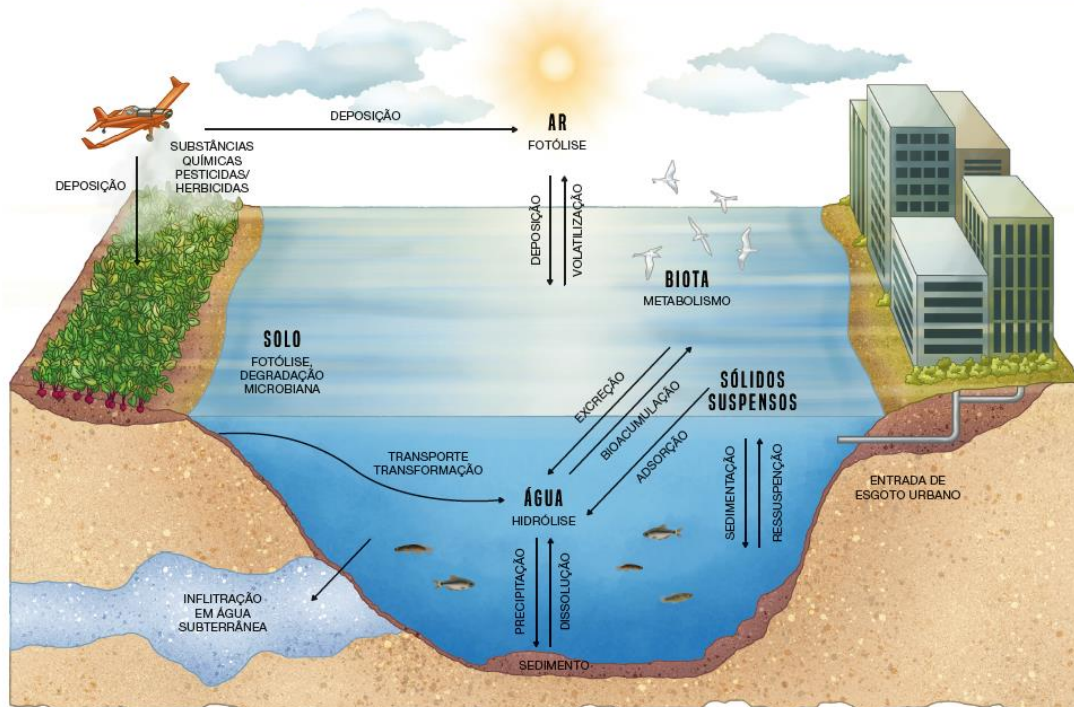
A partir da Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. Os padrões de qualidade das águas, determinados nesta Resolução, estabelecem limites.

NO MEIO AMBIENTE AS SUBSTÂNCIAS SÃO TRANSPORTADAS E/OU TRANSFERIDAS DE UM COMPARTIMENTO AMBIENTAL A OUTRO POR MEIO DE TROCAS ENTRE A ÁGUA, SOLO E AR.

A transferência de um poluente ocorre por meio de processos físicos, químicos e biológicos.

A contaminação de um ambiente por meio de uma substância poluidora depende de suas características físicas e químicas e de sua persistência. No meio aquático, as principais vias de poluição são pela entrada de esgoto e agroquímicos, representando uma ameaça aos ecossistemas.

USO DA ÁGUA	
Classe Especial	Abastecimento para o consumo humano com desinfecção. Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	Abastecimento para o consumo humano após tratamento simplificado. Proteção das comunidades aquáticas. Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho). Irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo, ingeridas cruas e sem remoção de película. Proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.
Classe II	Abastecimento para o consumo humano após tratamento convencional. Proteção das comunidades aquáticas. Recreação de contato primário como natação, esqui aquático e mergulho. Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto. Aqüicultura e atividade de pesca.
Classe III	Abastecimento para o consumo humano após tratamento convencional ou avançado. Irrigação de culturas arbóreas cerealíferas e forrageiras. Pesca amadora. Recreação de contato secundário. Dessecação de animais.
Classe IV	Navegação. Harmonia paisagística.



A PARTIR DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA É POSSÍVEL ESTABELECEER CLASSES DE TOXICIDADE, PODENDO AVALIAR O RISCO DA EXPOSIÇÃO HUMANA OU DA BIOTA AQUÁTICA A ESTA ÁGUA. A TOXICIDADE SE TORNA MAIOR QUANDO SÃO OBSERVADOS EFEITOS DELETÉRIOS MESMO EM BAIXAS CONCENTRAÇÕES OU NO CASO DAS LAGOAS EM ALTA DILUIÇÃO DA AMOSTRA DE ÁGUA.


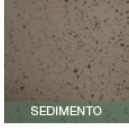
O contato primário ou secundário com águas poluídas pode ser avaliado de forma quantitativa ou qualitativa. A toxicidade aguda e crônica na forma quantitativa pode ser diferenciada por classes de toxicidade a partir de uma série de diluições da amostra. Na forma qualitativa, o resultado pode ser expresso como "tóxico", quando o efeito provocado pela amostra for significativamente maior que o observado na amostra controle, ou "não tóxico", quando não houver diferença significativa. As substâncias químicas que chegam ao meio ambiente se distribuem nos distintos compartimentos ambientais.

Sua distribuição e transferência entre os distintos compartimentos ambientais dependem, por um lado, das propriedades próprias, e por outro, das características ambientais. A verificação da toxicidade é importante em lagoas com influência direta ou indireta de ações antrópicas ou cujo uso possa trazer risco ao homem e às comunidades biológicas. Há uma estreita relação entre o corpo de água de uma lagoa e o sedimento e deste com a água ligada a seus poros. Desta forma, o nível de toxicidade pode ser distinto entre estes compartimentos ambientais, assim como a resposta dos diferentes organismos-teste.

DETERMINAÇÃO QUANTITATIVA			
TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA <i>D. similis</i> e <i>D. magna</i>	TOXICIDADE CRÔNICA <i>C. elegans</i>	CLASSES DE TOXICIDADE	
NÍVEL MÁXIMO DE DILUIÇÃO SEM EFEITO			
Amostra original	-	0	Toxicidade não detectada
1:2	1:2	I	Muito pouco tóxica
1:4	1:4	II	Toxicidade leve
1:8	1:8	III	Toxicidade moderada
1:16	1:16	IV	Toxicidade notável
1:32	-	V	Toxicidade alta
≤ 1:64	-	VI	Toxicidade extrema

DETERMINAÇÃO QUALITATIVA	
NÃO TÓXICO	TÓXICO

LEGENDA DE IDENTIFICAÇÃO DE TOXICIDADE

 ÁGUA	 C. ELEGANS
 ÁGUA INTERSTICIAL	 D. SIMILIS
 SEDIMENTO	 D. MAGNA

COMPARTIMENTO ANALISADO

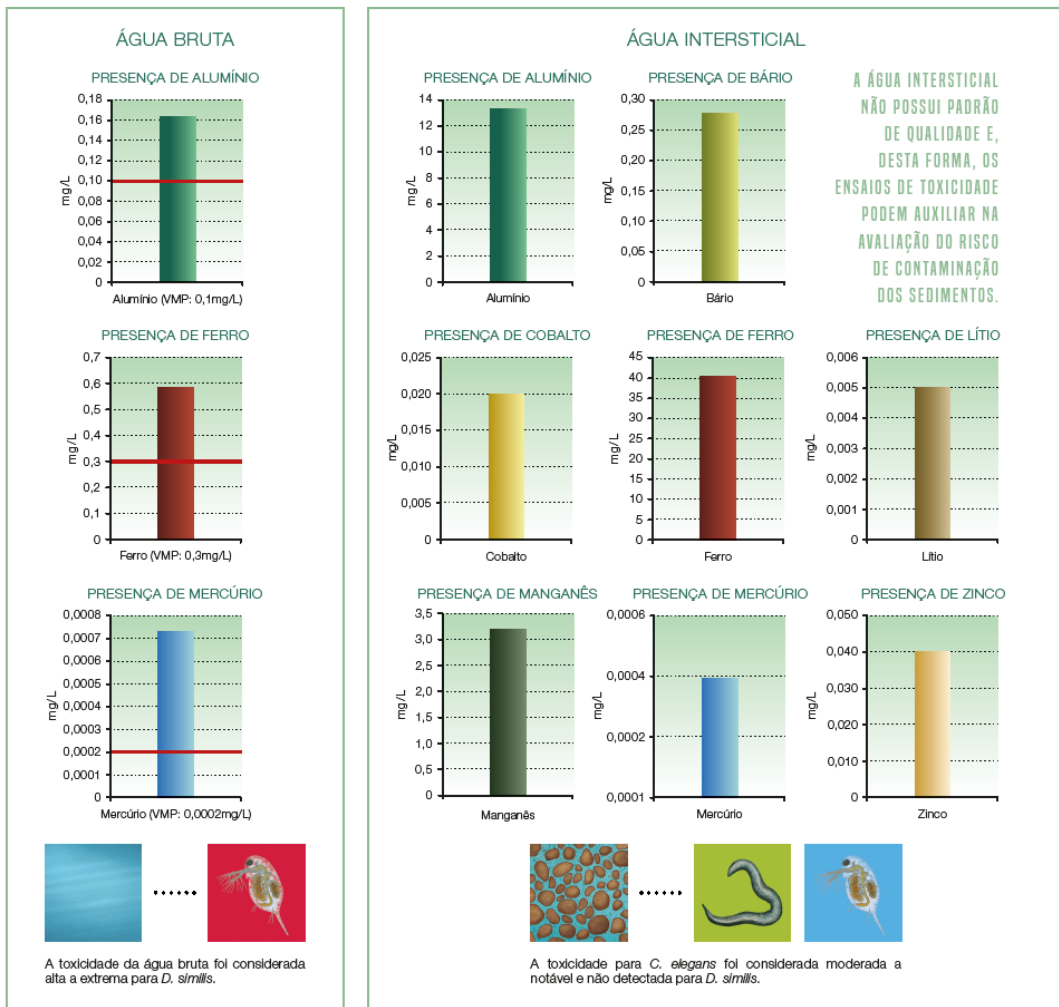
ORGANISMO UTILIZADO PARA O TESTE
A cor indica a classe de toxicidade

LAGOA DA EMBOABA

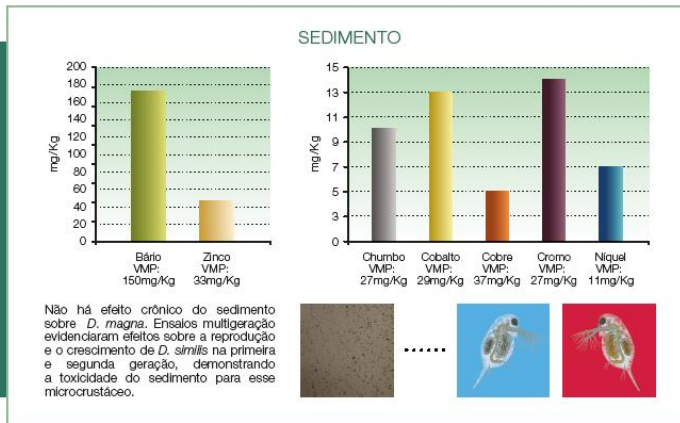
Alguns dos metais pesados considerados tóxicos são também nutrientes essenciais aos seres vivos quando disponibilizados em pequenas concentrações, logo, a sua falta provoca deficiência, podendo resultar em problemas de desenvolvimento, como é o caso do ferro, cobre e manganês. Por outro lado, a disponibilidade em altas concentrações desses elementos nos ecossistemas,

provenientes de processos industriais ou naturais, pode levar animais e vegetais a absorvê-los em quantidades excessivas, provocando, desta forma, a intoxicação. A água da Lagoa da Emboaba é usada para abastecimento urbano. Esta lagoa possui margens bem preservadas e no seu entorno predominam atividades agropastoris. As concentrações de alumínio, ferro e mercúrio na

água bruta definem a Lagoa da Emboaba como classe 3, ou seja, águas que podem ser usadas para abastecimento após tratamento convencional ou avançado como também para recreação de uso secundário. Como muitas substâncias nocivas são incluídas no sedimento através da água intersticial, a concentração destas neste compartimento é decisiva.



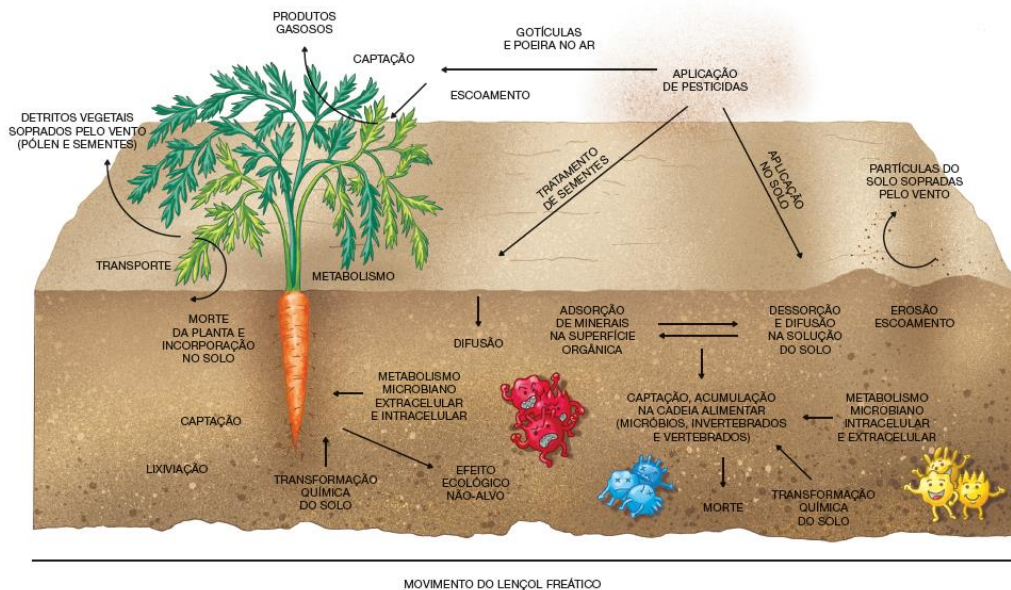
VMP Valor Máximo Permitido — A linha horizontal vermelha indica o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para classes de água destinadas ao consumo humano após tratamento convencional e à recreação de contato primário.



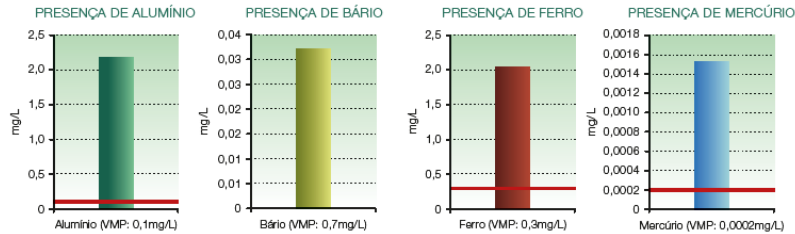
Há uma grande quantidade de metais presentes no sedimento, mas somente zinco e bário ficam acima dos valores máximos permitidos pela legislação (CONAMA nº 420/2009 e FEPAM nº 85/2014). Alumínio, ferro e manganês, embora presentes, não possuem padrões estabelecidos.

LAGOA DOS BARROS

Agroquímicos, ao serem introduzidos no ambiente, podem escoar para rios e lagos, atingindo com facilidade os lençóis freáticos, dispersarem na atmosfera por volatilização, sofrerem processo de transformação por microrganismos e acumularem ao longo da rede alimentar. Os agroquímicos utilizados em lavouras podem ter na água de irrigação o meio mais rápido de atingir mananciais hídricos e afetar organismos não-alvo, proporcionando contaminação ambiental com impactos negativos.



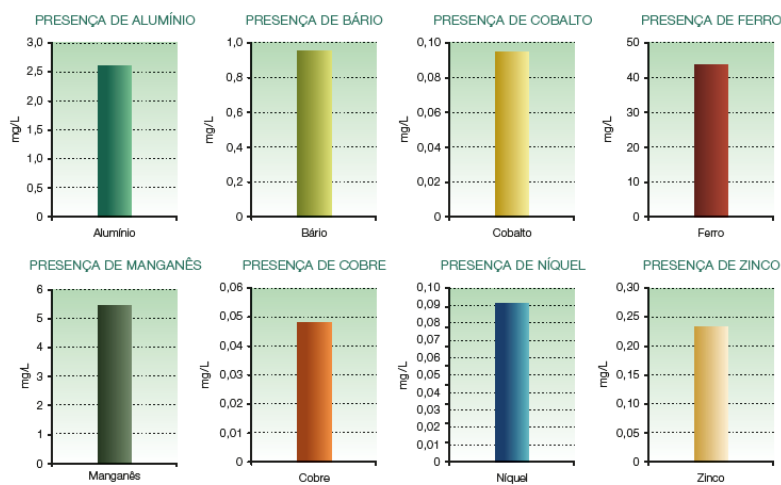
ÁGUA BRUTA



As concentrações de ferro, mercúrio e alumínio classificam a qualidade da água da Lagoa dos Barros nas classes 3 e 4, sendo a classe 4 de uso para navegação e harmonia paisagística.

VMP Valor Máximo Permitted — A linha horizontal vermelha indica o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para classes de água destinadas ao consumo humano após tratamento convencional e à recreação de contato primário.

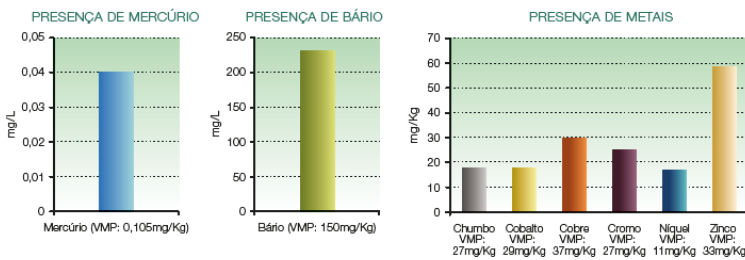
ÁGUA INTERSTICIAL



AS SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS DISSOLVIDAS NA ÁGUA INTERSTICIAL SÃO DISPONÍVEIS PARA OS ORGANISMOS BENTÔNICOS.

A disponibilidade dos metais aos demais organismos, pode ocorrer pela transferência dentro da rede trófica, atingindo grande quantidade de espécies.

SEDIMENTO



O ensaio de toxicidade crônica com o sedimento da Lagoa dos Barros usando *D. magna* e *D. similis* evidenciou efeitos sobre o crescimento para ambos os microcrustáceos e redução no número de neonatos em *D. similis*. A toxicidade do sedimento foi classificada como alta.

5.3 TOXICIDADE EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO ARTIFICIAL

Elias Zientarski Michalski^a, Rosane Lanzer^b, Paula Mulazzani Candiago^c, Mateus Gatelli^c

^a Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambiental – Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^b Pós-Doutora em em Saúde e Meio Ambiente - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^c Graduando do Curso de Ciências Biológicas - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

Toxicidade

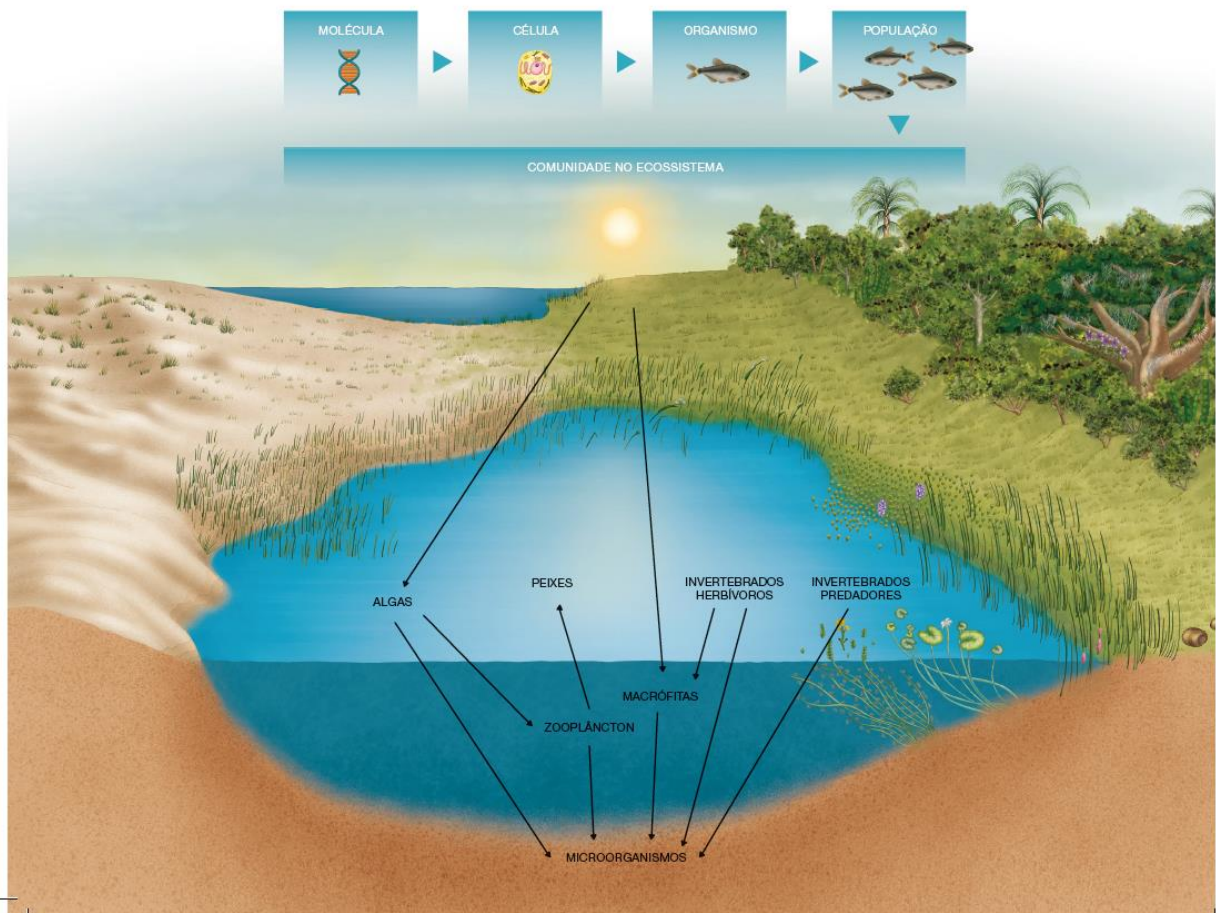
ELIAS ZIENTARSKI MICHALSKI
ROSANE LANZER

EM LAGOAS COM ENVELHECIMENTO ARTIFICIAL

PAULA MULAZZANI CANDIAGO
MATEUS GATELLI

OS EFEITOS DAS SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS SÃO PERCEBIDOS EM TODOS OS NÍVEIS DE ORGANIZAÇÃO BIOLÓGICA, DA MOLÉCULA AO ECOSISTEMA.

Muitas destas substâncias liberadas no ambiente se acumulam nos organismos, percorrendo as redes tróficas a partir da acumulação nos produtores primários, destas passando aos diferentes níveis tróficos até atingir os seres humanos.



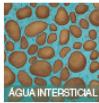

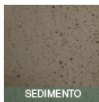



LAGOA DO CACONDE

Os metais permanecem no ecossistema por um longo período de tempo, sobretudo no sedimento. Os metais pesados podem ser encontrados na água como resultado de atividades antropogênicas (mineração, metalurgia, esgotos, lixos, uso de combustíveis) ou de processos naturais, podendo ser encontrados em teores altos em solos ou sedimentos.

Muitas substâncias tóxicas que entram na água das lagoas podem ser bioacumuladas nos organismos e biomagnificadas nas cadeias tróficas, provocando distúrbios nos processos metabólicos dos seres vivos, incluindo o homem.

LEGENDA DE IDENTIFICAÇÃO DE TOXICIDADE

 ÁGUA	 C. ELEGANS
 ÁGUA INTERSTICIAL	 D. SIMILIS
 SEDIMENTO	 D. MAGNA
COMPARTIMENTO ANALISADO	ORGANISMO UTILIZADO PARA O TESTE A cor indica a classe de toxicidade.

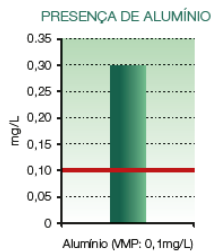
CLASSES DE TOXICIDADE

Toxicidade não detectada
Muito pouco tóxica Toxicidade leve
Toxicidade moderada Toxicidade notável
Toxicidade alta Toxicidade extrema

VMP Valor Máximo Permitido

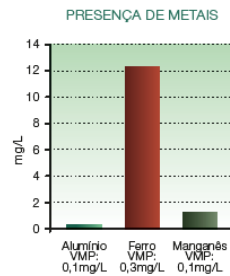
A linha horizontal vermelha indica o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para classes de água destinadas ao consumo humano após tratamento convencional e à recreação de contato primário.

ÁGUA BRUTA



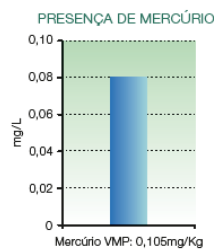
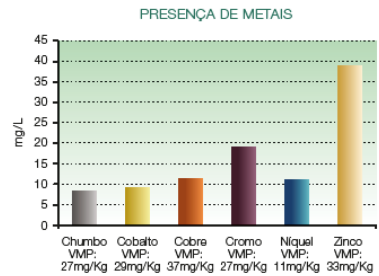
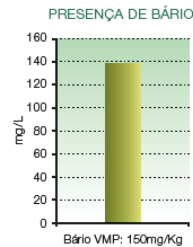
A toxicidade da água bruta verificada em teste multigeracional com *D. similis* foi considerada tóxica, afetando o crescimento e a reprodução da segunda geração do microcrustáceo.

ÁGUA INTERSTICIAL



A toxicidade da água intersticial verificada com *C. elegans* foi considerada moderada a notável e para *D. similis* não detectada.

SEDIMENTO



O ensaio de toxicidade crônica utilizando o organismo-teste *D. similis* evidenciou efeito sobre o crescimento e a reprodução.

LAGOA DO MARCELINO, LAGOA DO PEIXOTO E LAGOA DA PINGUELA



Blococoncentração = $\frac{\text{Concentração}_{\text{Organismo}}}{\text{Concentração}_{\text{Meio}}}$ ⁻¹
 Biomagnificação = $\frac{\text{Concentração}_{\text{Organismo}}}{\text{Concentração}_{\text{Alimento}}}$ ⁻¹
 Bioacumulação = $\text{Concentração}_{\text{Organismo}} \times (\text{Concentração}_{\text{Meio}} + \text{Concentração}_{\text{Alimento}})^{-1}$

BIOMAGNIFICAÇÃO NA REDE TRÓFICA

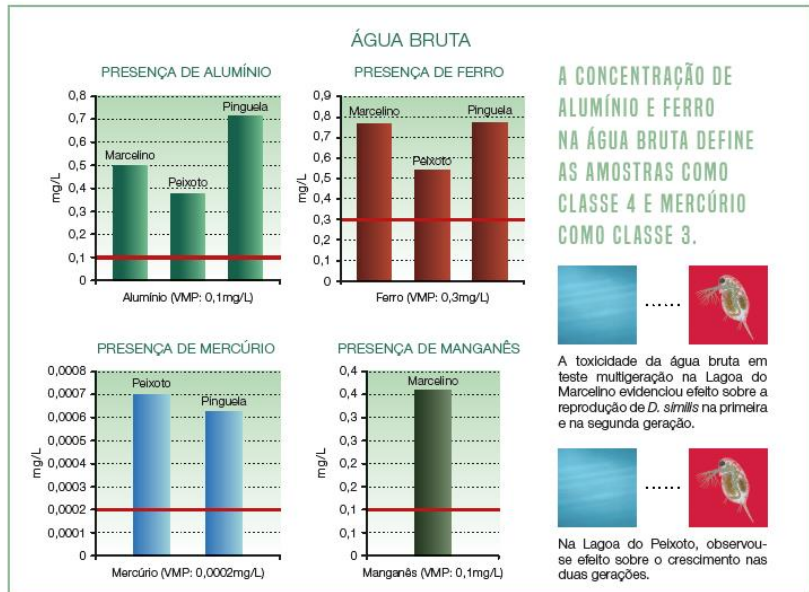
- 1º Nível ● Acúmulo de substâncias em algas e sedimento.
- 2º Nível ●● Peixes menores consomem as algas.
- 3º Nível ●●● Peixes carnívoros consomem os peixes menores.
- 4º Nível ●●●● O homem consome os peixes.

O esgoto doméstico é gerado nas residências, escolas, hospitais e no comércio em geral, sendo originário de sanitários, pias de cozinha, máquinas ou tanques de lavar roupa/louça e demais águas residuais das edificações urbanas, que se destinam à rede pública de coleta.

Os poluentes presentes no esgoto podem ser orgânicos biodegradáveis (detergentes, inseticidas, fertilizantes, graxas, entre outros) ou advindos de efluentes domésticos, principalmente de produtos químicos que ao longo do tempo são decompostos pela ação de bactérias.

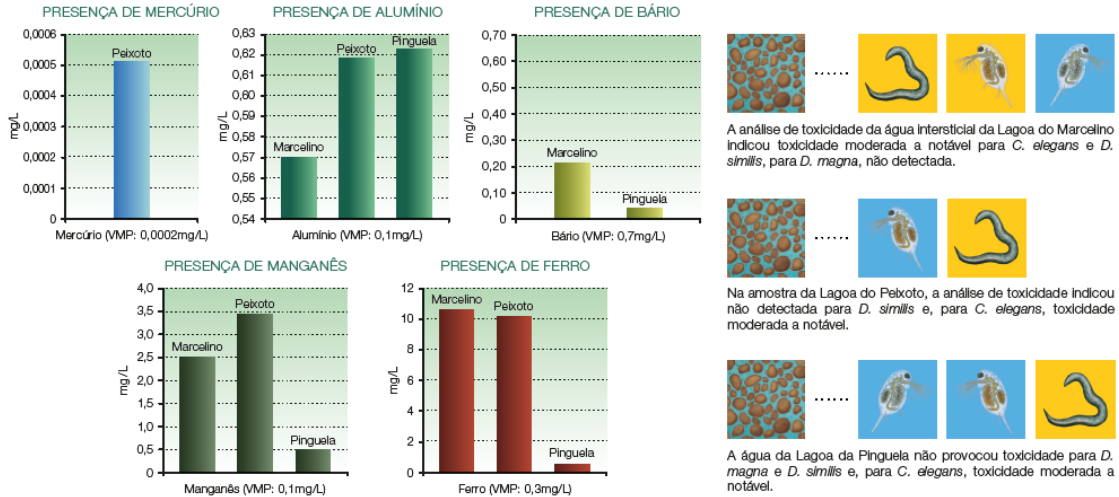
O ferro em excesso tem potencial para causar danos nas células lipídicas, ácidos nucleicos, proteínas e carboidratos, interferindo na função e na integridade celular.

Quantidades inadequadas de manganês no alimento de animais domésticos resultam em redução da capacidade reprodutiva e deformidade ou deficiência na maturidade de jovens.



VMP Valor Máximo Permitido — A linha horizontal vermelha indica o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para classes de água destinadas ao consumo humano após tratamento convencional e à recreação de contato primário.

ÁGUA INTERSTICIAL

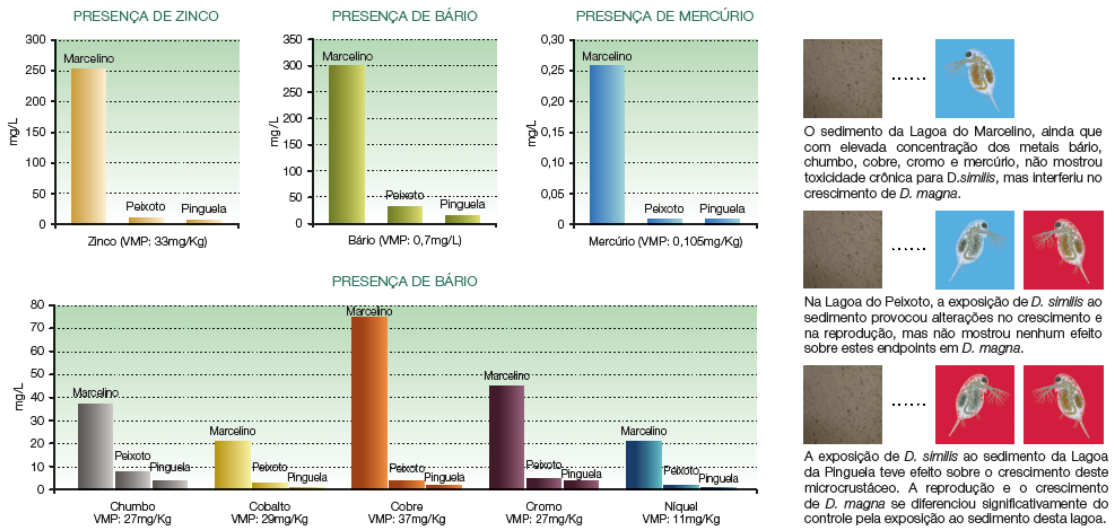


Os efeitos dos compostos químicos são percebidos em todos os níveis de organização biológica da molécula até o ecossistema. Os metais pesados liberados no ambiente se acumulam nos organismos, percorrendo as cadeias

tóxicas a partir da acumulação em produtores primários e destes passando aos herbívoros e carnívoros, inclusive os humanos. Metais pesados permanecem no ecossistema em concentrações perigosas por um longo período,

sobretudo nos sedimentos. O enriquecimento de metais pesados em um ecossistema pode oferecer efeitos nocivos à saúde humana e aos componentes naturais destes, como os animais e as plantas.

SEDIMENTO



5.4 TOXICIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Paula Mulazzani Candiago^a, Rosane Lanzer^b, Elias Zientarski Michalski^c, Pedro Antônio Roehe Reginato^d

^a Graduanda do Curso de Ciências Biológicas - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^b Pós-Doutora em em Saúde e Meio Ambiente - Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

^c Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambiental – Laboratório de Toxicologia e Limnologia – Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

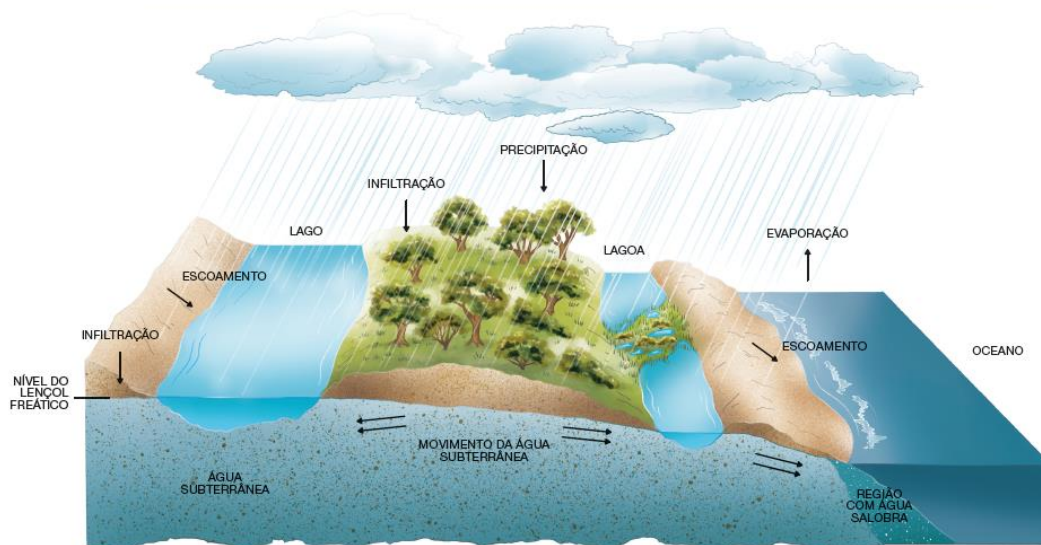
^d Doutor em Engenharia de Minas –Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS/Brasil.

Toxicidade da água subterrânea

PAULA MULAZZANI CANDIAGO
ROSANE LANZER
ELIAS ZIENTARSKI MICHALSKI
PEDRO ANTONIO ROEHE REGINATO

TODOS OS CORPOS DE ÁGUA ESTÃO INTERLIGADOS PELO CICLO HIDROLÓGICO. ESSES CORPOS HÍDRICOS SÃO LAGOAS, RIOS, ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E OCEANOS, OS QUAIS SÃO CARACTERIZADOS A PARTIR DE SUA HIDROLOGIA, MEDIDAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS.

As águas subterrâneas de Osório apresentam um fluxo mais ou menos constante de água no que se refere à direção e velocidade, características estas que são reguladas pela porosidade e permeabilidade dos aquíferos da região e pela pressão que essas águas subterrâneas sofrem da bacia hidrográfica do Gualba.



Representação de parte do ciclo hidrológico e a formação da água subterrânea através dos processos de infiltração.

O AQUIFERO CONTEM UMA MISTURA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE VÁRIAS IDADES.

As águas jovens resultam de precipitações locais, o que as tornam sensíveis às condições climáticas; as águas mais antigas foram recarregadas há mais tempo e, muitas vezes, a partir de outros lugares, refletindo, em maior escala, o espaço-tempo das condições climáticas. As águas jovens não são apenas mais rapidamente renováveis, elas são mais sen-

síveis às variações do clima e do solo, sendo mais propensas às contaminações antrópicas.

O tempo de residência da água subterrânea, devido ao seu lento movimento através do solo, faz com que uma vez poluída permaneça assim por décadas ou até centenas de anos.

Os casos de contaminação são variados e dependem do contaminante e da geologia da região, podendo os efeitos perdurarem por longo período de tempo.

RELAÇÃO ESPAÇO-TEMPO DA REVERSIBILIDADE POR CONTAMINAÇÕES EM DIFERENTES ESCALAS E DIFERENTES SISTEMAS HÍDRICOS (ADAPTADO DE CHAPMAN, 1996)

TEMPO DE RECUPERAÇÃO	ESCALA				REVERSIBILIDADE
	LOCAL	NACIONAL	CONTINENTAL	GLOBAL	
< 1 ano		Rios			Rápida recuperação
1 - 10 anos		Lagos e reservatórios	Acidificação		Reversível
10 - 100 anos		Águas subterrâneas		Transporte de poluente atmosférico de longo alcance	Reversibilidade limitada
> 100 anos	Grandes barragens				Irreversível

As águas encontradas em aquíferos fraturados e em rochas sedimentares são mais suscetíveis à contaminação devido a fatores como composição da água de recarga, tempo de contato da água com o meio físico, clima e poluição. Esta qualidade também está condicionada à dissolução dos minerais presentes nas rochas.

Em dependência da geologia, íons dissolvidos como ferro, cálcio, magnésio, cloreto e outros podem estar em concentração superior ao estabelecido pelos padrões de potabilidade, mas a quantidade destes íons também pode ser decorrente de despejos domésticos e urbanos.

A água, para ser considerada potável, deve atender aos padrões de potabilidade da Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011, que determina a quantidade permitida de certas

substâncias que irão garantir a qualidade da água para o consumo humano. Esses padrões visam a proteção do meio ambiente e da saúde pública, com controle de microrganismos patogênicos, substâncias tóxicas, venenosas ou radioativas. Valores maiores que os definidos pela Legislação podem provocar efeitos cumulativos nos organismos e gerar distúrbios.

A análise da água subterrânea da cidade de Osório foi realizada por meio do levantamento dos poços em cadastros existentes, sendo listados 177 poços, dos quais 15 foram selecionados para avaliação da toxicidade. A escolha destes poços considerou a proximidade de possíveis fontes de contaminação, abastecimento comunitário/particular ou má qualidade detectada por análises físicas, químicas e microbiológicas.



A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) criou o Indicador de Potabilidade das Águas Subterrâneas (IPAS), seguindo a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011.

O IPAS classifica a qualidade da água subterrânea a partir do percentual de parâmetros em conformidade com os padrões organolépticos (cor, odor, gosto) e padrões de potabilidade para substâncias que representam risco à saúde.

As águas analisadas foram consideradas boas, com média de 90,4% de potabilidade. Ainda que a partir do IPAS a qualidade tenha sido classificada como boa, foram identificados parâmetros que demandam atenção dos órgãos gestores e dos consumidores da água de alguns poços.

Os resultados das análises físicas, químicas, bacteriológicas e de metais pesados evidenciam contaminação na água dos poços por cloreto, fluoreto, alumínio, chumbo, ferro, manganês e mercúrio. Em dois poços, também foi constatada a presença de microrganismos patogênicos (coliformes totais e *Es-*

cherichia coli) e a ingestão dessa água pode trazer problemas como diarreia e complicações gastrointestinais. Segundo a Portaria nº 2914/2011, as amostras de água não devem conter coliformes totais e *E. coli* em 100 ml.

Os metais, quando encontrados na forma de metais traço (em baixas concentrações) são essenciais para todas as formas de vida. Porém, em concentrações acima do permitido, agem produzindo efeitos biológicos adversos sobre o ciclo de vida dos organismos, seja no crescimento, reprodução, metabolismo e até mesmo na sobrevivência. Eles podem matar (serem letais) ou prejudicar o organismo sem matá-lo diretamente (causar efeitos subletais).

Muitas substâncias não são analisadas ou não têm limite estabelecido (ex. medicamentos, nanopartículas, alguns pesticidas). A quantidade disponível no meio (biodisponibilidade), o antagonismo (substância reduz ou neutraliza o efeito de outra) e sinergismo (substância aumenta os efeitos de outra) também não podem ser avaliados por meio da análise química.

POÇO	IPAS (%)	PARÂMETROS ENCONTRADOS
P1	66,7	Cloreto, cor, ferro, fluoreto, manganês, sólidos dissolvidos totais, turbidez e ortofosfato*
P2	95,8	Ortofosfato*
P3	95,8	Fluoreto
P4	87,5	Cor, ferro, mercúrio
P5	87,5	Cor, fluoreto e turbidez
P6	83,3	Cor, turbidez, coliformes totais, <i>E. coli</i>
P7	95,8	Ortofosfato*
P8	91,7	Chumbo e ortofosfato*
P9	95,8	Ortofosfato*
P10	95	Cor e ferro
P11	100	-
P12	100	-
P13	83,3	Cor, ferro, ortofosfato* e turbidez
P14	91,7	Ferro e ortofosfato*
P15	87,5	Alumínio, Coliformes totais, <i>E. coli</i>
Média IPAS		90,4% DE POTABILIDADE

■ RUIM (0 - 33%)
 ■ REGULAR (33,1 - 67%)
 ■ BOA (67,1 - 100%)

*Ortofosfato (fósforo inorgânico): seguiu o teor de fósforo total para sistemas léticos, encontrado na Resolução 357/05 do CONAMA.

IPAS dos 15 poços avaliados com respectiva classificação da qualidade das águas.

A CARACTERIZAÇÃO GERAL DOS 15 POÇOS FOI FEITA POR 24 PARÂMETROS

PARÂMETROS ORGANOLÉPTICOS

Alumínio, cloreto, cor, dureza total, ferro, manganês, sódio, sólidos totais dissolvidos, sulfato, turbidez e zinco.

PARÂMETROS QUÍMICOS

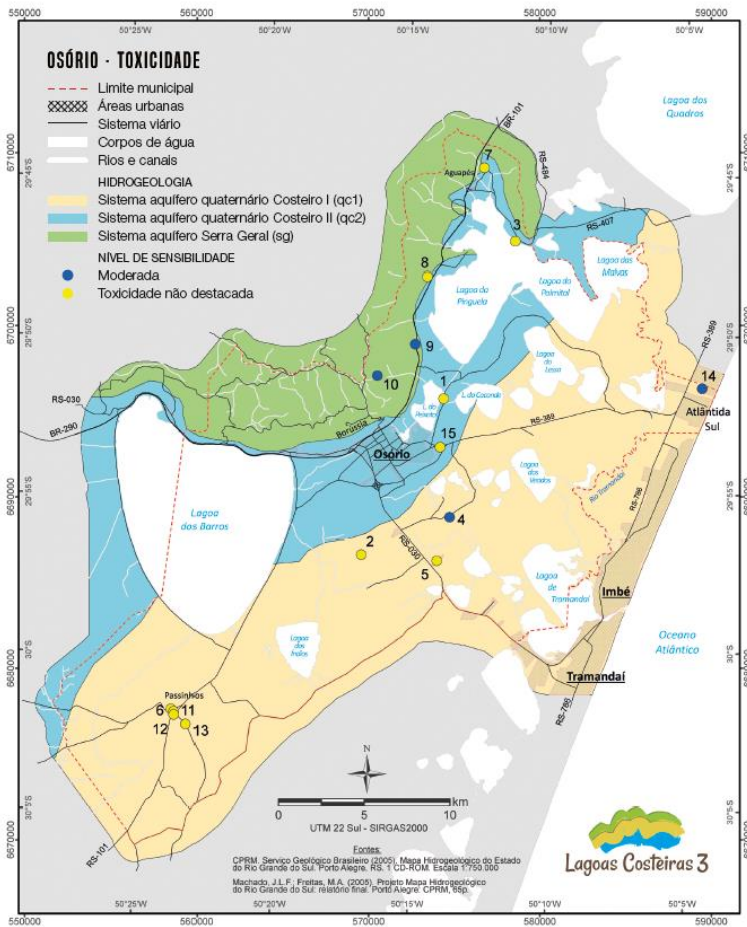
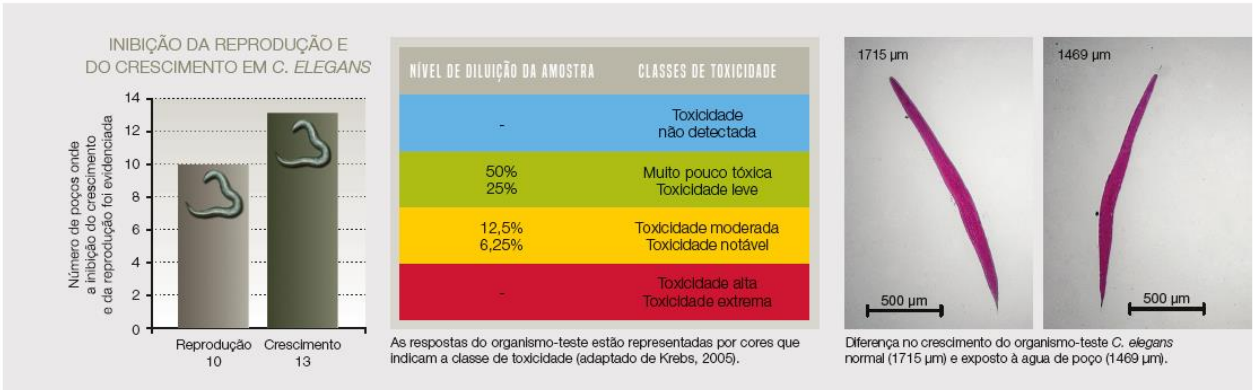
Bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, fluoreto, mercúrio, níquel, nitrogênio nitrato, ortofosfato e sulfato.

PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

Coliformes totais e *Escherichia coli*.

PARÂMETROS	VMP	POSSÍVEIS DANOS À SAÚDE HUMANA QUANDO O PARÂMETRO EXCEDE O VMP
Alumínio	0,2mg/L	Estudos epidemiológicos sugerem uma possível associação entre o Mal de Alzheimer e alumínio na água, como um fator de risco para o desenvolvimento ou aceleração da doença.
Chumbo	0,01mg/L	Pode afetar quase todos os órgãos, sendo o sistema nervoso central o mais sensível.
Cloreto	250mg/L	Provoca o sabor salgado na água e possui efeitos laxativos.
Ferro	0,3mg/L	Tanto a deficiência quanto o excesso de ferro podem levar à disfunção do sistema imunológico com alterações em órgãos linfoides, na função dos linfócitos, na resposta imune específica e na resistência do hospedeiro e agentes infecciosos.
Fluoreto	1,5mg/L	A exposição crônica através da ingestão pode causar fluorose óssea, causando aumento da densidade óssea, calcificação dos tendões e ligamentos e deformidades ósseas.
Manganês	0,1mg/L	Vários compostos de manganês podem induzir efeitos neurológicos e neuropsiquiátricos como alucinações, instabilidade emocional, fraqueza, distúrbios do comportamento e fala que culminam numa doença semelhante ao Mal de Parkinson, denominada Manganismo.
Mercúrio	0,001mg/L	O consumo de grandes quantidades de mercúrio pode causar dano ao sistema nervoso, áreas sensoriais e de coordenação, com o surgimento de formigamento nas extremidades e ao redor da boca, falta de coordenação e diminuição do campo visual. O risco por consumos de pescados e mariscos depende da quantidade ingerida e dos níveis de mercúrio presentes nos organismos.

Valor Máximo de Potabilidade (VMP) segundo a Portaria MS nº 2914/2011 para os parâmetros identificados nos aquíferos da região de Osório e seus possíveis efeitos no corpo humano, quando a água ingerida possui valores acima do permitido pela legislação.



A toxicidade dos poços foi verificada com o organismo-teste *Caenorhabditis elegans*. O teste de toxicidade crônica avalia o ciclo de vida do organismo, que apresenta mudanças em relação ao crescimento e ao tamanho da prole na reprodução. A norma utilizada foi a ISO/DIS 10872 (2010).

No município de Osório, 11 poços apresentaram toxicidade moderada e em quatro poços a toxicidade não foi detectada. A reprodução de *Caenorhabditis elegans* foi inibida em 10 poços, enquanto efeitos sobre o crescimento do organismo-teste foi constatado em 13 poços.

A BOA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA É MUITO IMPORTANTE DEVIDO A SUA UTILIZAÇÃO NO ABASTECIMENTO PÚBLICO, IRRIGAÇÃO E ÁREAS DE DESCARGAS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS (LAGOS).

Desta forma, o monitoramento por meio de testes toxicológicos se torna imprescindível como um complemento às análises físicas, químicas e microbiológicas, contribuindo para uma avaliação integrada da qualidade da água e auxiliando na tomada de decisões dos responsáveis pelo gerenciamento ambiental.

6. REFERÊNCIAS

AHLERT, S.; REGINATO, PAR. Utilização de geoprocessamento na avaliação da vulnerabilidade dos sistemas aquíferos Serra Geral e Guarani na região nordeste do Rio Grande do Sul. In: *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE; Curitiba. 2011. p.5402-5409. 2011.

AKINMOSIN, A.; OSINOWO, O. O.; OLADUNJOYE, M. A. Radiogenic components of the Nigeria Tars and Deposits. **Earth Science Research Journal**, v.13, n.1, p. 64–73. 2009.

ALBERTS, B.; BRAY, D.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K; WATSON, J. D. *Biologia Molecular da Célula*. 4 ed. New York: **Garland Science**. P.1725. 2004.

BRASIL - ANA – Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional/ Agência Nacional de Águas; Engecorp/Cobrape. – Brasília: ANA: Engecorpa/ Cobrape, 2010. Volume 1 Encarte Especial sobre a Crise Hídrica. Disponível em <<http://conjuntura.ana.gov.br/docs/crisehidrica.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

BRASIL – ANA - Agência Nacional de Águas. Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos / Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2. ed. Brasília: ANA, 2013.

BRASIL - ANA - Agência Nacional de Águas. Disponibilidade e Demanda de Recursos Hídricos no Brasil. Caderno de Recursos Hídricos 2007. Disponível em <<http://www.ana.gov.br/sprtew/2/2-ANA.swf>>. Acesso em 30 de junho de 2016.

BRASIL – ANA - Agência Nacional de Águas. Panorama das águas. 2018. Disponível em <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/agua-superficial>. Acesso em 01 de março de 2018.

BRASIL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT . (2006a). NBR 12212. Poço tubular – Projeto de poço tubular para captação de água subterrânea. Rio de Janeiro, p.5. 2006.

BRASIL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT . (2006b). NBR 12244. Poço tubular – Construção de poço tubular para captação de água subterrânea. Rio de Janeiro, p.10. 2006.

BRASIL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT. nº 12713: ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda - método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, p.21 2004.

BRASIL - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE - - Rio Grande do Sul – Osório. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/osorio/panorama>>. Acesso em: 08 de março de 2018.

BRASIL – MS - MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria de Vigilância em Saúde. Inspeção sanitária em abastecimento de água. Brasília: Ministério da Saúde. 84 p. 2006.

BRASIL. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em 30 de agosto de 2016.

BURTON JR.; BAUDO G. A.; BELTRAMI R.; M.; ROWLAND, C. Assessing sediment contamination using six toxicity assays. **Journal Of Limnology**. v.60, n2, p.263-267. 2001.

CARPENTER, S. R. Eutrophication of aquatic ecosystems: stability and soil phosphorus. **Prococeeding of the National Academy of Sciences**. v102, p10002–10005. 2005.

CARR, G. M.; J. P. NEARY. Water Quality for Ecosystem and Human Health, 2nd Edition. United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System.

Disponível em: <https://www.unenvironment.org/resources/report/water-quality-ecosystem-and-human-health>. 2008. Acesso em 28 de fevereiro de 2018.

CESAR, A.; MARÍN-GUIRAO, L.; VITA, R.; MARÍN, A. Sensibilidad de anfípodos y erizos del Mar Mediterráneo a substancias tóxicas de referencia. **Ciencias Marinas**. V.28, n.4, p407-417. 2002.

CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin**. v.44, p.7-15. 2002b.

CHAPMAN, P. M.; HO, K., T.; MUNNS JR.; W. R.; SOLOMON, K.; WEINSTEIN, M. P. Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. **Marine Pollution Bulletin**. v.44, p.271–278. 2002a.

CHOI, J. I.; YOON K. H.; KALICHAMY S.; YOON, S. S. I.; LEE, J. A natural odor attraction between lactic acid bacteria and the nematode *Caenorhabditis elegans*. **International Society for Microbial Ecology**. v.10, n.3, p. 1-10. 2015.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES – CEC. 2003. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the protection of groundwater against pollution. 2003, Bruxelas. Disponível em: <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2003:0550:FIN:PT:DOC>> Acesso em: 19 out.2016.

CONSORTIUM, The *C. elegans* Sequencing (1998) Genome sequence of the nematode *C. elegans*: a platform for investigating biology. **American Association for the Advancement of Science**. v.282, p.1-7. 1998.

CUNHA, D. G. F., CALIJURI, M. C., LAMPARELLI, M. C., MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005 – 2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.1 p. 159-168. 2013.

DAVOREN, M.; NÍ SHÚ ILLEABHÁ, S.; O'HALLORAN, J.; HARTL, M. G. J.; SHEEHAN, D.; O'BRIEN, N. M.; VAN PELT, F. N. A. M.; MOTHERSILL, C. A test battery approach for the ecotoxicological evaluation of estuarine sediments. **Ecotoxicology** v.14, p.741–755. 2005.

DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P.; BILA, D. M.; AZEVEDO, E. BESSA.; VALENTIM, A. C. SILVA. In: Marcia Dezotti. Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos. Rio de Janeiro: **Série Escola Piloto de Engenharia Química**. Rio de Janeiro. v.5, p.1-360. 2008.

DOMINGO, J. L.; BOCIO, A. Levels of PCDD/PCDFs and PCBs in edible marine species and human intake: a literature review. **Environment International**. v.33, p.397–405. 2007.

DOUGHERTY, J. A.; SWARZENSKI, E. T.; DINICOLA, R. S. Occurrence of herbicides and pharmaceuticals and personal care products in surface water and groundwater around Liberty Bay, Puget Sound, Washington. **Journal of Environmental Quality**. v.39, n.4 p.1173-1180. 2010.

EL-SHAHAWI, M. S.; HAMZA, A.; BASHAMMAKH, A. S.; AL-SAGGAF, W. T. An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. **Talanta** v.80, n.5, p.1587–1597. 2010.

EUROPEAN DISTRIBUTORS OF STATISTICAL SOFTWARE - EUROSTAT –. Water abstractions in Europe. Internal working document. Luxembourg. p. 1-156. 2005.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. – EFSA - Consumption of food and beverages with added plant 391 sterols in the European Union. **European Food Safety Authority** v.133, p.1–21.2016.

FACCA, C.; SFRISO, A.; SOCAL, G. Changes in abundance and composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice Lagoon, Italy. **Estuarine Coast Shelf Science**. v.54, p.773–92. 2002.

FAUPEL, M.; RISTAU, K.; TRAUNSPURGER, W. Biomass across the benthic community in freshwater sediment- A promising endpoint polluted in microcosm studies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.74, n.7, p.1942-1950. 2011.

FEILER, U.; HÖSS, S.; AHLF, W.; GILBERG, D.; HAMMERS-WIRTZ, M.; HOLLERT, H.; MELLER, M.; NEUMANN-HENSEL, H.; OTTERMANN, R.; SEILER, T. B.; SPIRA, D.; HEININGER, P. Sediment contact tests as a tool for the assessment of sediment quality in German waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v.32, n.1, p.144-155. 2013.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL, F. J. Hidrogeologia – conceitos e aplicações. 2.ed. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. p.1-391. 2010.

FELIX, M.; JOVELIN, R.; FERRARI, C.; HAN, S.; CHO, Y.; ANDERSEN, E. A. Species richness, distribution and genetic diversity of *Caenorhabditiselegans*, nematodes in a remote tropical rainforest. **BMC Evolutionary Biology**. p.13-10. 2013.

FERRAZ, M. A.; ALVES, A.V.; DE CÁSSIA, M. C.; PUSCEDDU, F. H.; GUSSO-CHOUERI, P.K.; SANTOS A. R.; CHOUERI, R. B. Sediment toxicity identification evaluation (tie phases i and ii) based on microscale bioassays for diagnosing causes of toxicity in coastal areas affected by domestic sewage. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v.36, n.7, p.1820-1832. 2017.

FINOTTI, A. R.; FINKLER, R.; SILVA, M. D.; CEMIN, G. Monitoramento de Recursos Hídricos em Áreas Urbanas. Caxias do Sul. Ed.1. **Editora Universidade Caxias do Sul**. pp.1-272. 2009.

FOMIN, A.; OEHLMANN, J.; MARKERT, B. Praktikum zur Ökotoxikologie – Grundlagen und Anwendungen biologischer Testverfahren. Landsberg. **Ecomed**: p.1-239: 2003.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO -. FAO's Information System on Water and Agriculture – Brazil (2011). Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/brazil/index.stm>. Acesso em: 7 de Maio de 2016.

FRANZ, C. J.; RENSHAW, H.; FREZAL, L.; JIANG, Y.; FELIX, M. A.; WANG, D. Orsay, Santeuil and Le Blanc viruses primarily infect intestinal cells in *Caenorhabditis nematodes*. **Virology**. v.448, p.255–264. 2014.

FUJIMOTO, N. S. V. M.; STROHAECKER, T. M.; GRUBER, N. L. S.; KUNST, A. V.; FERREIRA, A. H. Litoral norte do estado do Rio Grande do Sul: indicadores socioeconômicos e principais problemas ambientais. **Meio Ambiente e Desenvolvimento**. v.3 p. 99-124. 2006.

GAO, H.; BAI, J. XIAO, R.; LIU, P.; JIANG, W.; WANG, J. Levels, sources and risk assessment of trace elements in wetland soils of a typical shallow freshwater lake, China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v.27, n.1, p.275–284. 2013.

GATERELL, M. R.; GAY, R.; WILSON, R.; GOCHIN, R. J.; LESTER, J. N. An economic and environmental evaluation of the opportunities for substituting phosphorus recovered from wastewater treatment works in existing UK fertilizer markets. **Environmental Technology**. v.21, p.1067–1084. 2000.

GIESY, J. P.; HOKE, R. A. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. *Journal of Great Lakes Reseach*. v.15, n.4, p.539–569. 1989.

GORGA, M.; INSA, S.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Analysis of endocrine disrupters and related compounds in sediments and sewage sludge using on-line turbulent flow chromatography–liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography. A**. v.1352, p.29–37.2014.

GROVER, D. P.; ZHOU, J. L.; FRICKERS, P. E.; READMAN, J. W. Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: impact on receiving river water. **Journal of Hazardous Materials**. v.185, n. 1-5, p.1005-111. 2011.

GUNKEL, G. Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Stuttgart. Gustav Fischer Verlag Jena. Pp.540.1994.

HACON, S. S. Avaliação e gestão do risco ecotoxicológico à saúde humana. In: Azevedo, F. A. & CHASIN, A. A. M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos: **RiMa**. 340p. 2003.

HÄGERBÄUMER, A.; HÖSS, S.; HEININGER, P.; TRAUNSPURGES, W. Experimental Studies with Nematodes in Ecotoxicology: An Overview. Germany. **Jornal of Nematology**. v. 47, n.1, p. 11-27. 2015.

HARMSSEN J. Measuring bioavailability: from a scientific approach to standard methods. **Journal of Environmental Quality**. v.36, n5, p.1420–1428. 2007.

HARTMANN, C. C. Avaliação de um efluente industrial através de ensaios ecotoxicológicos e análises físicas e químicas. 2004. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. Disponível em: <<http://www.ecologia.ufrgs.br/ecotox/pdf/Cintia%20Hartmann%202004.pdf>>. Acesso em: 12 junho. 2015.

HAYES, W. J.; LAWS, E. R. Handbook of Pesticides Toxicology. Journal of Applied Toxicology. San Diego: **Academic Press**.1997.

HONDA, H. Resistance of Rhabditis to acids. **Biological Bulletin**. v.46, p.95-99. 1924.

HONG, R. L.; SOMMER, R. J. *Pristionchus pacificus*: a well-rounded nematode. **International Council of Scientific Unions Company of Biologists - Bioessays** v.28, n.6, p.651-659. 2006.

HÖSS, S.; CLAUS, E.; VON DER OHE P. C.; BRINKE, M.; GÜDE, H. Nematode species at risk-a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. **Environ International**. v.37, n.5, p.940-949. 2011a.

HÖSS, S.; HENSCHER, T.; HAITZER, M.; TRAUNSPURGER, W.; STEINBERG, C. Toxicity of cadmium to *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in whole sediment and porewater—the ambiguous role of organic matter. **Environmental Toxicology and Chemistry/SETAC**. v.20, n.12, p. 2794–2801. 2001.

HÖSS, S.; SCHLOTTMANN, K.; TRAUNSPURGER, W. Toxicity of ingested cadmium to the nematode *Caenorhabditis elegans*. **Environmental Science & Technology**. v.45, n.23, p.10219–10225. 2011b.

HUBBARD, E. J.; KORTA, D. Z.; DALFÓ, D. Physiological control of germline development. **Advances in Experimental Medicine and Biology** v.757, p.101-131. 2013.

HUSSNER, A. Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe. **Weed Research**. v.49, n.5, p.506-515. 2009.

IDEKER, T.; GALITSKI, T.; HOOD, L. A new approach to decoding life: Systems biology. **Annual Review of Genomics and Human Genetics**. v.2, p.. 343-372. 2001.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO - 1984. Water quality - Determination of ammonium. ISO 7150-1:1984. Part 1:Manual spectrometric method.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO - 1986. Water quality - Determination of nitrate. ISO 7890-1: Part 1: 2, 6- Dimethylphenol spectrometric method.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. n°10872. Water quality – Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda). Geneva. p.17. 2010.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION WATER QUALITY – ISO - 2004. Determination of phosphorus. ISO 6878:2004. Ammonium molybdate spectrometric method.

ISLAM, M. S.; HAN, S.; MASUNAGA, S. Assessment of trace metal contamination in water and sediment of some rivers in Bangladesh. **Journal of Water Environmental Technology**. v.12, n.2, p.109–121. 2014.

JÄNSCH, S.; AMORIM, M. J.; RÖMBKE, J. Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. **Environmental Reviews**. v.13, n.2, p.51-83. 2005.

JIN, X. C.; WANG, S. R.; PANG, Y.; ZHAO, H. C.; ZHOU, X. N. The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**. v.254, n.1-3, p.241-248. 2005.

KABIR, M. I.; LEE, H.; KIM, G.; JUN, T. Correlation assessment and monitoring of the potential pollutants in the surface sediments of Pyeongchang River, Korea. **International Journal of Sediment Research**. v.26, n.2, p.152–162. 2011.

KHADSE, G. K.; PATNI, P. M.; KELKAR, P. S.; DEVOTTA, S. Qualitative evaluation of Kanhan river and its tributaries flowing over central Indian plateau. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.147, n.1-3, p.83–92. 2008.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: **Fundação do Meio Ambiente**. p.289. 2004.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. Testes de toxicidade com *Daphnia magna*: uma ferramenta para avaliação de um reator experimental UASB. **Journal of The Brazilian Society of Ecotoxicology**. v.1, n.1, p.43-47. 2006.

LEBEUF, M.; NUNES, T. PCBs and OCPs in sediment cores from the lower St. Lawrence estuary. Canada: evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. **Environmental Science & Technology**. v.39, n.6, p.1470–1478. 2005.

LEE, I. S.; LEE, S. H.; OH, J. E. Occurrence and fate of synthetic musk compounds in water environment. **Water Research**. v.44, n.1, p.214–222. 2010.

LEI P, ZHANG H, SHAN B, ZHANG B. Distribution, diffusive fluxes, and toxicity of heavy metals and PAHs in pore water profiles from the northern bays of Taihu Lake. **Environmental Science and Pollution Research International**. v.23, n.21, p.22072–22083. 2016.

LOURIÑO-CABALA, B.; LEVSEN, L.; CHARRIAU, A., BILLON, G., OUDDANE, B.; BOUGHRIET, A. Potential risks of metal toxicity in contaminated sediments of Deûle river in Northern France. **Journal of Hazardous Materials**, v.186, n.2-3, p.2129–2137. 2011.

MACHADO, J. L. F.; FREITAS, M. A. Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: relatório final. Porto Alegre: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. p.65. 2005.

MACNEIL, L. T.; WATSON, E.; ARDA, H. E.; ZHU, L. J.; WALHOUT, A. J. Diet-induced developmental acceleration independent of TOR and insulin in *C. elegans*. **Cell**. v.153 n.1 p.240–252. 2013.

MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**. v.30, n.5, p.1171-1178. 2007.

MCKIM, J. M. Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long-term toxicity. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v.34, n.8, p.1148-1154. 1977.

MICHALSKI, E. Z.; LANZER, R. M.; REGINATO, A. R.; CANDIAGO, P. M. Qualidade e toxicidade de águas subterrâneas na região costeira do Rio Grande do Sul. In: III Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis. Porto Alegre. 2016.

MÖSSLACHER, F. Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implication for pollution management. **Archiv Fur Hydrobiologie**. v.149, n.9, p.51-66. 2000.

MOURA, N. S. V.; MORAN, E. F.; STROHAECKER, T. M.; KUNST, A. V. A Urbanização na Zona Costeira: Processos Locais e Regionais e as Transformações Ambientais - o caso do

Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência e Natura**. v.42, n.42, p.594 – 612. 2015.

MUNN, E. E.; MUNN, P. D. Feeding and digestion. In: Lee, D. L. (Ed.), *The Biology of Nematodes*. Taylor & Francis, London, p. 211–232. 2002.

MURRAY, K. E.; THOMAS, S. M.; BODOUR, A. A. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. **Environmental Pollution**. v.158, n.12, p.3462–3471. 2010.

NAZ, A.; MISHRA, B. K.; GUPTA, S. K.; Human Health Risk Assessment of Chromium in Drinking Water: A Case Study of Sukinda Chromite Mine, Odisha, India. **Journal Article**. v.8, n.2, p. 253-264. 2016.

OSÓRIO - Atrativos Turísticos. Disponível em <<http://www.osorio.rs.gov.br/>>. Acesso em: 20 de janeiro de 2015. 2015.

OSÓRIO - Plano Diretor de Desenvolvimento Municipal de Osório. Disponível em <<https://www.leismunicipais.com.br/plano-diretor-osorio-rs>> Acesso em 10 jul. 2015. 30267 e 30269. 2015.

PARTRIDGE, V.; WEAKLAND, S.; LONG, E.; DUTCH, M.; WELCH, K. Sediment Quality Assessment of the Southern Strait of Georgia, 2006. **Department of Ecology State of Washington**. v.12, p.137. 2012.

PETERSEN, C.; DIRKSEN, P.; SCHULENBURG, H. Why we need more ecology for genetic models such as *C. elegans*. **Trends in genetics**. v.31, n.3, p.120–127. 2015.

POWER, E. A.; CHAPMAN, P. M.; BURTON, G. A. Assessing sediment quality. In: Burton, G. A. *Sediment Toxicity Assessment*. **Lewis Publisher**. p.1-18. 1992.

QURESHI, M. A.; QURESHI A. A. Coliform removal efficiency, faecal coliforms and coliphages sewage treatment. **Tublr Water Resources**. 24 pp. 1459-1461. 1990.

RIO GRANDE DO SUL - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL
HENRIQUE LUIZ ROESSLER FEPAM - Resolução Consema n ° 129/2006, de 24 de novembro de 2006. Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload>>. Acesso em: 13 Jul. 2015.

RUBINGER, C. F. Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais. 2009. p.89 In: Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Programa de Pós - Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte,. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/438M.PDF>. 13, jul. 2015.

SÃO PAULO - CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Estabelecimento de padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo: relatório final. São Paulo. p.247. 2001.

SCHÄFER, A. E.; LANZER, R. M.; PEREIRA, R. Atlas Socioambiental dos Municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Caxias do Sul. **Editora Universidade Caxias do Sul**. p.372. 2009.

SCHÄFER, A. E.; MARCHETT, C. A.; SCHUH, S. M.; AHLERT, S.; LANZER, R. M. Morphological characterization of eighteen lakes of the north and middle coast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.26, n.2, p.199-214. 2014.

SHEN, L.; XIAO, J.; YE, H.; WANG, H. Toxicity evaluation in nematode *Caenorhabditis elegans* after chronic heavy metal exposure. **Environmental Toxicology and Pharmacology** v.28, n.1, p.125-132. 2009.

SCHENAU, S. J.; SLOMP, C. P.; DE LANGE, G. J. Phosphogenesis and active phosphorite formation in sediments from the Arabian Sea oxygen minimum zone. **Marine Geology**. v.169, n.1-2, p.1-20. 2000.

SCHMOLL, O.; HOWARD, G.; CHILTON, J.; CHORUS, I. Protecting Groundwater for Health. Managing the Quality of Drinking Water Sources. World Health Organization, IWA Publishing. p.199–270. 2006.

SCHWARZBOLD, A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. **Amazoniana**. v. 9, n.1, p. 87-104, 1984.

SIM, W. J.; LEE, J.W.; OH, J.E. Occurrence and fate of pharmaceuticals in wastewater treatment plants and rivers in Korea. *Environmental Pollution*. v.158, n.5, p.1938–1947. 2010.

SRIVASTAVA, A.; SINGH, S.; ALLEN, T.; DHIMAN, A. Heavy Metal Toxicity of Water of the Delhi Segment of River Yamuna to Fresh Water Fish *Channa punctatus*. **National Academy of Agricultural Sciences**. v.4, n.5 p.405-410. 2015.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do recôncavo baiano. **Química Nova**. v.15, n.2, p.147-154. 1992.

TOLEDO, JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú (SC) 34p. 1983.

TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R.; VILLWOCK, J. A.; BARBOZA, E. G.; BACHI, F. A.; DEHNHARDT, B. A.; ROSA, M. L. C. Sistemas Depositionais e Evolução Geológica da Planície Costeira do Rio Grande do Sul: uma síntese. In: IANNUZZI, R., FRANTZ, J. C. 50 anos de Geologia: Instituto de Geociência. Porto Alegre. 2007.

TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A. Geologia do sistema lagunar holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Pesquisas**, v.18, n.1, p.113-124. 1991.

TUIKA, A. J.; SCHMITT, C.; HÖSS, S.; BANDOW, N.; VON DER OHE, P. C.; DE ZWART, D.; DE DECKERE, E.; STRECK, G.; MOTHESS, S.; VAN HATTUM,

B.; KOCAN, A.; BRIX, R.; BRACK, W.; BARCELÓ, D.; SORMUNEN, A. J.; KUKKONEN, J. V. K.. Evaluation of the sediment toxicity of three European river basins using a sediment contact test battery. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.74, n.1, p.123 -131. 2011.

TYLER, C. R.; JOBLING, S.; SUMPTER, J. P. Endocrine disruption in wildlife: a critical review of the evidence. **Critical Reviews in Toxicology**. v.28, n.4, p.319-361.1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Estimated Per Capita Water Ingestion in the United States. 2004. Disponível em: <www.epa.gov/safewater>. Acesso em: 30 de outubro de 2016.

VENUGOPAL, T.; GIRIDHARAN, L.; JAYAPRAKASH, M.; VELMURUGAN, P. M. A comprehensive geochemical evaluation of the water quality of River Adyar, India. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**. v.82, n. 2, p.211–217. 2009.

VOLPI, G. A.; ARIZZI, N. A.; LOSSO, C.; GHETTI, P.,F., Sea urchin toxicity bioassays for sediment quality assessment in the lagoon of Venice (Italy). **Chemistry and Ecology**. v.19, n 2–3, p.99–111. 2003.

WITORSCH, R. J.; THOMAS, J. A. Personal care products and endocrine disruption: a critical review of the literature. **Critical Reviews in Toxicology**. v.40, n.3, p.1–30. 2010.

WYNN, T. M.; LIEHR, S. K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. **Ecological Engineering**. v.16, n.4, p.519-536. 2001.

YEATES, G. W. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. **Biology and Fertility of Soils**. v.37, n.4, p.199–210. 2003.

YUAN, G. L.; LIU, C.; CHEN, L.; YANG, Z. Inputting history of heavy metals into the inland lake recorded in sediment profiles: Poyang Lake in China. **Journal Hazardous Materials**. v.185, n.1, p.336–345. 2011.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática*. Princípios e aplicações. São Carlos. p.464. 2014.

ZHU, G.; QIN, B.; GAO, G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. **Chinese Science Bulletin**. v.50, n.6, p.577–582. 2015.

ZHU, X.; SHAN, B. Q.; TANG, W. Z.; LI S. S.; RONG, N. Distributions, fluxes, and toxicities of heavy metals in sediment pore water from tributaries of the Ziya River system, northern China. **Environmental Science and Pollution Research**. v.23, n.6, p.5516–5526. 2016.

ZOPPINI, A.; ADEMOLLO, N.; AMALFITANO, S.; CASELLA, P.; PATROLECCO, L.; POLESELLO, S. Organic priority substances and microbial processes in river sediments subject to contrasting hydrological conditions. **The Science of the total Environment**. v.484, p.74–83. 2014.

7. ANEXOS

7.1 COMPROVANTE DE SUBMISSÃO DO ARTIGO 1

Environmental Toxicology and Chemistry

Environmental Toxicology
& Chemistry

PORE WATER TOXIC POTENTIAL TO *CAENORHABDITIS ELEGANS* IN COASTAL LAKES FROM RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

Journal:	<i>Environmental Toxicology and Chemistry</i>
Manuscript ID	Draft
Wiley - Manuscript type:	Original Article
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Michalski, Elias; Universidade de Caxias do Sul,
Mandatory Keywords:	pore water, ecotoxicology, toxic effects, sediment pore water, freshwater toxicology
Additional Keywords (Optional):	coastal lakes, toxicity, <i>Caenorhabditis elegans</i>
Abstract:	<p>The freshwater coastal shallow lakes in the city of Osório provide various environmental services both to the local community and for visitors. These ecosystems receive urban and agricultural contaminants, which may be stored in their bottom sediment and limit their use. Due to the lakes' morphological features, along with water circulation promoted by wind, such pollutants are easily remobilized into the water column. The present study aimed to evaluate pore water toxicity of lakes in urban and rural environments. To extract pore water, the sediment was centrifuged (11.000 rpm) at 8°C for 20 minutes. Parameters analyzed included phosphorus, ammonia and nitrate contents, along with concentrations of sixteen metals. Toxicity was estimated by the effects on <i>Caenorhabditis elegans</i> growth and reproduction (ISO 10872, 2010). The relationship among toxicity and chemical parameters was verified by linear regression analysis. Medians of growth and offspring size were used to cluster the samples, in order to assess the similarity among sites and seasons. Al, Fe and Mn were detected in all samples, with higher concentrations in rural influenced lakes. The results, especially those related to reproduction, evidenced toxicity for all samples, with stronger effects in lakes receiving urban sewage. Despite that, no relationship was found with the measured environmental parameters. <i>C. elegans</i> proved to be an excellent model for monitoring toxicity.</p>

Submitted Manuscripts

STATUS	ID	TITLE	CREATED	SUBMITTED
EIC: Burton, G. Allen ADM: Not Assigned	ETCJ- Dec-17- 00800	PORE WATER TOXIC POTENTIAL TO <i>CAENORHABDITIS ELEGANS</i> IN COASTAL LAKES FROM RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL View Submission	09-Dec-2017	10-Dec-2017
<ul style="list-style-type: none"> Undergoing initial checking 				

7.2 COMPROVANTE DA PUBLICAÇÃO DOS CAPÍTULOS

A881 Atlas socioambiental do município de Osório/ org. Alois Schäfer,
Rosane Lanzer, Luciana Scur. - Caxias do Sul, RS : Educs, 2017.
000 p. : il. ; 000 cm

ISBN: 978-85-7061-858-0

1. Osório (RS) - Aspectos ambientais - Atlas. 2. Proteção ambiental - Osório (RS). 3. Ecoturismo - Osório (RS). 4. Projeto Lagoas Costeiras. I. Schäfer, Alois. II. Lanzer, Rosane. III. Scur, Luciana.

CDU 2. ed.: 504.03(816.5)(084.4)

Índice para o catálogo sistemático:

1. Osório (RS) - Aspectos ambientais - Atlas	504.03(816.5)(084.4)
2. Proteção ambiental - Osório (RS)	504.06(816.5)
3. Ecoturismo - Osório (RS)	338.484(816.5)
4. Projeto Lagoas Costeiras	551.435.3(816.5)

Catálogo na fonte elaborada pela bibliotecária
Paula Fernanda Fedatto Leal - CRB 10/2291

Direitos reservados à:



EDUCS - Editora da Universidade de Caxias do Sul

Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 - CEP 95070-560 - Caxias do Sul - RS - Brasil

Ou: Caixa Postal 1352 - CEP 95020-972 - Caxias do Sul - RS - Brasil

Telefone / Telefax: (54) 3218 2100 - Ramais: 2197 e 2281 - DDR: (54) 3218 2197

www.uocs.br - E-mail: educs@uocs.br