

AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE DO AR EM AMBIENTES DE MATA CILIAR DA BACIA DO RIO DOS SINOS, RS, BRASIL.....	04
A INSERÇÃO DA RECICLAGEM NOS MERCADOS DE CARBONO: AVALIAÇÃO DA SITUAÇÃO BRASILEIRA E ESTUDO DO CASO DE PORTO ALEGRE	08
RIQUEZA DE SAMAMBAIAS E LICÓFITAS EPIFÍTICAS E QUALIDADE DA ÁGUA DA CHUVA NA MATA CILIAR DO RIO DOS SINOS, RS.	13
AVALIAÇÃO SAZONAL DO POTENCIAL GENOTÓXICO DA ÁGUA DE ARROIOS COM O USO DE <i>TRADESCANTIA PALLIDA</i> VAR. <i>PURPÚREA</i>.	;
DISSEMINAÇÃO DE ECOTECNOLOGIAS DE SANEAMENTO ATRAVÉS DO EMPODERAMENTO DA POPULAÇÃO.	25
ANÁLISE DO POTENCIAL POLUIDOR DE INDÚSTRIAS DO VALE DOS SINOS, RS, BRASIL.	30
ESTUDO DA RECICLAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS GERADOS PELO SETOR CALÇADISTA: DESENVOLVIMENTO DE UM NOVO COMPONENTE E AVALIAÇÃO DE SUA BIODEGRADAÇÃO.	35
CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE RISCO NO MUNICÍPIO DE NOVO HAMBURGO COM PROBABILIDADE DE DESLIZAMENTOS E INUNDAÇÕES.	41
LEGISLAÇÃO E SUAS ATRIBUIÇÕES NA GESTÃO DOS DESASTRES NATURAIS NO MUNICÍPIO DE NOVO HAMBURGO.	46
ANÁLISE DA VEGETAÇÃO ARBÓREA E ARBUSTIVA DAS VIAS PÚBLICAS DO MUNICÍPIO DE MONTENEGRO, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.	51
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS E SUSTENTABILIDADE EM UNIVERSIDADES GAÚCHAS.	57

AVALIAÇÃO DE FORMULÁRIO DE LEVANTAMENTO DE ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS PARA RESTAURANTES UNIVERSITÁRIOS.	63
FITOSSOCIOLOGIA DAS SAMAMBAIAS DO SUB-BOSQUE EM FRAGMENTOS DE MATA CILIAR DO RIO CADEIA, COM DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO.	68
FENOLOGIA DE <i>LINDSAEA LANCEA</i> (L.) BEDD. EM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO SUL DO BRASIL.	74
ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS EM BRÂNQUIAS DE <i>ASTYANAX JACUHIENSIS</i> CAUSADAS PELA EXPOSIÇÃO AGUDA AO ALUMÍNIO.	81
DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM AMOSTRAS ATMOSFÉRICAS.	87
A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS: SERVIÇOS AMBIENTAIS. ..	93
ADENOVÍRUS EM AMOSTRAS DE ÁGUA DE LAGOAS DO LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL.	97
INFLUÊNCIA DO PH NA GERMINAÇÃO DE MEGÁSPOROS E NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DE <i>REGNELLIDIUM DIPHYLUM</i> LINDMAN.	103
A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS: PRINCIPAIS IMPACTOS ANTRÓPICOS.	108
EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE SAMAMBAIAS EPIFÍTICAS EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA DO SUL DO BRASIL.	113

ANÁLISE DA CITOTOXICIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO DOS SINOS, RS, BRASIL.	121
DETECÇÃO MOLECULAR DE ENTEROVÍRUS E ROTAVÍRUS EM AMOSTRAS DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS, RS.	127
INDICADORES PARA O PLANEJAMENTO E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: PROPOSIÇÃO E ESTUDO DE CASO.	133
VÍRUS ENTÉRICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL DE ÁREAS URBANAS DA REGIÃO DO VALE DO RIO DOS SINOS, RS.	139
AN APPROACH TO HISTORICAL STUDY OF WATER RIGHTS IN BRAZIL AND SPANISH AMERICA DURING COLONIAL TIMES.	145
A COMPENSAÇÃO ECOLÓGICA NO PROCESSO DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL: CONSIDERAÇÕES À APURAÇÃO DO QUANTUM COMPENSATÓRIO...	149
TECNOLOGÍA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL EN LA ESCUELA PRIMARIA.	153
GRUPO INTERDISCIPLINAR SOBRE GESTÃO E SUSTENTABILIDADE	157

AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE DO AR EM AMBIENTES DE MATA CILIAR DA BACIA DO RIO DOS SINOS, RS, BRASIL

Mara Betânia Brizola Cassanego (Feevale)¹
Márcio Hisayuki Sasamori (Feevale)²
Gustavo Marques da Costa (Feevale)³
Camila Tamires Petry (Feevale)²
Daiane Trindade Costa (Feevale)⁴
Annette Droste (Feevale)⁵

Palavras-chave: Biomonitoramento. Trad-MCN. Poluentes. *Tradescantia pallida*.

1. INTRODUÇÃO

Os fragmentos de mata ciliar da Bacia do Rio dos Sinos vêm sendo fortemente impactados em função do crescimento desordenado dos centros urbanos e da utilização de áreas impróprias para a agricultura (COMITESINOS, 2013). A cobertura vegetal da Bacia do Rio dos Sinos constitui pequenos remanescentes de floresta estacional semidecidual pertencentes ao Bioma Mata Atlântica, localizados principalmente junto às nascentes no município de Carará e nas margens do Rio dos Sinos e seus afluentes (SCHMITT e GOETZ, 2010; TEIXEIRA, 1986).

Fragmentos florestais próximos de centros urbanos estão mais vulneráveis aos impactos de poluentes provenientes de emissões atmosféricas (MERLO et al., 2011). Sendo assim a avaliação com organismos bioindicadores, como a espécie vegetal *Tradescantia pallida* var. *purpurea*, constitui um importante estudo capaz de revelar informações ainda desconhecidas sobre as condições e inter-relações desses ambientes.

O trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do ar atmosférico em fragmentos de mata ciliar do Rio dos Sinos, por meio do teste Trad-MCN em *Tradescantia pallida* var. *purpurea*.

1- Mestre em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Doutoranda em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista - CAPES/PROSUP (e-mail: maxyuri@terra.com.br);

2- Graduando em Ciências Biológicas na Universidade Feevale e Bolsista de Iniciação Científica;

3- Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale, Doutorando em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista - CAPES/FAPERGS;

4- Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS e Bolsista de Aperfeiçoamento Científico da Universidade Feevale;

5- Doutora em Genética e Biologia Molecular pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Docente e Pesquisadora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A qualidade do ar atmosférico tem sido alterada pelas emissões de poluentes provenientes de fontes móveis constituídas pelos veículos automotores e estacionárias que abrangem as indústrias (MEIRELES et al., 2009). No entanto, a maioria dos estudos sobre a avaliação do risco dos poluentes atmosféricos é baseada apenas em análises físico-químicas de compostos simples, sendo que os efeitos sinérgicos e genotóxicos das complexas misturas sobre os organismos vivos ainda são pouco conhecidos. O uso de plantas bioindicadoras, como *Tradescantia*, constitui um parâmetro que pode ser integrado às metodologias tradicionais utilizadas em diagnósticos ambientais (MERLO et al., 2011).

Tradescantia pallida (Rose) D.R. Hunt. var. *purpurea* Boom é uma espécie herbácea, nativa da América do Norte e América Central (México e Honduras) e bem adaptada aos climas sub-tropical e tropical (SOUZA e LORENZI, 2012). A espécie apresenta grande sensibilidade a agentes mutagênicos e vem sendo utilizada em monitoramentos da qualidade do ar atmosférico em ambientes urbanos e rurais (GUIMARÃES et al., 2000; CARRERAS et al., 2009; MEIRELES et al., 2009; SAVÓIA et al., 2009; COSTA e DROSTE, 2012).

O teste Trad-MCN baseia-se na formação e contagem de micronúcleos nas células-mãe dos grãos de pólen na fase de tétrade, sendo que os micronúcleos são estruturas originadas de cromossomos inteiros ou fragmentos cromossômicos perdidos durante a divisão celular e não incorporados ao núcleo das células-filhas, permanecendo em seu citoplasma (MA et al., 1994; MEIRELES et al., 2009).

3. METODOLOGIA

O estudo foi realizado em fragmentos de mata ciliar do Rio dos Sinos, nos municípios de Caraá, Taquara e Campo Bom, pertencentes, respectivamente, aos trechos superior, médio e inferior da Bacia do Rio dos Sinos, no inverno de 2012 e no verão de 2013. Após adaptação por 24 h, 20 ramos de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* com botões florais em inflorescências, parcialmente imersos em água destilada (2 L) foram expostos por 8 h aos pontos amostrais. Controle negativo foi realizado simultaneamente em sala climatizada. Após 24 h de recuperação, as inflorescências foram fixadas em etanol absoluto e ácido acético na proporção 3:1 (v/v), por um período de 24 h e armazenadas em álcool etílico 70%. Os botões florais foram dissecados e lâminas preparadas (THEWES et al., 2011). Para a contagem dos micronúcleos (MCN) foram observadas 300 tétrades/lâmina, em um total de dez lâminas para cada ponto. As frequências de MCN foram submetidas à análise de variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey ($p=0,05$).

4. RESULTADOS

No inverno, os botões florais de *Tradescantia pallida* var. *purpurea*, expostos em Taquara e Campo Bom, apresentaram frequências de MCN significativamente superiores em relação ao controle negativo (3,50; 3,37 e 1,93, respectivamente), enquanto que as frequências de MCN em Caraá (2,50) não diferiram das de Campo Bom e do controle negativo ($F= 9,402$; $p<0,001$).

No verão, os botões expostos em Taquara apresentaram frequência de MCN significativamente superior em relação às observadas nas amostras de Campo Bom, Caraá e controle negativo (4,23; 3,37; 2,10 e 1,53, respectivamente). Nesta estação, a frequência de MCN observada em Caraá foi estatisticamente inferior em relação aos demais pontos amostrados e igual ao controle negativo ($F= 44,905$; $p<0,001$).

5. DISCUSSÃO

As maiores frequências de MCN observadas nas plantas expostas nos fragmentos de mata ciliar em Taquara e Campo Bom podem ser consequência do efeito de poluentes atmosféricos lançados nos centros urbanos dos municípios, considerando a proximidade das matas ciliares às áreas urbanizadas e a capacidade de dispersão de alguns gases tóxicos, liberados na atmosfera principalmente pelo intenso tráfego de veículos automotores (CARRERAS et al., 2009; MERLO et al., 2011), além do estado de degradação da mata ciliar do Rio dos Sinos nos trechos médio e inferior da bacia (PROSINOS, 2013).

Em Caraá, as frequências de MCN não diferiram significativamente em relação ao controle negativo, indicando ausência de genotoxicidade atmosférica na região. Neste município, a mata ciliar encontra-se relativamente preservada, principalmente no entorno das nascentes do Rio dos Sinos, sendo instituída como uma Área de Proteção Ambiental, com aproximadamente 8.932 hectares de floresta estacional semidecidual pertencente ao Bioma Mata Atlântica (BACKES, 2012).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O biomonitoramento em fragmentos de mata ciliar do Rio dos Sinos indicou potencial genotóxico do ar em Taquara e Campo Bom, municípios pertencentes aos trechos médio e inferior da Bacia do Rio dos Sinos, com maiores interferências antrópicas. Estudos adicionais são necessários para identificar áreas críticas e de referência quanto à qualidade do ar atmosférico nessa bacia.

REFERÊNCIAS

- BACKES, A. Áreas protegidas no Estado do Rio Grande do Sul: o esforço para a conservação. **Pesquisas Botânica**, v. 63, p. 225-356, 2012.
- CARRERAS, H. A. et al. Assessment of the relationship between total suspended particles and the response of two biological indicators transplanted to an urban area in central Argentina. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2944–2949, 2009.
- COMITESINOS. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: <<http://www.comitesinos.com.br>>. Acesso em: 21 jun. 2013.
- COSTA, G. M.; DROSTE, A. Genotoxicity on *Tradescantia pallida* var. *purpurea* plants exposed to urban and rural environments in the metropolitan area of Porto Alegre, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 801-806, 2012.
- GUIMARAES, E. T. et al. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of Sao Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) assay. **Environmental and Experimental Botany**, v. 44, p.1-8, 2000.
- MA, T. H. et al. *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Mutation Research**, v. 310, p. 221-230, 1994.
- MEIRELES, J. et al. Genotoxic effects of vehicle traffic pollution as evaluated by micronuclei test in *Tradescantia* (Trad-MCN). **Mutation Research**, v. 675, p. 46-50, 2009.
- MERLO, C. et al. Integral assessment of pollution in the Suquia River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 5034-5045, 2011.
- PROSINOS. Programa de Educação Ambiental. Disponível em: <<http://www.portalprosinos.com.br>>. Acesso em: 29 jun. 2013.
- SAVÓIA, E. J. L. et al. Biomonitoring genotoxic risks under the urban weather conditions and polluted atmosphere in Santo André, SP, Brazil, through Trad-MCN bioassay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 255-260, 2009.
- SCHMITT, J. L.; GOETZ, M. N. B. Species richness of fern and lycophyte in an urban park in the Rio dos Sinos basin, Southern Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70(4), p. 1161-1167, 2010.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. 3 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 768 p., 2012.
- TEIXEIRA, M. B. et al. Vegetação. In: **Levantamento de recursos naturais**. vol. 33. Rio de Janeiro: IBGE. p. 541-620, 1986.
- THEWES M. R.; ENDRES JUNIOR D.; DROSTE A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the *Tradescantia pallida* var. *purpurea* bioassay. **Genetics and Molecular Biology**, v. 34(4), p. 689-693, 2011.

A INSERÇÃO DA RECICLAGEM NOS MERCADOS DE CARBONO: AVALIAÇÃO DA SITUAÇÃO BRASILEIRA E ESTUDO DO CASO DE PORTO ALEGRE

Marcos Vinicius Godecke¹

Roberto Harb Naime²

Palavras-chave: Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. Reciclagem. Mudanças Climáticas. Mercados de Carbono. Porto Alegre.

1. INTRODUÇÃO

Diferentemente de países como a Alemanha e Japão, a gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil ainda carece de significativa evolução. A Lei 12.305/2010 trouxe um novo horizonte para este desenvolvimento, porém sua implementação está lenta e aquém das necessidades. Dentre os problemas desta gestão encontra-se o baixo aproveitamento dos recicláveis, ainda muito desperdiçados por disposições em aterros e lixões. Além do subaproveitamento econômico, a reciclagem brasileira também mostra-se insustentável pela ótica ambiental e social. Ambientalmente, pela exploração das matérias-primas e energia acima da capacidade de recuperação do planeta, além das emissões de poluentes e resíduos na natureza. Socialmente, por não dar condições dignas de vida à significativa parcela de trabalhadores que vive da catação. Além da insustentabilidade econômica, social e ambiental, o desperdício de recicláveis resulta na perda de oportunidades para mitigação do aquecimento global, visto que a utilização de insumos recicláveis em substituição a insumos virgens, nos processos produtivos, resulta em economia na emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Deste cenário resultou o problema de pesquisa: quais são os condicionantes para o acesso dos recicladores às receitas propiciadas pela comercialização de créditos de carbono?

Para a solução do problema de pesquisa foi delineado o seguinte objetivo geral: avaliar as condições de acesso da reciclagem brasileira, e em particular da Coleta Seletiva de Porto Alegre, às receitas oriundas dos mercados regulados e voluntários de carbono, identificando as condições institucionais necessárias para a viabilidade de projetos desta natureza.

O objetivo geral foi decomposto nos seguintes objetivos específicos: (1) aquilatar o

¹ Doutorando em Qualidade Ambiental – FEEVALE. Professor na UFPel/CST em Gestão Ambiental. Mestre em Economia do Desenvolvimento - PUCRS

² Doutor. Professor na FEEVALE/PPGQA

grau de importância das causas antrópicas no aquecimento global e as repercussões das suas consequências como indutoras de políticas de mitigação; (2) verificar a importância do setor de reciclagem na redução das emissões de gases de efeito estufa; (3) conhecer o potencial da reciclagem brasileira e porto-alegrense para as reduções nas emissões de gases de efeito estufa; (4) analisar a viabilidade técnica, econômica e sociopolítica para o acesso da reciclagem brasileira, e em especial da Coleta Seletiva de Porto Alegre, às receitas provenientes dos mercados de carbono.

Para a discussão do tema, a partir dos objetivos propostos, foi utilizada a pesquisa bibliográfica, documental, exploratória e estudo de caso, além da aplicação de metodologias relacionadas ao dimensionamento das reduções de emissões de GEE propiciadas pela reciclagem.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

No estudo em pauta, a fundamentação teórica foi apresentada de forma segmentada, na medida em que os objetivos específicos foram sendo trabalhados. Após os dois primeiros capítulos do estudo, dedicados à introdução e à metodologia (aqui apresentada no tópico 3), o capítulo três destinou-se à elucidação do primeiro objetivo específico: com base na evolução das pesquisas científicas, avaliar a consistência da economia de baixo carbono. Para tanto, foi dada voz aos céticos e revisadas as publicações do 4º relatório do IPCC (IPCC, 2007). O capítulo quatro foi dedicado ao segundo objetivo específico, de verificar a importância do setor de reciclagem no universo das ações de mitigação. Para tanto, analisou-se as metodologias, programas computacionais e estudos que se ocupam da medição da pegada de carbono relacionada à gestão de resíduos sólidos e, particularmente, à reciclagem. Os capítulos cinco e seis visaram o atingimento do terceiro objetivo, do dimensionamento das reduções pela reciclagem em nível nacional e local, sendo que a análise local incorporou as questões sobre a viabilidade técnica da desejada inserção, objeto do quarto objetivo específico. A principal fundamentação teórica utilizada para a análise técnica foi a Análise de Ciclo de Vida (ACV), com destaque para as publicações de REBITZER et al. (2004) e PENNINGTON et al. (2004). Os capítulos sete e oito complementam a análise de viabilidade – quarto objetivo – sob os aspectos econômicos e político-sociais, respectivamente. Para tanto, foram utilizadas fundamentações teóricas relacionadas aos mercados de carbono (LABATT; WHITE, 2007; BAYON et al., 2007), à nova governança e à autogestão nas entidades de economia solidária, com base em Salamon (2000) e Cançado (2008).

3. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento da pesquisa foram realizadas visitas às 18 Unidades de Triagem (UT) da Coleta Seletiva de Porto Alegre; a intermediários comerciais comparadores de recicláveis daquelas UTs; a uma recicladora de plásticos; e ao DMLU, departamento da Prefeitura Municipal de Porto Alegre responsável pela gestão dos resíduos sólidos. A quantificação das reduções de emissões pela reciclagem foi dimensionada em três níveis, nacional, municipal e Coleta Seletiva, com base em duas metodologias: USEPA (2006) e UNFCCC (2012). A quantificação dos recicláveis em nível nacional baseou-se em dados agregados de consumo aparente publicados por entidades representativas dos segmentos estudados: embalagens de alumínio, embalagens de aço, papéis, plásticos e vidros. Para a quantificação local foi utilizada como *proxy* a relação entre os PIBs (Produto Interno Bruto). Para a Coleta Seletiva foram utilizadas as quantidades de comercialização obtidas na pesquisa de campo, ajustadas com base nos preços de comercialização e na remuneração média dos recicladores. A reflexão da referida inserção sob o prisma social utilizou a metodologia do Carbono Social (REZENDE; MERLIN, 2003).

4. RESULTADOS

Em nível de País o estudo estimou reduções de emissões de GEE na ordem de 22,7 MtCO₂e pela reciclagem atual, com potencial para atingir 41,5 MtCO₂e, calculadas com base no atual consumo aparente dos recicláveis e as melhores práticas em países selecionados. Estes termos, trazidos para o âmbito do município de Porto Alegre, foram estimados em 42,7 ktCO₂e e 88,5 ktCO₂e, respectivamente. Por fim, as reduções atuais e potenciais da Coleta Seletiva de Porto Alegre foram estimadas em 266,3 tCO₂e e 485,2 tCO₂e anuais. As reduções de emissões propiciadas pela Coleta Seletiva de Porto Alegre, traduzidas para o âmbito econômico com base em análise de cenários para os preços dos mercados de carbono, regulados e voluntários, poderiam gerar receitas anuais entre R\$ 558,5 mil e 2,26 milhões.

Para a efetiva inserção da reciclagem brasileira e portoalegrense nos mercados de carbono foram encontradas dificuldades nas três dimensões – técnicas, econômicas e sociopolíticas. Porém, concluiu-se que os principais obstáculos encontrados são de natureza sociopolítica, relacionados à autogestão das entidades, às práticas públicas de governança e ao contexto institucional da sociedade brasileira.

5. DISCUSSÃO

Com relação ao primeiro dos objetivos específicos, observa-se que contrapõe-se ao

pensamento cético o princípio da precaução, pois, diante dos níveis probabilísticos apresentados pelas pesquisas científicas sobre o problema, seria de grande insensatez os fazedores de políticas públicas, e a sociedade em geral, não o considerarem em suas ações. Este princípio, mesmo visto isoladamente, mostra-se suficiente para justificar o fortalecimento das ações visando o baixo carbono.

Com relação ao segundo objetivo específico, apesar das limitações metodológicas associadas à ACV para o caso da reciclagem, a evolução dos estudos permite a conclusão de que a substituição de insumos virgens por reciclados resulta efetivamente em economia nas emissões de GEE, representando contribuição efetiva para a redução das emissões, dentro do universo das ações de mitigação englobadas na chamada economia de baixo carbono.

As estimativas do potencial da reciclagem brasileira e portoalegrense para as reduções nas emissões de GEE, sumarizados no tópico anterior, mostram que a reciclagem tem potencial econômico para a inserção nos mercados de carbono, mesmo considerados os preços baixos (e altamente voláteis), ocorridos após a crise econômica mundial de 2008 e que persistem até o momento atual.

Sob o aspecto técnico, as atuais metodologias disponíveis para projetos visando os mercados de carbono ainda não estão evoluídas ao ponto de contemplar simultaneamente os principais recicláveis, condição necessária para a viabilidade econômica dos projetos. Apesar da complexidade, a evolução destas metodologias é perfeitamente viável.

Os maiores obstáculos estão na dimensão social, pelo nível de exigência de controle destas metodologias comparativamente ao nível de evolução na autogestão das entidades de recicladores, associado à barreiras culturais e político-institucionais existentes na sociedade brasileira.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise empreendida no estudo permitiu a identificação de quatro fatores básicos para a inserção da reciclagem nos mercados de carbono: (i) o associativismo dos recicladores em escala suficiente para viabilizar economicamente os projetos; (ii) a evolução da gestão de modo a viabilizar o monitoramento das reduções de emissões; (iii) o empoderamento sociopolítico destes trabalhadores para a autogestão; e (iv) a evolução das práticas da gestão pública na direção da nova governança.

O desenvolvimento do estudo mostrou como viável a tese da inserção da reciclagem nos mercados de carbono, desde que os cenários técnico, econômico e sociopolítico no qual a atividade está inserida evoluam de modo a atender aos fatores básicos anteriormente citados.

Referências:

BAYON, R. et al. **Voluntary Carbon Markets: An International Business Guide to What They Are and How They Work**. London : Earthscan, 2007.

CANÇADO, A. C. A Construção da Autogestão em Empreendimentos da Economia Solidária: Uma Proposta Metodológica Baseada em Paulo Freire. In: SILVA JUNIOR, J. P. et al. **Gestão Social: Práticas em Debate, Teorias em Construção**. Juazeiro do Norte, julho de 2008. Disponível em: <http://www.rgs.wiki.br/index.php/biblioteca/cat_view/135-livros-colecao-enapegs.html>. Acesso em 29 jun. 2012.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Fourth Assessment Report**. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/>>. Acesso em: 15 nov. 2012.

LABATT, S.; WHITE R. R. **Carbon Finance: The Financial Implications of Climate Change**. New Jersey : John Wiley Sons, 2007.

PENNINGTON, D.W. et al.. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Review article. **Environment International**. 30 (2004) 721– 739.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Review. **Environment International**. 30 (2004) 701– 720.

REZENDE, D.; MERLIN, S. **Carbono Social: Agregando valores ao desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Peirópolis, Brasília: Instituto Ecológica, 2003.

SALAMON, L. M. **The New Governance and the Tools of Public Action: An Introduction**. Fordham Urban Law Journal, Volume 28, Issue 5, Article 4, p. 1611-1674, 2000.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **AMS-III.AJ: Recovery and recycling of materials from solid wastes**. Version 4.0. Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/1SQIW5QZHAYFDJX4BDCVC5P9RTBNL1>>. Acesso em 06 dez. 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Solid Waste Management And Greenhouse Gases: A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks**. 3 ed. 2006. Disponível em:<<http://epa.gov/climatechange/wycd/waste/downloads/fullreport.pdf>>. Acesso em: 4 dez. 2011.

RIQUEZA DE SAMAMBAIAS E LICÓFITAS EPIFÍTICAS E QUALIDADE DA ÁGUA DA CHUVA NA MATA CILIAR DO RIO DOS SINOS, RS

Ledyane Dalgallo Rocha - FEEVALE¹

Ezequiele Backes - FEEVALE²

Daniela Montanari Migliavacca Osorio - FEEVALE³

Jairo Lizandro Schmitt - FEEVALE⁴

Palavras-chave: Epífito. Plantas Vasculares sem Sementes. Precipitação. Qualidade ambiental.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O Brasil compreende um centro de endemismo para samambaias e licófitas, cuja ocorrência prevalece na Floresta Atlântica (LABIAK e PRADO, 1998; NÓBREGA et al., 2011). Elas são plantas vasculares sem sementes sensíveis ao ressecamento e que dependem da água para o sucesso reprodutivo (TRYON, 1989). Devido a isso, são abundantes em locais úmidos, mas possuem condições estruturais e fisiológicas para suportar o déficit hídrico, sendo amplamente adaptadas ao ambiente epifítico (JONES, 1987; DUBUISSON et al., 2009). Cerca de 20% das plantas vasculares sem sementes são epifíticas (KRESS, 1986; MORAN, 2008). Essas plantas absorvem nutrientes e água diretamente da atmosfera (BENZING, 1990) e, dessa forma, a distribuição das chuvas ao longo do ano é um dos fatores mais importantes para essas plantas (GENTRY e DODSON, 1987).

O desenvolvimento acelerado da industrialização e das áreas urbanas contribui para que as emissões antrópicas, como a queima de combustíveis fósseis, favoreçam o aumento da poluição atmosférica. Um dos efeitos dessas emissões tem sido a precipitação ácida. A precipitação atmosférica é considerada um importante processo de remoção de poluentes da atmosfera, e ao analisá-la, pode-se determinar a presença de espécies inorgânicas, proveniente de fontes naturais e antrópicas de uma região (MIGLIAVACCA et al., 2012). Os epífitos são capazes de fornecer um diagnóstico da situação ambiental, muitas vezes sendo bioindicadores de poluição atmosférica (PIRINTSOS et al., 1993). O presente estudo teve como o objetivo avaliar a riqueza de samambaias e licófitas e caracterizar a água da chuva ocorrente em três fragmentos de mata ciliar do Rio dos Sinos.

METODOLOGIA

Foram selecionados três fragmentos de mata ciliar, sendo um em cada trecho da bacia do Rio dos Sinos. O fragmento do trecho inferior encontra-se no município de Campo Bom

¹Mestre em Qualidade Ambiental, doutoranda em Qualidade Ambiental.

²Graduanda em Engenharia Química, bolsista PIBITI - CNPq.

³Doutora em Ecologia, professora do PPG em Qualidade Ambiental.

⁴Doutor em Botânica, professor do PPG em Qualidade Ambiental.

(29°40'54''S e 51°3'35''O, 29 m alt.), do trecho médio localiza-se em Taquara (29°40'46,8''S e 50°45'57,0''O, 57 m alt.) e o trecho superior compreende a nascente do Rio dos Sinos, no município de Caraá (29°42'25,0'' S e 50°17'27,8'' O, 560 m alt.). Campo Bom e Taquara apresentam temperatura média anual de 19,8 °C e precipitação anual de 1.585 e 1.800 mm respectivamente. Os fragmentos estudados nesses municípios são classificados como Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas. Em Caraá, a temperatura média anual é de 18,9 °C e a precipitação anual de 2.400 mm. A área de estudo compreendeu um fragmento de Floresta Ombrófila Densa com grau mínimo de interferência antrópica.

Para a determinação da riqueza de samambaias e licófitas epifíticas, em cada fragmento foi traçado um transecto de 200 m paralelo ao rio e dividido em 10 pontos, nos quais foram selecionadas 4 forófitos através do método de quadrantes centrados (COTTAM e CURTIS, 1956), totalizando 40 árvores. O levantamento das espécies foi feito por meio de observação direta das plantas no ambiente epifítico com o auxílio de binóculos e técnicas de escalada nos forófitos. Foram registradas todas as espécies ocorrentes nos 40 forófitos em cada área.

Para as análises da água da chuva, as amostras foram coletadas quinzenalmente, com o auxílio do amostrador para precipitação total. O coletor permaneceu sempre aberto para a coleta dos componentes atmosféricos da deposição úmida (chuva) e seca (gases dispersos e partículas em suspensão) (MIGLIAVACCA et al., 2005; CAMPOS et al., 1998). As amostras foram utilizadas para a determinação do pH e condutividade através do método potenciométrico, e alcalinidade através do método titulométrico utilizando indicadores. Os íons maiores foram analisados através da cromatografia iônica, e elementos metálicos através da espectrometria de absorção atômica ou forno de grafite.

As análises estatísticas foram conduzidas no software Statistica 10.0. Os dados da foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. A riqueza de espécies atendeu ao pressuposto de normalidade, sendo comparada por meio da análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Como apresentaram distribuição não normal, os dados da água da chuva foram comparados por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (H), seguido pelo teste de Dunn a 5% de probabilidade.

RESULTADOS

A riqueza de epífitos foi significativamente maior em Caraá, quando comparada aos fragmentos de Campo Bom e Taquara. Foi observada a ocorrência de precipitação atmosférica ácida em 5,6% dos eventos em Campo Bom e Taquara. Em Caraá, a variação de pH não indicou a presença de acidez. Quando comparada a Campo Bom, a condutividade de Caraá foi

estatisticamente mais elevada. As concentrações de Pb, Cu e Ni foram significativamente maiores em Caraá em relação à Taquara. Em média, a concentração de Zn foi maior em Taquara quando comparada aos outros dois fragmentos (Tabela 1).

Tabela 1: Média (mín; máx) para a riqueza e parâmetros da água da chuva nos três municípios.

Parâmetros	N	Caraá	Taquara	Campo Bom	F	P
Riqueza de epífitos	40	4,65 ^{a**} (0; 19)	1,65 ^{b**} (0; 5)	1,73 ^{b**} (0; 5)	152,17	<0,001
					H	P
pH	47	6,39 (5,69; 7,85)	6,42 (5,41; 8,05)	6,26 (5,41; 7,1)	0,40	0,82
Condutividade (mS cm ⁻¹)	45	15,12 ^{a*} (5,79; 27)	14,35 ^{ab*} (4,28; 47,2)	8,32 ^{b*} (3,45; 14,42)	8,06	0,02
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	43	4,28 (1,155; 8,09)	3,32 (1,15; 10,4)	2,33 (1; 6,6)	4,52	0,10
VMP µg L ⁻¹	45	2571,45 (0,01; 21925)	220,92 (0,01; 2182)	624,69 (0,01; 8347,68)	0,55	0,76
Al	45	0,006 (0,001; 0,01)	0,004 (0,001; 0,01)	0,004 (0,0007; 0,01)	3,87	0,14
Pb	45	0,77 ^{a*} (0,04; 2,53)	0,42 ^{b*} (0,01; 4,55)	0,26 ^{ab*} (0,02; 1,94)	8,52	0,01
Cu	45	3,41 ^{a*} (0,1; 28,78)	2,09 ^{b*} (0,01; 34,15)	1,86 ^{ab*} (0,02; 19,85)	8,34	0,02
Cr _{total}	45	0,08 (0,02; 0,13)	0,05 (0,01; 0,13)	0,14 (0,01; 1,57)	3,63	0,16
Fe	45	1,95(0,01; 9,56)	2,27 (0,01; 23,53)	0,14 (0,01; 2,09)	3,50	0,17
Mn	45	4,44 (0,01; 20,5)	2,841 (0,01; 10,61)	1,56 (0,01; 13,78)	4,50	0,11
Ni	45	1,30 ^{a*} (0,07; 6,89)	0,16 ^{b*} (0,02; 0,42)	4,17 ^{ab*} (0,03; 37,18)	7,34	0,03
Zn	45	35,82 ^{b*} (4,4; 105)	211,31 ^{a*} (3,2; 896)	29,37 ^{b*} (3,1; 63)	14,53	0,0007

Médias seguidas por letras diferentes na mesma linha diferem significativamente pelo teste de Tukey** ou Dunn* ($P < 0,05$); H: teste de Kruskal-Wallis; F: teste de Levene; P: significância; VMP: volume médio ponderado; N: número de mensurações.

DISCUSSÃO

A maior riqueza de espécies de samambaias e licófitas em Caraá evidenciou que se trata de um ambiente mais propício para o desenvolvimento dessas plantas. O tipo florestal pode ter contribuído para a elevada riqueza na nascente, uma vez que essas plantas são características em regiões de floresta ombrófila com alta pluviosidade (KORNÁS, 1985; SENNA e WAECHTER, 1997; GOETZ et al., 2012).

Os valores detectados para o pH em alguns eventos chuvosos em Campo Bom e Taquara indicam a ocorrência de chuva ácida nesses ambientes, uma vez que esse tipo de precipitação se caracteriza pelo pH inferior a 5,65 (BAIRD, 2002). A acidez na água das precipitações se deve à dissolução do CO₂ atmosférico, o principal responsável pelo caráter ácido da chuva, além de outros gases como os óxidos de nitrogênio ou de enxofre, que também reagem com a água formando substâncias ácidas (BAIRD, 2002). A elevação do pH em alguns meses pode estar relacionada ao processo de neutralização da mesma, que se dá pela presença de espécies alcalinas na precipitação, como NH₃ e carbonatos (MIGLIAVACCA et al., 2005; 2012; CAMPOS et al., 1998). A ausência de chuva ácida no fragmento de Caraá coincidiu com a maior riqueza de samambaias e licófitas, já

que nos demais fragmentos que apresentaram a riqueza significativamente inferior, a acidez na água da chuva foi recorrente.

Em Caraá, onde a condutividade foi estatisticamente maior, também foram observados os maiores valores para a alcalinidade, que avalia a capacidade da água de neutralizar espécies ácidas. A variação dos valores para a alcalinidade indicou a presença de bicarbonato nas amostras de precipitação total. Essa relação pode ser atribuída ao aumento da concentração de íons dissolvidos nas amostras (BELÓ et al., 2009).

A nascente do Rio dos Sinos encontra-se no ponto com maior altitude que os demais fragmentos estudados, e a ocorrência de concentrações estatisticamente mais elevadas de Ni, Cu e Pb em Caraá indicam que a qualidade da água da chuva nesse ambiente pode estar sofrendo influência de ações antrópicas. Esses metais provêm de atividades como refino de petróleo, emissões de termoeletricas e veiculares (PERRY, 2007; MIGLIAVACCA et al., 2012). A queima de combustíveis fósseis provenientes de regiões adjacentes pode ser responsável pela presença desses compostos na água da chuva de Caraá, que provavelmente foram carreados até a nascente por meio do deslocamento das massas de ar.

As concentrações de Pb, Cu e Ni observadas em Caraá são maiores do que as registradas por Migliavacca et al. (2012) na região metropolitana de Porto Alegre. O Zn também tem origem antrópica (MIHAJLIDI-ZELIC et al. 2006; ESPINOSA et al. 2004), sendo sua concentração em Taquara cerca de 10 vezes maior que na região metropolitana de Porto Alegre (MIGLIAVACCA et al., 2012).

Al, Fe e Mn são originados pela ressuspensão da poeira do solo (MIGLIAVACCA et al. 2012; PAULA et al., 2010). A presença de Cd nas amostras de precipitação atmosférica nos locais estudados podem estar relacionada à poluição difusa causada por fertilizantes utilizados na agricultura (CETESB, 2013). Concentrações de Cr total podem ser provenientes de processos de combustão, incluindo as queimadas de florestas e através da poluição do ar local de fontes industriais dos locais estudados, uma vez que a região de estudo se apresenta maior concentração de indústrias do setor coureiro calçadista (WHO, 2000).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na região na nascente, a elevada precipitação anual, o tipo florestal e a ausência de eventos de chuva ácida estão associadas à uma maior riqueza epifítica nesse local. As altas concentrações de elementos provenientes de atividades antrópicas, como Pb, Cu e Ni, indicam que a precipitação em Caraá está sofrendo interferência das atividades antrópicas de outras regiões. O estudo da possível relação entre os epífitos e qualidade da água de chuva está em andamento.

REFERÊNCIAS

- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; FILHO, H.F.L. (Eds.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000, p.187-207.
- BELÓ, A. et al. **Caracterização de metais em precipitação atmosférica em uma floresta ombrófila mista**. Universidade de Taubaté, v. 4, n. 2, p. 200-211, 2009.
- BENZING, D.H. **Vascular epiphytes**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 354p.
- CAMPOS, V.P.; COSTA, A.C.A.; TAVARES T.M. **Comparação de dois tipos de amostragem de chuva: deposição total e deposição apenas úmida em área costeira tropical**. Química Nova, v. 21, n. 4, p. 418-423, 1998.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas#cadmio>. Acesso em 29 jul. 2013 11:20:45.
- COTTAM, G.; CURTIS, J.T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.
- DUBUISSON, J.Y.; SCHNEIDER, H.; HENNEQUIN, S. Epiphytism in ferns: diversity and history. **Comptes Rendus Biologies**, n. 332, p. 120-128, 2009.
- ESPINOSA, A.J.F.; RODRÍGUEZ, M.T.; ÁLVAREZ, F.F. Source characterisation of fine urban particles by multivariate analysis of trace metals speciation. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 873-886, 2004.
- GENTRY, A.H.; DODSON, C.H. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of Missouri Botanical Garden**, v. 74, p. 205-233, 1987.
- GOETZ, M.N.B.; FRAGA, L.L.; SCHMITT, J.L. Florística e aspectos ecológicos de samambaias e licófitas em um parque urbano do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas, Botânica**, n. 63, p.165-176, 2012.
- JONES, D.L. **Encyclopaedia of ferns: an introduction to ferns, their structure, biology, economic importance, cultivation and propagation**. Portland: Timber Press, 1987.
- KORNÁS, J. Adaptive strategies of african pteridophytes to extreme environments. In: DYER, A.F.; PAGE, C.N. (Eds.). **Biology of Pteridophytes**. Edinburgh: The Royal Society of Edinburgh, 1985, p. 391-396.
- KRESS, W.J. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. **Selbyana**, v. 9. P. 2-22, 1986.
- LABIAK, P.H.; PRADO, J. Pteridófitas epífitas da Reserva Volta Velha, Itapoá – Santa Catarina, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**, v. 11, p. 1- 79, 1998.
- LUGO, A.E.; SCATENA, F.N. Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal. **Selbyana**, v. 13, p. 123-130, 1992.
- MIGLIAVACCA, D. M. et al. Composição química da precipitação atmosférica no sul do Brasil: estudo preliminar. **Química Nova**, v. 28, n. 3, p. 371-379, 2005.
- MIGLIAVACCA, D.M., TEIXEIRA, E.C., RODRIGUEZ, M.T.R. Composição química da precipitação úmida da região metropolitana de Porto Alegre, Brasil, 2005-2007. **Química Nova**, v. 35, n. 6, p. 1075-1083, 2012.
- MIHAJLIDI-ZELIĆ, A. et al. Contribution of marine and continental aerosols to the content of major ions in the precipitation of the central Mediterranean. **Science of the Total Environment**, v. 370, p. 441-451, 2006.
- MORAN, R.C. Diversity, biogeography, and floristics. In: RANKER, T.A.; HAUFLER, C.H. (Eds.). **Biology and evolution of ferns and lycophytes**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008, p. 367-394.
- NÓBREGA, G.A. et al. A composição florística e a diversidade de pteridófitas diferem entre a

- Floresta de Restinga e a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba/SP? **Biota Neotropica**, v.11, n. 2, p. 133-144, 2011.
- PAULA, F.C.F. de et al. **Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do rio de contas, Bahia**. Química Nova, v. 33, n.1, 2010.
- PERRY, C.T. Avaliação do potencial bioindicador de *Psidium guajava* e *Psidium cattleianum* para avaliação da qualidade do ar em área industrial. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Biociências. Dissertação de Mestrado (Ecologia), 2007.
- PIRINTSOS, S.A. et al. An assessment of the sampling procedure for estimating air pollution using epiphytic. **Lichenologist**, v. 25, n. 2, p. 165-173, 1993.
- SENNA, R.M.; WAECHTER, J.L. Pteridófitas de uma floresta com araucária. 1. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia, Série Botânica**, v. 48, p. 41-58, 1997.
- SUGDEN, A.M.; ROBINS, R. 1979. Aspects of the Ecology of Vascular Epiphytes in Colombian Cloud Forests, I. The Distribution of the Epiphytic Flora. **Biotropica**, v. 11, n. 3, p. 173-188.
- TRYON, R.. Pteridophytes. In: Lieth H.; Werger M.J.A. (Eds.). **Tropical rain forest ecosystems: biogeographical and ecological studies**. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1989, p. 327-338.
- TUOMISTO, H. et al. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**, v. 269, p. 63-66, 1995.
- WHO (World Health Organization). **Guidelines for air quality**. Geneva, 2000.

AVALIAÇÃO SAZONAL DO POTENCIAL GENOTÓXICO DA ÁGUA DE ARROIOS COM O USO DE *Tradescantia pallida* var. *purpurea*

Gustavo Marques da Costa (Feevale)¹
Camila Tamires Petry (Feevale)²
Daiane Trindade Costa (Feevale)³
Annette Droste (Feevale)⁴

Palavras-chave: Biomonitoramento. Poluentes. Genotoxicidade. Qualidade da água.

1 INTRODUÇÃO

A poluição dos corpos hídricos constitui um dos grandes problemas ambientais, em função do crescimento populacional e da industrialização na região da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, levando a um aumento das cargas poluidoras no rio e seus afluentes (OLIVEIRA et al., 2012).

A Bacia do Rio dos Sinos ocupa uma área com cerca de 3.800 km², está localizada na região leste do Estado do Rio Grande do Sul e abrange 32 municípios, que desenvolvem diferentes atividades econômicas, como indústria e agricultura. O Rio dos Sinos, principal curso hídrico da bacia, apresenta uma extensão de 190 km, caracterizado em três terços, denominados de trecho superior, médio e inferior e já apresentou a qualidade de água mais baixa do Brasil (FIGUEIREDO et al., 2010; HUPFFER et al., 2012; FEPAM, 2013). Dentre os principais afluentes do Rio dos Sinos, destacam-se os arroios Estância Velha, Pampa e Schmidt, localizados no trecho inferior da bacia. Estes arroios drenam importantes centros urbanos da região metropolitana de Porto Alegre. As nascentes ou áreas próximas destes arroios estão localizadas em um importante polo da indústria coureiro-calçadista, referência nacional na exportação dos produtos oriundos deste setor (IBGE, 2013).

Para a detecção de agentes mutagênicos na água, são reconhecidos atualmente modelos vegetais como excelentes indicadores de danos cromossômicos induzidos por substâncias químicas presentes no ambiente. Plantas bioindicadoras apresentam alta sensibilidade a misturas complexas

1- Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale, Doutorando em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista - CAPES/FAPERGS (e-mail: markesdakosta@hotmail.com).

2- Graduando em Ciências Biológicas na Universidade Feevale e Bolsista de Iniciação Científica;

3- Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS e Bolsista de Aperfeiçoamento Científico da Universidade Feevale;

4- Doutora em Genética e Biologia Molecular pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Docente e Pesquisadora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

de contaminantes aquáticos e podem ser utilizadas para avaliação qualitativa de danos genéticos em organismos vivos (DUAN et al., 1999; GRISOLIA e STARLING, 2001; MERLO et al., 2011).

O objetivo deste trabalho foi realizar a avaliação sazonal da qualidade da água das nascentes de três arroios na Bacia do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil, com o uso do bioensaio com *Tradescantia* (Trad-MCN).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A qualidade da água é importante nas avaliações de demanda e abastecimento público. Vários índices de qualidade de água vêm sendo desenvolvidos avaliando um conjunto de parâmetros que permitem diagnosticar o grau de conservação ou degradação dos corpos hídricos (RODRIGUES e CASTRO, 2008).

O monitoramento dos cursos d'água normalmente é realizado através da avaliação físico-química e bacteriológica para indicação de potabilidade ou qualidade da água para o uso humano, por meio de parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Sendo assim, o monitoramento com organismos bioindicadores pode ser um parâmetro para integrar a avaliação da qualidade da água (UMBUZEIRO et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2012). *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt var. *purpurea* Boom, espécie selvagem bem adaptada aos climas sub-tropical e tropical, apresenta grande sensibilidade a agentes genotóxicos e vem sendo empregada no monitoramento de água de corpos hídricos e águas residuais provenientes de esgotos domésticos (UMBUZEIRO et al., 2007; MIELLI et al., 2009; THEWES et al., 2011).

3 METODOLOGIA

Para as análises de genotoxicidade foram coletadas amostras de água das nascentes dos arroios Estância Velha, Pampa e Schmidt, nos meses de julho e setembro de 2012. As amostras foram coletadas e transportadas até o laboratório de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT/NBR 9898/1987) e o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Amostras de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* foram cultivadas em vasos (37 cm x 20 cm x 20 cm), contendo 4 kg de solo comercial, em uma área não-poluída da universidade. As plantas foram regadas três vezes por semana. A exposição das plantas, fixação das inflorescências, armazenamento, preparação das lâminas e a análise dos dados foram realizados de acordo com

Thewes et al. (2011). Após 24 h de adaptação, as inflorescências foram expostas por 8 h às amostras de água das nascentes dos arroios e recuperadas por 24 h em água destilada. Sete lâminas foram preparadas para cada amostra. Simultaneamente, foi realizado o controle negativo, substituindo a água das amostras por água destilada. Frequências de micronúcleos (MCN) obtidas nas amostras em cada mês foram comparadas utilizando o teste ANOVA, seguido do teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

4 RESULTADOS

Na primeira exposição, as frequências de MCN dos botões florais expostos à amostra de água do arroio Estância Velha foram significativamente superiores (3,85) àquelas expostas às amostras dos arroios Pampa (1,71) e Schmidt (1,71), bem como do controle negativo (2,0) ($F=9,988$; $p<0,001$). Na segunda exposição, as frequências de MCN dos botões florais expostos à amostra de água do arroio Pampa foram significativamente superiores (2,28) à do controle negativo. As frequências de MCN dos botões florais expostos às amostras de água dos arroios Estância Velha (2,04) e Schmidt (2,14) foram intermediárias, não diferindo significativamente daquelas expostas às amostras do arroio Pampa e do controle negativo (1,50) ($F = 2,920$; $p = 0,050$).

5 DISCUSSÃO

As frequências de micronúcleos observadas evidenciaram genotoxicidade da água junto às nascentes de dois arroios amostrados em um dos períodos de exposição. Apenas a água do arroio Schmitt não apresentou genotoxicidade nos dois períodos amostrados. Os resultados obtidos no presente estudo corroboram aqueles registrados por Umbuzeiro et al. (2007) para genotoxicidade da água de um tributário do Rio Cristais, na região metropolitana de São Paulo, onde foram observados 1,8 MCN em inflorescências de *Tradescantia pallida* var. *purpurea*.

Na primeira exposição, o arroio Estância Velha apresentou potencial genotóxico significativamente elevado, o que reforça os registros de altas concentrações de poluentes e toxicidade deste corpo d'água a *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* e *Hyaella azteca* (Mitteregger-Júnior et al., 2007). No entanto, na segunda amostragem, a frequência de micronúcleos foi significativamente inferior em relação à primeira amostragem. Este fato pode ter ocorrido devido ao acúmulo de chuvas nos quatro dias anteriores à coleta das amostras no arroio, que foi maior na segunda exposição (56,7mm). As respostas dos biomarcadores são influenciadas

por mudanças nos fatores abióticos (HANDY et al., 2003). Períodos de precipitação, como o ocorrido nos dias anteriores à segunda coleta de água do arroio Estância Velha, parecem diminuir a concentração de poluentes e assim minimizar relativamente os danos genéticos em *Tradescantia pallida* var. *purpurea*, como observado por Thewes et al. (2011) em estações de tratamento de esgotos. Vilches (2009) observou diminuição no potencial genotóxico das águas do arroio Cadeia, Bacia Hidrográfica do Rio Caí, Brasil, em ensaios com eritrócitos do peixe *Astyanax jacuhiensis* durante um dos meses de coleta e atribuiu o fato à constante precipitação anterior ao dia da coleta.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As frequências de MCN observadas evidenciaram genotoxicidade da água nas nascentes dos arroios, alertando sobre os possíveis efeitos dos poluentes hídricos sobre os organismos e reforçando a importância do bioensaio Trad-MCN como um parâmetro adicional para avaliação da qualidade de corpos hídricos. Estudos adicionais podem indicar a nascente do arroio Schimdt como uma área de referência quanto à qualidade da água.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT/NBR 9898 - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington DC, 2005.

BRASIL, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 03/2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

DUAN, CQ., HU, B., WANG, ZH., WEN, CH., YAN, SQ., JIANG, XH., WANG, DK., LI, Q. e LIANG, XF. *Tradescantia* bioassays for the determination of genotoxicity of water in the Panlong River, Kunming, People's Republic of China. **Mutation Research**, vol. 426, p. 127-131, 1999.

FEPAM, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_sinos/sinos.asp>. Acesso em: 19 mar. 2013.

FIGUEIREDO, J. A. S., DRUMM, E., RODRIGUES, M. A. S., SPILKI, F. R. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.4, p.1131-1136, 2010.

GRISOLIA, CK. and STARLING, FLRM. Micronuclei monitoring of fishes from Lake Paranoá, under influence of sewage treatment plant discharges. **Mutation Research**, vol. 491, p. 39-44, 2001.

HANDY R., GALLOWAY T. e DEPLEDEGE M. (2003). A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. **Ecotoxicology** 12, 331-343.

HUPFFER, H.M.; ASHTON, M.S.G.;NAIME, R. A sustentabilidade em crise no Rio ds Sinos, RS: o sistema jurídico brasileiro e as possibilidades de turismo sustentável. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 26, p.1-12, 2012.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/linl.php?uf=rs>>. Acesso em: 10 jan.2013.

MERLO, C., ABRIL, A., AMÉ, MV., ARGÜELO, GA., CARRERRAS, HA., CHIPPERO, MS., HUED, AC., WANNAZ, E., GALANTI, LN., MONFERRÁN, MV., GONZÁLEZ, CM. e SOLÍS, VM. Integral assessment of pollution in the Suquia River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. **Science Total Environmental**, vol. 409, p.5034-5045, 2011.

MIELLI, A. C., MATTA, M. E. M., NERSESYAN, A., SALDIVA, P. H. N., UMBUZEIRO, G. A. Evaluation of the genotoxicity of treated urban sludge in the *Tradescantia* micronucleus assay. **Mutation Research**, v.672, p.51-54, 2009.

OLIVEIRA, J. P. W. et al. Genotoxicity and physical chemistry analysis of Waters from Sinos River (RS) using *Allium cepa* and *Eichhornia crassipes* as bioindicators. **BBR – Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 1, n. 1, p. 15-22, 2012.

RODRIGUES A. S. L., CASTRO, P. T. A. Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.13, n.1, p.161-170, 2008.

THEWES, M. R., ENDRES JUNIOR, D., DROSTE, A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the *Tradescantia pallida var. purpurea* bioassay. **Genetics and Molecular Biology**, v.34, n.4, p. 689-693, 2011.

UMBUZEIRO, G. A., COIMBRÃO, C. A., KUMMROW, F., LOBO, D. J. A. SALDIVA, P. H. N., 2007. Mutagenic activity assessment of Cristais River, São Paulo, Brazil, using the blue rayon / *Salmonella* microsome and the *Tradescantia pallida* micronuclei assays. **Journal Brazilian Society Ecotoxicology**, v.2, p.163-171.

VILCHES, Melissa. **Análise genotóxica do rio Cadeia/RS através do ensaio cometa e teste de micronúcleo e anormalidades nucleares utilizando peixes como bioindicadores**. 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental)- - Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Universidade FEEVALE, Novo Hamburgo, RS, 2009.

DISSEMINAÇÃO DE ECOTECNOLOGIAS DE SANEAMENTO ATRAVÉS DO EMPODERAMENTO DA POPULAÇÃO

Jeferson Müller Timm⁽¹⁾; Luciana Paulo Gomes⁽²⁾

Palavras-chave: Wetlands descentralizados. Zonas de raízes. Saneamento.

1. INTRODUÇÃO:

A contaminação da água por esgotos domésticos é um problema ambiental e de saúde pública. Além da degradação dos ecossistemas a falta de saneamento torna a população suscetível a doenças relacionadas à veiculação hídrica (LEMES et al., 2008). A Fundação Nacional de Saúde destaca que, a cada R\$ 1,00 investido em saneamento, cerca de R\$ 4,00 são economizados em saúde (FUNASA, 1994). O Plano Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/07), pretende colaborar com os “Objetivos do Milênio das Nações Unidas”, que pretende reduzir pela metade o número de habitantes sem de saneamento básico até 2015.

As redes de coleta e tratamento de esgotos raramente atendem zonas rurais e pequenas comunidades. A disseminação de tecnologias de saneamento simples, eficientes e de baixo custo, pode ser uma alternativa para prover as necessidades de saneamento básico nestes pequenos aglomerados populacionais. Dentre os métodos que se enquadram nesta proposta estão os sistemas de zonas de raízes (biotratamento, wetlands), que permitem a reprodução dos mecanismos de degradação presentes em zonas úmidas naturais.

O empoderamento da população acerca das tecnologias de saneamento ecológico se é uma útil ferramenta para amenização dos problemas de contaminação das águas. O domínio das técnicas de projeção e construção de wetlands permite a autonomia da população para implantar estes sistemas em residências e comunidades. Além disso, fazer com que a população conheça essas tecnologias pode estimular o uso destas práticas de saneamento.

Este trabalho objetiva avaliar e disseminar tecnologias de saneamento com emprego de sistemas de zonas de raízes através da construção de quatro ETEs, que funcionem como agente de EA e que possam ser avaliadas posteriormente. São objetivos específicos, capacitar

¹ Biólogo formado pela Universidade Feevale, Mestrando do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Unisinos, Bolsista Capes/Prosup.

² Engenheira Civil formada pela Unisinos, Doutora em Engenharia Civil pela USP, Professora titular da Unisinos.

peessoas para projetar e construir sistemas residenciais de tratamento de esgotos; projetar e construir ETEs em conjunto com os participantes das oficinas; criar modelos didáticos dos sistemas propostos, em locais que atuem na multiplicação do conhecimento, e avaliar, através de análises de efluente e consulta aos usuários, o funcionamento dos sistemas construídos.

Desta forma, apresenta-se construção de quatro diferentes estações de tratamento de esgoto (ETEs) piloto que utilizam sistemas de zonas de raízes, construídas em diferentes localidades, com configurações adaptadas às realidades locais de uso, recursos e geografia. A construção dos sistemas se deu com a participação direta da comunidade, em oficinas teóricas e práticas de planejamento e implantação dos sistemas. Após a construção, as ETEs vem servindo como elemento de educação ambiental (EA) e devem ter sua eficiência verificada através de análises do efluente bruto e tratado.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA:

A descentralização dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos pode ser uma alternativa sustentável para garantia da sanidade da população e ambiente. Os sistemas descentralizados se associam a ideia de diversidade enquanto se contrapõe ao centralismo. Estão relacionados ao conceito de desenvolvimento sustentável visto que promovem concepções locais e integradas a realidade em questão (LETINGA, 2001).

Geralmente, sistemas residenciais utilizam apenas sistemas de fossa e filtro, que tem por objetivo a decomposição anaeróbica dos dejetos. Segundo Junior e Neto (2011), a eficiência média destes sistemas varia entre 40 e 70%, não apresentando um tratamento completo e satisfatório, permitindo a contaminação do solo e águas.

Tratamentos complementares podem ser realizados com sistemas de zonas de raízes. O processo consiste na passagem da água residual por meios filtrantes, sobre os quais se desenvolvem plantas e comunidades microbianas, que degradam a matéria orgânica e assimilam os nutrientes presentes no esgoto (MENDES, 2010).

Estas estações geralmente empregam brita e areia em leitos com fundo impermeabilizado, sendo vegetados na superfície. Representam menor investimento de energia e recursos do que estações convencionais, tem processos construtivos simples e rápidos e menor manutenção operacional. Após a passagem por estes sistemas de tratamento, a água deve obter um alto índice de purificação, podendo chegar a quase 100% de remoção de diversos poluentes (TIMM, GOMES E MALUF, 2013).

Conforme Fritjof Capra (2006), “O desequilíbrio dos ecossistemas reflete um desequilíbrio anterior da mente. Em outras palavras, a crise ecológica é, em todos os sentidos, uma crise de educação.” Segundo este autor, através da educação é possível transformar a sociedade deficiente e acabar com a crise ecológica, moldando-a de acordo com os ecossistemas naturais, que são comunidades sustentáveis de plantas, animais e microrganismos.

3. METODOLOGIA:

Foram realizadas quatro oficinas de planejamento e construção de wetlands que tiveram duração variando entre 12 e 20 horas. Abordagens teóricas tiveram duração de quatro horas em sala de aula, seguidas de duas horas em saídas de campo. A conclusão das oficinas se deu em atividades práticas, que tiveram duração variando entre seis e quatorze horas.

A explanação tratou dos princípios de funcionamento, dimensionamento e construção dos sistemas. As saídas de campo possibilitaram a visitação de áreas de banhados naturais, com identificação e coleta das plantas usadas no tratamento do esgoto. As atividades práticas oportunizaram a construção dos sistemas e o esclarecimento de eventuais dúvidas.

Os locais de realização das atividades foram a Oficina Consciência Ambiental (OCA) em Canela, o Aterro de Resíduos Industriais Perigosos (ARIP) em Três Coroas, o Instituto Arce Verde, em São Francisco de Paula e a igreja da comunidade rural de Solitária Alta, em Nova Hartz. As oficinas ocorreram respectivamente em fevereiro e março de 2011, fevereiro de 2012 e janeiro de 2013. Os participantes das oficinas foram profissionais da área de meio ambiente, professores, ecologistas, agricultores e interessados em geral.

As ETEs foram projetadas para diferentes demandas de uso, resultando em sistemas com diferentes configurações. Todas as instalações foram feitas em locais com grande circulação de pessoas, servindo como modelo didático das técnicas propostas. Todos os sistemas contam com pontos para coleta do efluente nos estados bruto e tratado, permitindo a coleta e análise das águas a fim de avaliar e comparar as diferentes ETEs.

4. RESULTADOS:

Foram construídas quatro estações de tratamento de esgoto por zonas de raízes, capazes de atender a demanda diária de 12 a 40 pessoas. As oficinas tiveram participação direta de 83 pessoas que receberam instruções sobre como projetar e construir sistemas de zonas de raízes. Desde a implantação, os sistemas já receberam a visita de mais de 1200

crianças e 800 adultos. As análises de efluente estão previstas para o primeiro semestre de 2014, a fim de avaliar e comparar os sistemas depois de um, dois e três anos de operação.

5. DISCUSSÃO:

Os sistemas construídos resultaram em belos jardins que tem despertado interesse e admiração das pessoas que os contemplam. A maioria das pessoas que tiveram contato com os wetlands não conheciam a tecnologia e afirmaram que adotariam os sistemas em suas residências. Entre os participantes das oficinas, cinco reproduziram os sistemas em outras localidades. Acredita-se que este número seja maior, porém, não foi possível contatar a maioria das pessoas que participaram das oficinas para obtenção destes dados.

As ETEs OCA e Solitária Alta operam desde suas construções sem nenhum tipo de problema. A ETE ARIP apresentou odor em alguns dias do verão, devido provavelmente ao pouco desenvolvimento da vegetação. Este fato está relacionado ao sombreamento das plantas por árvores do entorno, já que a insolação é fator fundamental para o desenvolvimento e ação das plantas no sistema (BRIX, 1994). Após a poda destas árvores a vegetação teve pleno estabelecimento e os problemas de cheiro não tiveram recorrência.

A ETE Arca Verde apresentou entupimento do sistema de distribuição do esgoto dois meses após sua construção. Este fato se relaciona claramente a inexistência de um filtro entre a fossa séptica e os tanques vegetados. A ausência do filtro se deu por opção do instituto em construir um sistema experimental mais simples. De toda forma, no momento da construção houve o esclarecimento para com os participantes da oficina sobre a importância e necessidade desta parte do sistema e a previsão das consequências que se acarretariam.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS:

De modo geral as pessoas que participaram das oficinas e visitas, assim como os usuários dos sistemas, mostraram-se satisfeitos com o aprendizado. A instalação das ETEs melhorou as condições das águas lançadas no ambiente em todos os locais trabalhados. A adoção e multiplicação destas técnicas de saneamento deve colaborar para popularizar o uso destes sistemas, que tem baixo custo e simples construção.

As ETEs construídas serão avaliadas através de análises dos efluentes. Os resultados destas análises permitirão investigar a dinâmica das diferentes configurações, tempos de detenção e de operação dos sistemas. Estes resultados devem colaborar para o entendimento da dinâmica de funcionamento e da eficiência de wetlands descentralizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 377, de 09 de outubro de 2006.
- BRIX, H. Function of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
- CAPRA, F. A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. 10ª reimpressão. Tradução Newton R. Eicheberg. São Paulo: Cultrix, 2006.
- FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. Brasília: Ministério da Saúde, 255 p. 1994.
- JUNIOR, A. P. M.; NETO H. F. R. Sistema Individual de Tratamento de Esgoto Fossa Séptica, Filtro anaeróbio e sumidouro uma alternativa para o tratamento sanitário em comunidades de baixa renda do município de Belém. Dissertação de Mestrado - Universidade da Amazônia. Belém – PA, 2011.
- LEMES, J. L. V. B.; SCHIRMER, W. N.; CALDEIRA, M. V. W.; VAN KAICK, T.; LOPES, O. A.; BARBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. *Revista Acadêmica. Ciências Agrárias e Ambientais*, v. 06, p. 169-179, 2008.
- LETINGA, G.; ZEEMAN, G.; LENS, P. (Ed.) *Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*. London: IWA, 2001.
- MENDES A. L. M. Fito-etar uma eco-tecnologia aplicada ao tratamento de águas residuais: Análise do Comportamento Hidráulico. Dissertação de Mestrado – Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, 2010.
- TIMM J. M.; GOMES, L. P.; MALUF, R. W. Desempenho de jardins filtradores (wetlands) no tratamento descentralizado de esgotos domésticos no sul do Brasil. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias. Florianópolis, SC, 2013.

ANÁLISE DO POTENCIAL POLUIDOR DE INDÚSTRIAS DO VALE DOS SINOS, RS, BRASIL

Gustavo Marques da Costa (Feevale)¹
Iara Regina Chaves (Feevale)²
João Alcione Sganderla Figueiredo (Feevale)³

Palavras-chave: PIB. Região do Vale dos Sinos. Potencial de risco.

1 INTRODUÇÃO

O presente artigo tem por objetivo analisar os principais empreendimentos e seu potencial poluidor, nos municípios de São Leopoldo e Novo Hamburgo, na região do Vale dos Sinos (VS) que representam o maior PIB e uma das maiores populações deste COREDE (Conselho Regional de Desenvolvimento), no período de 2005 a 2009. A base econômica da região é formada pelo segmento coureiro-calçadista, que integram as indústrias químicas, curtidoras, de componentes para calçados, indústria têxtil, entre outras. Agregam-se, também, no estudo, dados demográficos dos municípios para dimensionar a vulnerabilidade socioambiental relacionada à espacialização do risco.

A região do COREDE do Vale dos Sinos (VS) está localizada no Estado do Rio Grande do Sul com uma área de 1.398,5 km², possui 14 municípios e uma população de 1.298.362 habitantes. A expectativa de vida ao nascer é de 71,76 anos e com Produto Interno Bruto (PIB) per capita de R\$ 29.219. Este COREDE aparece em uma posição destacada em relação ao PIB e ao desenvolvimento industrial (FEE, 2013). Segundo a Fundação de Economia e Estatística (FEE) (2013), esta região vem apresentando nos últimos anos um aumento populacional significativo, resultado da migração de COREDES vizinhos e crescente migração rural em busca de um mercado de trabalho que se constitui no setor coureiro-calçadista.

A região do Vale dos Sinos vem passando por sérios problemas relacionados às questões ambientais, tais como: desastres ambientais, mortandade de peixes em 2006 (90 toneladas de peixes mortos); a falta de saneamento básico (uma média de 97% de resíduos domésticos não é tratada); a falta de água nos últimos anos e um crescente número de empresas atuadas por

1- Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale, Doutorando em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista - CAPES/FAPERGS (e-mail: markesdakosta@hotmail.com).

2- Mestre em Economia pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e Doutoranda em Qualidade Ambiental.

4- Doutor em Estructura Social Cultura Trabajo y Organizaciones pela Universidad Complutense de Madrid, Docente e Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

irregularidades quanto ao tratamento de seus resíduos (FIGUEIREDO-SGANDERLA et al. 2010; HUPPFER et al., 2012).

Esses efeitos socioambientais influenciam diretamente na formulação de políticas públicas, já que as questões do meio ambiente podem significar um atraso para o desenvolvimento industrial e conseqüentemente baixo crescimento econômico para a região do Vale dos Sinos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A partir dos anos de 1950 e 1960, dá-se início uma sequência de eventos e acidentes ambientais, que começam a chamar a atenção da sociedade para a crescente degradação da qualidade ambiental e iniciaram-se assim as discussões e mudanças sobre as questões ambientais (VEIGA, 2006). A intensidade dessas mudanças gerou, a partir da década de 60, fortes críticas à sociedade (principalmente industrial), questionando seus princípios e valores, ou seja, emerge em meio a outros movimentos o novo ambientalismo, como forma de resistência contra a poluição e a contaminação e dos sucessivos desastres ambientais ocasionados pela irresponsabilidade humana.

Segundo Buttel (1987), os valores, o movimento ecologista, a economia, a degradação ambiental, as políticas de meio ambiente e o risco tecnológico industrial foram os principais temas desenvolvidos até final da década de 80. A partir deste momento a problemática dos riscos tem provocado uma série de estudos empíricos e, sobretudo, teóricos, com referência principal em Ulrich Beck, Antony Giddens, Mary Douglas, Lhumann etc. Alguns destes teóricos foram importantes para pensar como determinada teoria, principalmente a do risco, pode ser pensada a partir de um processo industrial e ambiental de um país em desenvolvimento, especificamente a região do Vale dos Sinos, Sul do Brasil.

3 METODOLOGIA

O método adotado nesta pesquisa é exploratório descritivo, documental com abordagem qualitativa por meio do uso de um banco de dados disponibilizado pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental) (ANDRADE, 2004, p. 19; VERGARA, 2000), que identificou e classificou com base na classificação nacional de atividades econômicas (CNAE) o potencial poluidor alto, médio e baixo de 281 classes de indústrias no Estado do Rio Grande do Sul. A partir dessas classes denominadas pela FEPAM e pelo Banco de Dados da RAIS (Relação Anual de Informações Sociais) foi verificado o número de empreendimentos instalados no Vale do Rio dos

Sinos nos municípios de São Leopoldo e Novo Hamburgo, no período de 2005 a 2009 (FEE, IBGE, FEPAM, 2013).

4 RESULTADOS e DISCUSSÃO

São Leopoldo e Novo Hamburgo são os município da região do Vale dos Sinos com maior relevância de PIB e população e o seu respectivo potencial poluidor para o período de 2007 a 2009 pode ser observado nas Figuras 1 e 2.

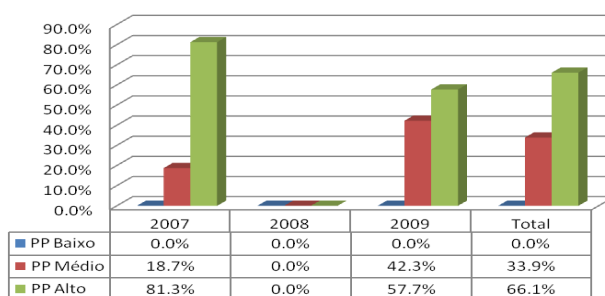


Figura 1 – Indústrias Instaladas em São Leopoldo, entre 2007 a 2009 e classificadas de acordo com o seu Potencial Poluidor em baixo, médio e alto. (%), PP= Potencial Poluidor.

A Figura 1 mostra que houve uma redução no número de indústrias com alto potencial poluidor no município de São Leopoldo no período de 2007 a 2009 passando de 81,3% para 57,7%, respectivamente, sendo as indústrias de comércio e de máquinas (calçados, industrial pesada) as com maior potencial poluidor. Considerando as indústrias de médio potencial poluidor houve um crescimento de 18,7% para 42,3% de 2007 a 2009, respectivamente. Em relação às indústrias de baixo potencial poluidor não foi observado a instalação de nenhuma para o período avaliado. Para os anos de 2005 e 2006 não foi possível encontrar as informações junto aos órgãos competentes. A Figura 2 apresenta as indústrias instaladas no município de Novo Hamburgo e o seu potencial poluidor.

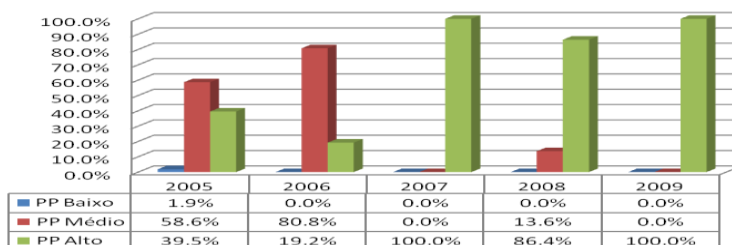


Figura 2 – Indústrias Instaladas em Novo Hamburgo, entre 2005 a 2009 e classificadas de acordo com o seu Potencial Poluidor em baixo, médio e alto. (%), PP= Potencial Poluidor.

Em relação ao município de Novo Hamburgo houve uma oscilação nas indústrias de alto potencial poluidor de 39,5% no ano de 2005 para 19,2% em 2006. Em 2007 este índice chegou a 100% e posteriormente houve uma queda em 2008 passando a 86,4%. Em 2009 novamente sobe a 100% o número de indústrias instaladas com alto potencial poluidor. Evidencia-se que não houve instalação de indústrias de baixo potencial poluidor após 2005. O número de indústrias com alto potencial poluidor foi significativo, sendo 26 indústrias mecânicas (fabricação de máquinas) em 2005 e 42 indústrias mecânicas (fabricação de máquinas e aparelhos com tratamento de superfície, inclusive tratamento térmico, sem fundição e com pintura e aparelhos sem tratamento sup.) no ano de 2009.

De acordo com Young (2011) há uma tendência na maior parte dos países, em especial nas economias de países emergentes, para uma especialização relativa em atividades potencialmente “suja” com um grande número de indústrias de alto potencial poluidor, levando a uma sociedade de risco.

A sociedade de risco não se limita somente aos riscos da saúde e ambientais, mas sim a uma série de modificações na vida social contemporânea, transformações nos padrões de emprego em um nível cada vez maior de insegurança no trabalho (FIGUEIREDO-SGANDERLA et al., 2010).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo verificou um crescimento do número de indústrias com alto potencial poluidor nos municípios de São Leopoldo e Novo Hamburgo no período de 2005 a 2009. Os resultados encontrados vão ao encontro das pesquisas realizadas em outros países em desenvolvimento e/ou emergentes.

As indústrias de alto potencial poluidor trazem consigo a elevação do grau de risco para a população dos municípios estudados. No entanto, este alto potencial de risco não apresentou resultados esperados na mesma proporção do crescimento do PIB percapta, refletindo no bem-estar da população analisada. É necessário que ocorra um debate entre os atores desta região, sendo estes representados pelo governo, indústria e população em geral, para que haja um repensar entre o alto risco do potencial poluidor e a qualidade de vida da população.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, Maria Margarida. **Como realizar trabalhos para cursos de Pós-Graduação**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2004.

BUTTEL, Frederick. New directions in environmental sociology. **Annual Review of Sociology**, v. 13, p. 465-88, 1987.

FEE - **Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg_municipios_detalhe.php>. Acesso em: 14 maio. 2013.

FEPAM. **Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS**. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Acesso em: 01 maio. 2013.

FIGUEIREDO, J. A. S.; DRUMM, E.; RODRIGUES, M. A. S.; SPILKI, F. R. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1131-1136, 2010.

HUPFFER, H. M.; ASHTON, M. S. G.; NAIME, R. A sustentabilidade em crise no Rio dos Sinos, RS: o sistema jurídico brasileiro e as possibilidades de turismo sustentável. Revista **Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 26, p. 1-12, 2012.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/trabalhoerendimento/pme/pmemet2.shtm>>. Acessado em: 07 julho. 2013.

VEIGA, José Eli da; RATTNER, Henrique. **Desenvolvimento sustentável: histórico/ conceito**. São Paulo, 2006. Disponível em: <http://www.economia.net/economia/3_desenvolvimento_sustentavel_conceito.html>. Acesso em: 12 junho. 2013.

VERGARA, Sylvia Constant. **Projetos e Relatórios de Pesquisa em Administração**. 3.ed. São Paulo: Atlas, 2000.

YOUNG, Carlos E. F., **Potencial de crescimento da economia verde no Brasil** http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/politica_ambiental_08_portugues.pdf Acessado em: 05 junho. 2013.

Estudo da Reciclagem de Resíduos Sólidos Industriais Gerados pelo Setor Calçadista: Desenvolvimento de um Novo Componente e Avaliação de sua Biodegradação

Michel Vinicius Flach – Feevale ¹

Vanusca Dalosto Jahno – Feevale ²

Palavras-chave: Reciclagem. Biodegradação. Resíduos Sólidos. Meio Ambiente. Indústria Calçadista.

1. INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva de calçados e componentes é um setor industrial com relevante produção e em razão das diversas etapas de manufatura gera grandes quantidades de resíduos sólidos, exemplos são os resíduos de tecido de algodão e de borracha natural, que são destinados geralmente a centros de armazenamento permanente devido à dificuldade de reutilização destes materiais.

Estes materiais são oriundos de fontes renováveis e caracterizados como materiais de fácil degradação, neste sentido propõem-se a avaliação da reutilização destes resíduos gerados pela indústria de produção de calçados para o desenvolvimento de novos produtos em forma de insumos para este mesmo setor e avaliação da degradação destes, caracterizando-os como biodegradável ou não-biodegradável, amenizando assim o impacto ambiental deste setor por reduzir a demanda por recursos naturais e substituir o componente não-biodegradável utilizado tradicionalmente. Para tanto, serão formuladas amostras contendo resíduos e demais materiais virgens biodegradáveis, que serão processados mecanicamente por extrusora e avaliados quanto à biodegradabilidade, propriedades físicas, mecânicas e químicas e demais ensaios que sejam necessários.

¹ Bacharel em Engenharia Industrial Química e Mestrando em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

² Doutora em Medicina e Ciências da Saúde / PUCRS (2009). Pesquisadora e Professora na Feevale. Atua no Mestrado em Tecnologia de Materiais e Processos Industriais e no Mestrado em Qualidade Ambiental.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A indústria de produção de calçados e componentes é um setor industrial com relevante produção, registrando-se a partir de dados como os da ABICALÇADOS (2012) que informam que nos anos de 2009, 2010 e 2011 foram produzidos somente no Brasil em torno de 813, 894 e 819 milhões de pares respectivamente, totalizando 2.526 bilhões de pares de calçados nestes três anos.

Os principais resíduos sólidos gerados por este segmento da indústria são o couro, espumas, tecidos, sintéticos e borracha, gerados principalmente a partir dos processos de corte, chanfração, divisão e injeção de peças. Estudos apontam que a concentração de resíduos e os tipos de resíduos tendem a ser semelhantes em diferentes empresas do setor calçadista (GATELLI, ZEVE E SIKILERO, 2010; TATANO et al., 2012).

No Brasil a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que trata dos princípios, objetivos e instrumentos relativos ao gerenciamento de resíduos sólidos, orientando para a proteção da saúde pública e qualidade ambiental, fortalecendo a responsabilidade de toda a cadeia produtiva no que tange ao investimento no desenvolvimento e fabricação de produtos, de acordo com um gerenciamento ambiental adequado (BRASIL, 2010).

Consonante ao exposto na PNRS, Silva (2012) aborda a geração crescente de resíduos sólidos devido à produção e consumo exagerados, projetando como formas de minimizar os impactos, a utilização de processos de gestão para o controle e diminuição dos resíduos durante o processo produtivo ou ainda substituição dos materiais tradicionais por outros com maior facilidade de reutilização, Rauber (2011) aponta para novas formas de reciclagem, reaproveitamento e/ou disposição final ambientalmente adequada para os materiais inservíveis, Srivasta (2007), aborda os 7R's (redução, reutilização, retrabalho, recondição, reciclagem, remanufatura e logística reversa) como ferramentas essenciais para uma produção ecologicamente correta e Coltro, Gasparino e Queiroz (2008) citam que uma boa gestão de logística reversa é fundamental para o processo de reciclagem de materiais, onde o resíduo retorna ao processo produtivo em forma de insumo.

Contribuindo para a discussão sobre formas de diminuição do impacto ambiental dos resíduos sólidos, Zheng, Yanful e Bassi (2005) trazem a necessidade por diferentes técnicas para eliminação dos resíduos plásticos e a possibilidade de utilização de polímeros biodegradáveis e métodos de degradação destes resíduos plásticos, para Pellicano, Pechekoski

e Agnelli (2009) o desenvolvimento e aplicação de polímeros biodegradáveis colocam-se como uma boa alternativa, tendo em contrapartida o alto custo destes materiais como um impeditivo do uso, sendo necessárias pesquisas para tornar viável a utilização destes materiais, Luckachan e Pillai (2011) complementam afirmando que os polímeros biodegradáveis disponíveis apresentam propriedades físicas inferiores em termos de força, dimensão e estabilidade, além do custo mais elevado e muitos são de difícil processamento, sendo que, um material biodegradável deve apresentar propriedades satisfatórias durante sua vida útil e ser degradável especialmente por ação de microorganismos em um período de tempo adequado (COELHO, ALMEIDA E VINHAS, 2008).

3. METODOLOGIA

O estudo da reciclagem de resíduos da indústria calçadista se inicia com a identificação e avaliação dos resíduos gerados por este setor, que são depositados em aterros industriais, sem uso aparente. Coletados os resíduos, realiza-se a caracterização destes por meio de Análise Termogravimétrica (TGA), Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC) e ensaio de envelhecimento acelerado em câmara de UV. Realizadas as identificações e caracterizações, serão desenvolvidas formulações com a adição de polímeros biodegradáveis e/ou demais materiais, de acordo com as necessidades dos componentes que serão desenvolvidos.

Realiza-se a moagem ou a micronização dos resíduos, por meio de um moinho de facas ou micronizador, e após prepara-se as misturas de quantidades pré-estabelecidas destes materiais, polímeros biodegradáveis virgens e/ou demais materiais, sendo as amostras submetidas aos processos de extrusão e calandragem, em uma extrusora monorosca com calandra acoplada à extrusora e fragmentação em um moinho de facas para posteriores processamentos e análises.

Avaliam-se as amostras quanto ao processamento pelo processo de laminação em laminadora específica, semelhante ao processo industrial de obtenção de lâminas dos componentes para calçados e caracteriza-se estas por meio de ensaios físico-mecânicos e químicos de acordo com os requisitos de fabricação de cada componente a ser desenvolvido. Avalia-se também a degradação das amostras em solo (meio de compostagem) e em ensaio de envelhecimento acelerado em câmara de UVA e UVB.

Caracteriza-se os materiais após a degradação realizada, por técnicas convencionais como Calorimetria Diferencial de Varredura (DSC), Análise Termogravimétrica (TGA), Espectroscopia vibracional na região do Infravermelho (FTIR), microscopia eletrônica de varredura (MEV) e avaliação de propriedades físicas e mecânicas em dinamômetros e tensômetros.

4. ANÁLISE

O estudo está em fase inicial, onde estão sendo realizados levantamentos de dados sobre os resíduos provenientes do setor calçadista que são depositados em aterros industriais, sem uso aparente. A identificação e avaliação dos materiais indicam a possibilidade de utilização de resíduos de tecido de algodão e de borracha natural (NR), que são materiais de fonte renovável. Portanto os materiais formulados com estes resíduos de origem natural e materiais virgens biodegradáveis possivelmente serão biodegradáveis.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização do levantamento de dados sobre os resíduos provenientes do setor calçadista demonstra uma quantidade considerável de resíduos de tecido de algodão e borracha natural, assim como uma quantidade elevada de outros resíduos que assim como os materiais selecionados para o estudo não têm utilização aparente, e no que tange ao presente estudo, muitos destes materiais não são de fonte renovável. Porém, o método de processamento que será utilizado no estudo pode ser abordado para reciclagem de diversos resíduos, biodegradáveis ou não, ampliando a reintrodução de materiais residuais no processo fabril, diminuindo desta forma a necessidade por matéria-prima virgem.

A procura por um método de reintrodução de resíduos no processo de produção de calçados sob a forma de um material biodegradável vem no sentido de diminuir o impacto gerado por calçados e resíduos industriais descartados de maneira inadequada e para diminuir a necessidade por centros de armazenamento permanente destes materiais, que se desintegram em tempo muito inferior ao material sintético tradicional.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

ABICALÇADO, Associação brasileira das indústrias de calçados. **Cartilha Estatística 2012**. 2012. Disponível em: <<http://www.abicalcados.com.br/site/inteligencia.php?cat=1>>. Acesso em: 20 abr. 2013.

BRASIL. **Política Nacional dos Resíduos Sólidos**. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.html>. Acesso em: 08 jun. 2013.

COELHO, Nadjane S.; ALMEIDA, Yêda M. B.; VINHAS Glória M. A Biodegradabilidade da Blenda Poli(β -Hidroxiburato-co-Valerato)/Amido Anfótero na Presença de Microorganismos. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 18, n. 3, p. 270-276, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-14282008000300014>. Acesso em: 11 mai. 2013.

COLTRO, Leda; GASPARINO, Bruno F.; QUEIROZ, Guilherme de C. Reciclagem de Materiais Plásticos: A Importância da Identificação Correta. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 18, n. 2, p. 119-125, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/po/v18n2/a08v18n2.pdf>>. Acesso em: 11 mai. 2013.

GATELLI, Elisia; ZEVE, Carlos M. D. C.; SIKILERO, Cláudio B. Impacto Ambiental da Cadeia Produtiva do Setor Calçadista do Vale dos Sinos. **XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção - Maturidade e desafios da Engenharia de Produção: Competitividade das empresas, condições de trabalho, meio ambiente**. São Carlos, SP, 2010. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_132_846_16430.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2013.

LUCKACHAM, Gisha E.; PILLAI C. K. S. Biodegradable Polymers - A Review on Recent Trends and Emerging Perspectives. **Journal of Polymer Environmet**, v. 19, p. 637-676, 2011. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10924-011-0317-1>>. Acesso em: 23 mar. 2013.

PELLICANO, Marília; PACHEKOSKI, Wagner; AGNELLI, José A. M. Influência da Adição de Amido de Mandioca na Biodegradação da Blenda Polimérica PHBV/Ecoflex. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 19, n. 3, p. 212-217, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/po/v19n3/v19n3a09.pdf>>. Acesso em: 18 mai. 2013.

RAUBER, Marcos E. Apontamentos Sobre a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 02.08.2010. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 4, n. 4, p. 01-24, 2011. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/revet/article/view/3893/2266>>. Acesso em: 20 abr. 2013.

SILVA, Fernando S. Geografia e Meio Ambiente: Uma Análise da Legislação dos Resíduos Sólidos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 5, n. 5, p. 670-681, 2012. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/revet/article/view/4083/2797>>. Acesso em: 20 abr. 2013.

SRIVASTA, Samir K. Green Supply-Chain Management: A state-of-the-art literature review. **Internationas Journal of Management Reviews**, v. 9, n. 1, p. 53-80, 2007. Disponível em: <<http://www.business.otago.ac.nz/mgmt/publications/omgr/2009/09fortes.pdf>>. Acesso em: 02 jun. 2013.

TATÀNO, Fábio et al. Shoe Manufacturing Wastes: Characterisation of Properties and Recovery Options. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 66, p. 66-75, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491200105X>>. Acesso em: 07 abr. 2013.

ZHENG, Ying; YANFUL, Ernest K.; BASSI Amarjeet S. A Review of Plastic Waste Biodegradation. **Critical Reviews in Biotechnology**, n. 25, p. 243–250, 2005. Disponível em: <http://apostilas.cena.usp.br/Victor/CEN_120_Princip_Bioquimica/Material%20extra/Aplicacoes%20ambientais%20de%20enzimas/2005%20Zheng%20-%20Plastic%20Waste%20Biodegradation.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2013.

CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE RISCO NO MUNICÍPIO DE NOVO HAMBURGO COM PROBABILIDADE DE DESLIZAMENTOS E INUNDAÇÕES

Roberta Plangg Riegel – Feevale¹
Reginaldo Macedonio da Silva – Feevale²
Daniela Muller de Quevedo – Feevale³

Palavras-chave: Deslizamentos. Inundações. Expansão Urbana. Degradação Ambiental. Sistemas de Informação Geográfica.

INTRODUÇÃO

O intenso processo de urbanização ocorrido nas últimas décadas, trouxe modificações profundas no cotidiano das cidades, e têm como consequência a degradação do meio ambiente, através da poluição da água e do ar, do desmatamento e da ocupação de áreas vulneráveis como encostas instáveis, margens de cursos d'água, área de proteção ambiental, entre outros. Este período de modernização desencadeou grandes problemas, visto que as atividades urbanas como indústrias, comércios e os serviços não conseguiram absorver essa mão de obra desqualificada vinda do campo. Ocasionalmente para as cidades, a absorção de uma imensa população de deslocados, que ao passar dos anos criam comunidades marginalizadas e segregadas. Decorrentemente, a falta de emprego impossibilitou o acesso à moradia digna, e os espaços insalubres sujeitos a frequentes deslizamentos e inundações passaram a ser ocupados.

A ação de expansão urbana da cidade de Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, também foi ocasionada de forma desordenada como em diversas cidades brasileiras. A medida que os fenômenos ambientais negativos aumentam nos espaços urbanizados, como é o caso do município em estudo, se torna extremamente necessário e importante à realização de pesquisas que auxiliem na melhoria da relação homem versus meio ambiente, reduzindo assim o agravamento do uso inadequado do solo. Desta forma, este trabalho tem como objetivo avaliar e caracterizar as áreas de risco do Município de Novo Hamburgo que apresentem probabilidade de deslizamentos e inundações, e a sua relação com a evolução urbana e a degradação ambiental.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Segundo Schutz (1992), a principal expansão urbana do município de Novo Hamburgo ocorreu na década de 70 e 80, com a industrialização do calçado na região, o número de ocupações em espaços impróprios cresceu, acelerando a degradação ambiental e acentuando as áreas

¹ Mestranda em Qualidade Ambiental (Feevale). Bolsista Prosup/Capes.

² Doutorando em Geologia (Unisinos). Professor do Curso de Graduação em Arquitetura e Urbanismo (Feevale)

³ Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (UFRGS). Orientadora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental (Feevale).

vulneráveis a riscos. A população se instalava onde era possível, a ocupação era de forma irregular, em margens de arroios, em áreas públicas e em banhados, sem condições mínimas de infraestrutura (KLEIN et al, 2012). Esses acontecimentos tiveram como consequência o desencadeamento de inundações e deslizamentos em toda a região. Conforme Reckziegel (2007), Novo Hamburgo esta entre as 15 cidades do estado mais atingidas por enchentes no período de 1980 a 2005.

As causas dos desastres naturais também podem estar relacionadas com uma série de elementos geofísicos e humanos. Com isso, as bases para criação de medidas não estruturais necessitam de coleta, armazenamento, organização e análise de dados, com o intuito de transformar estes em informações passíveis de serem utilizadas em planos preventivos (MARCELINO, 2007). Nesse sentido surgem os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que possibilitam armazenar, analisar e manipular uma grande quantidade de dados espaciais, permitindo a gestão dos recursos e aplicação de técnicas otimizadas baseadas em diagnóstico georeferenciados (SILVA, 2010).

Desta forma, essa nova tecnologia vem sendo cada vez mais explorada, devido ao baixo custo, a rapidez das informações, a constante evolução tecnológica e a simplificação dos métodos. Com toda essa disseminação do SIG, as pesquisas para mapeamento e identificação das áreas de risco tiveram uma grande evolução nos últimos anos, passando a contribuir para verificação dos desastres naturais, colaborando assim para um planejamento adequado do uso e ocupação do solo (TOMINAGA, et al. 2009).

Contudo, a cidade de Novo Hamburgo se torna uma importante área de estudo, devido a vulnerabilidade da região e a inexistência de um mapa georreferenciado, que permita uma avaliação mais ampla do grau de probabilidade das inundações e deslizamentos.

METODOLOGIA

Com o intuito de alcançar os objetivos propostos, será executada uma metodologia sistemática: a) Revisão Bibliográfica; b) Construção do Banco de Dados, a partir da compilação de arquivos vetorizados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, de imagens de satélites LANDSAT, do modelo digital de elevação do ASTER GDEM, e de dados históricos e estatísticos que serão adquiridos em diferentes órgãos; c) Elaboração dos mapas temáticos que servirão de subsídio para os mapas finais das áreas de risco e da evolução urbana e degradação ambiental, utilizando os softwares ArcGIS 10.1, IDRISI Kilimanjaro e Auto Cad 2013; d) Mapa das áreas de risco, que serão obtidos a partir do cruzamento dos mapas temáticos e da atribuição de pesos aos elementos, estabelecendo classes hierárquicas, que resultarão no zoneamento das áreas de risco, muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta; e) Mapa da evolução urbana e da degradação ambiental, a partir do cruzamento das manchas urbanas de 1967, 1977, 1987, 1997, e 2009; f)

Análise quantitativa, identificação dos períodos críticos, nos quais as áreas de risco passaram a ser ocupadas e as consequências desta expansão frente aos desastres naturais; g) Discussão referente às sugestões de medidas estruturais propostas pelo Serviço Geológico do Brasil para a cidade de Novo Hamburgo, e os resultados obtidos nesta pesquisa, na intenção de ajudar os órgãos públicos no planejamento urbano, reduzindo os impactos na qualidade de vida e no meio ambiente.

RESULTADOS PARCIAIS

A partir da revisão bibliográfica, foi possível estabelecer alguns parâmetros iniciais do aumento populacional no município de Novo Hamburgo, onde se percebe uma linha mais acentuada no período entre os anos de 1960 e 1991, conseqüentemente uma maior evolução urbana e degradação do meio ambiente. Diferentemente, do que ocorre a partir de 2000, quando o número de habitantes atinge uma estabilização, com pequenas oscilações insignificantes perante toda evolução do município.

Em relação aos desastres ocorridos no município de Novo Hamburgo, os registros ainda são muito superficiais. Entretanto, existem informações de ocorrência de inundações na região desde 1928, no entanto o período mais crítico está no início da década de 80, com registros em 1982, 1983 e 1984, ano em que foram realizadas algumas obras de medidas estruturais com intuito de minimizar os efeitos negativos da intensa urbanização. Assim, se percebe uma redução temporária dos problemas relacionados com inundações, que só voltariam a acontecer no início do novo século, aliados aos deslizamentos.

Conforme entrevista realizada com a Defesa Civil de Novo Hamburgo (2013), compreende-se que algumas ações são realizadas de forma preventiva para a minimização desses desastres, como: atividades de treinamento com a comunidade em áreas inundáveis, reurbanização de áreas de risco através de projetos regularização fundiária, obras de engenharia visando à redução dos riscos e planejamento urbano.

No item planejamento urbano, uma ação emergencial acionada pela Casa Civil do Governo Federal, com a ajuda do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), selecionou o município de Novo Hamburgo, para realizar uma setorização das áreas de risco, devido à vulnerabilidade a desastres naturais. Com isso no final de 2011, foi realizada a identificação de 13 regiões com probabilidade de riscos no município, que foram delimitadas em imagens do Google Earth, fotografadas e descritas. Este material foi entregue a defesa civil da cidade, em arquivos digitais, para auxiliar na prevenção de desastres (DEFESA CIVIL DE NOVO HAMBURGO, 2013). Entretanto, não existe ainda um mapa georreferenciado, que permita uma avaliação mais ampla do grau de vulnerabilidade.

Além dos dados históricos e estatísticos, foi possível realizar uma compilação inicial do banco de dados, composta por arquivos em formato vetorial e raster, conforme a Tabela 1. Estes servirão de subsídio para a construção dos mapas temáticos, e posteriormente para a elaboração do mapa das áreas de risco e do mapa da evolução urbana e degradação ambiental.

Tabela 1 – Banco de Dados

Dado	Formato	Fonte
Mancha Urbana 1967	Vetor	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Mancha Urbana 2009	Vetor	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Uso do Solo	Vetor	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Recursos Hídricos	Vetor	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Imagem de satélite 1977 - LANDSAT	Raster	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Imagem de satélite 1987 - LANDSAT	Raster	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Imagem de satélite 1997 - LANDSAT	Raster	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Modelo Digital de Elevação	Raster	ASTER GDEM
Estruturas geológicas	Vetor	UNISINOS – LASERCA
Tipo de Solo	Vetor	UNISINOS – LASERCA

Em relação aos mapas temáticos, por meio do modelo digital de elevação foram elaboradas as curvas de nível do município de Novo Hamburgo a cada 5 metros, tornando possível estabelecer as regiões com altitudes mais baixas, e conseqüentemente mais suscetíveis a inundações. A partir destas, também foi obtida a carta de declividades, sendo proposta uma classificação hierárquica, na qual serão atribuídos pesos, conforme a Tabela 2, com o intuito de identificar as áreas com maior e menor grau de vulnerabilidade.

Tabela 2 – Pesos atribuídos às classes da Carta de Declividade

Declividade 0 - 6%	0
Declividade 6 - 12%	2
Declividade 12 - 30%	3
Declividade 30 - 45%	4
Declividade > 45%	5

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Perante essa fase inicial do trabalho, já se percebe que o território do município de Novo Hamburgo é uma área com alto potencial a ocorrência de inundações desde o princípio da colonização da região. Entretanto, a expansão urbana nas décadas de 70 e 80 trouxe o agravamento da situação, o que acarretou no aumento da frequência dos fenômenos e no desencadeamento de movimentos de massa.

A falta de registros periódicos dos desastres naturais, em Novo Hamburgo, impossibilita identificar as áreas que foram atingidas ao longo dos anos, dificultando o entendimento da relação da ocupação de áreas específicas, com a ocorrência de desastres naturais. A partir da continuidade do trabalho, espera-se caracterizar essa conexão entre os dois fatos, a partir da utilização de Sistema de Informações Geográficas, que possibilita o cruzamento de dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DEFESA CIVIL DE NOVO HAMBURGO, **Desastres Naturais no Município de Novo Hamburgo**: depoimento. [4 maio 2013]. Sede da Defesa Civil de Novo Hamburgo. Entrevista concedida a Roberta Plangg Riegel.

IBGE. **Cidades@ Novo Hamburgo**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=431340>>. Acesso em: 25 mar. 2013.

KLEIN, M. R.; MASSUQUETTI, A.; SPRICIGO, G. **Migrações internas**: um estudo do Município de Novo Hamburgo (RS). Ensaio FEE, Porto Alegre, v. 33, n. 2, p. 603-632, nov. 2012

MARCELINO, E. V. **Desastres Naturais e Geotecnologias**: Conceitos Básicos. Santa Maria, INPE, 2007. Disponível em: <<http://www.inpe.br/crs/geodesastres/conteudo/publicacoes/conceitosbasicos.pdf>>. Acesso em: 02 Jun. 2013.

RECKZIEGEL, B. W. **Levantamento dos Desastres Desencadeados por Eventos Naturais Adversos no Estado do Rio Grande do Sul no período de 1980 a 2005**. Santa Maria, RS. Dissertação de Mestrado, 2007, p. 284.

SCHÜTZ, Liene M. Martins. Novo Hamburgo: sua história, sua gente. 2. ed., 1992. 223 p.

SILVA, Reginaldo Macedônio da. **Introdução ao geoprocessamento**: conceitos, técnicas e aplicações. 2. ed., rev. ampl. Novo Hamburgo, RS: Feevale, 2010. 184 p.

TOMINAGA, Lidia Keiko; SANTORO, Jair; AMARAL, Rosangela. **Desastres Naturais**: Conhecer para prevenir. São Paulo, Instituto Geológico, 2009.

LEGISLAÇÃO E SUAS ATRIBUIÇÕES NA GESTÃO DOS DESASTRES NATURAIS NO MUNICÍPIO DE NOVO HAMBURGO

Roberta Plangg Riegel - Feevale¹
Haide Maria Hupffer - Feevale²
Daniela Muller de Quevedo - Feevale³

Palavras-chave: Legislação. Desastres Naturais. Novo Hamburgo.

INTRODUÇÃO

O processo desordenado de expansão urbana, ocorrido no final do século XX, acarretou em mudanças significativas no cenário das cidades brasileiras, tendo como principal consequência à degradação ambiental. Este intenso processo de urbanização, atingi áreas vulneráveis como encostas com alta declividade e áreas ribeirinhas, que acentuam os impactos negativos causados pelo elevado volume de precipitação, ocasionando inundações e deslizamentos. O Município de Novo Hamburgo, localizado no Vale do Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, é uma das cidades que passaram por este acelerado aumento populacional nas décadas de 70 e 80, devido a industrialização do calçado, que desencadeou a ocupação de áreas ambientalmente frágeis, por parte da população de baixa renda. Diante desse problema sócio-ambiental, o objetivo principal do estudo é expor os itens da legislação que visam minimizar os desastres naturais no Município de Novo Hamburgo, com a intenção de averiguar a contribuição destas para a redução e controle dos deslizamentos e inundações.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Código Florestal

O atual Código Florestal proposto, por meio da Lei 12.651, de 2012, tem como intuito promover o desenvolvimento sustentável em todo o território brasileiro (BRASIL, 2012b). Entre as maiores atribuições do Código Florestal, esta a regulamentação das Áreas de Preservação Permanente (APP):

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012b).

Em relação aos cursos d'água, as APP são definidas conforme a largura dos cursos hídricos, que atualmente variam de 30 a 500 metros (BRASIL, 2012b). Estes ajustes da legislação auxiliam

¹ Mestranda em Qualidade Ambiental (Feevale). Bolsista Prosup/Capes.

² Doutora em Direito (Unisinos). Coordenadora do Curso de Graduação em Direito (Feevale)

³ Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Orientadora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental (Feevale).

no combate pela redução de problemas de inundações. Pois a partir do momento que essas faixas não podem ser ocupadas, o leito do rio tem possibilidade de transbordar sem causar grandes prejuízos.

Referente aos deslizamentos, a legislação também prevê algumas medidas mitigadoras, como a definição de APP, para “as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive” e “no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°” (BRASIL, 2012b). Assim, perante a lei regiões com estas características não são passíveis de ocupação, o que conseqüentemente reduz os riscos de movimentação de massa, visto que algumas atividades desenvolvidas pelo homem acabam modificando o cenário natural acarretando o aumento de deslizamentos.

Lei do Parcelamento do Solo Urbano

O desenvolvimento das cidades brasileiras tem se fixado pela expansão horizontal, com a transformação das áreas rurais em urbanas e no aumento da densidade populacional em áreas carentes de infraestruturas e equipamentos. A Lei N° 6.766, de 1979, foi estabelecida com a finalidade de criar medidas mínimas referentes ao Parcelamento do Solo Urbano, mediante loteamento ou desmembramento (BRASIL, 1979).

Dentro desta legislação foram estabelecidas algumas medidas que minimizam a ocupação de áreas de risco, não permitindo o parcelamento do solo, nos seguintes terrenos: a) alagadiços e sujeitos a inundações, antes de tomadas as providências para assegurar o escoamento das águas; b) que tenham sido aterrados com material nocivo à saúde pública, sem que sejam previamente saneados; c) com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento), salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes; d) onde as condições geológicas não aconselham a edificação; e) em áreas de preservação ecológica ou naquelas onde a poluição impeça condições sanitárias suportáveis, até a sua correção (BRASIL, 1979).

Plano Diretor Urbanístico Ambiental de Novo Hamburgo

O Plano Diretor é um instrumento de articulação política de desenvolvimento urbano, que tem como intuito auxiliar o planejamento de todo o território do município (NOVO HAMBURGO, 2004). A cidade de Novo Hamburgo, teve ao longo dos anos a implantação de 4 Planos Diretores, além de diversas Leis Complementares.

Entre as atribuições do PDUA, existe a constituição dos regimes urbanísticos, um conjunto de normativas destinadas a controlar as edificações no território no sentido de fornecer subsidio para alcançar os objetivos propostos. Entre os instrumentos criados por parte do poder publico, se destaca a Taxa de Ocupação (TO), que define a porcentagem de área horizontal do lote passível de

ser ocupada. Este instrumento ajuda na regularização de espaços livres dentro do lote e no controle do microclima urbano quando aliado ao uso da vegetação (NOVO HAMBURGO, 2004). Deste a inserção do primeiro Plano Diretor no município, já existia a normativa que regularizava Taxa de Ocupação, entretanto, os valores atribuídos foram variando conforme a evolução da cidade.

Com a implantação do 4º PDUA, em 2004 e a revisão por meio da Lei Complementar nº 2.150, em 2010, a setorização do município passou a ter uma nova nomenclatura, que representa um novo mapa de zoneamento, muito mais complexo, que permitiu um maior entendimento da diversidade da cidade. Com isso, os valores referentes a TO, são relativamente bem mais baixos dos encontrados nos antigos Planos Diretores, o que pode ser considerado um início de transformação de uma Legislação que se preocupa com a evolução dos desastres naturais.

Em relação ao parcelamento do solo, o PDUA, revisado com a Lei Complementar nº 2.150 (2010) também prevê algumas medidas preventivas para a ocorrência de desastres naturais. Entretanto, o que se percebe é que a maior parte das proibições já estão impostas na Lei 6.766, do Parcelamento do Solo, sem que houvesse uma restrição maior por parte do poder municipal.

Lei de Política Nacional de Proteção e Defesa Civil

A Lei 12.608, instituída em 10 de Abril de 2012, dispõe sobre o Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil e o Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil, autorizando a criação de sistema de informações e monitoramento de desastres, capazes de prever e controlar os efeitos negativos desses fenômenos. Assim como defende que é dever da União, dos Estados e dos Municípios, dar subsídios à redução de desastres naturais (BRASIL, 2012a).

Com a aprovação da Lei de Política Nacional, as competências em relação aos problemas relacionados com inundações e deslizamentos são distribuídas dentro das esferas do governo, assim a atribuição da União, do Estado e dos municípios passa a ser conhecida. Entre as atribuições mais determinantes, e que está relacionada aos três âmbitos do governo, é a obrigatoriedade de identificar e mapear as áreas de risco (BRASIL, 2012a). A partir da concepção desta legislação, se percebe um começo de mudança de conscientização por parte do governo, dos problemas que a sociedade brasileira vem enfrentando há muitos anos. O desenvolvimento nem um pouco sustentável das cidades resultou no agravamento de problemas desencadeados por desastres naturais, desta forma, necessita-se integrar as políticas setoriais, para futuramente se conseguir minimizar as consequências hoje enfrentadas.

METODOLOGIA

Na intenção de alcançar o objetivo proposto foi executada uma metodologia que permitiu desenvolver os instrumentos necessários para a conclusão dos resultados desta pesquisa. Para tanto,

foi empregado como procedimento técnico à pesquisa documental, a qual foi estabelecida através dos seguintes itens: a) busca por legislações que pudessem ter influencia sobre o tema; b) leitura e análise das legislações determinadas, Código Florestal, Lei de Parcelamento do Solo Urbano, Plano Diretor Urbanístico Ambiental de Novo Hamburgo e Lei de Política Nacional de Proteção e Defesa Civil; c) discussão referente aos dados coletados e suas atribuições na gestão dos desastres naturais.

RESULTADOS

O que se percebe é que existem algumas pequenas falhas nas legislações municipais e federais no que diz respeito aos desastres naturais. O Código Florestal, por exemplo, estabelece muitos pontos que contribuem para redução de deslizamentos e inundações, mas devido ao vasto território nacional, não se consegue uma fiscalização eficaz sobre estas medidas, o que acaba desencadeando a ocupação de APP, que conseqüentemente em alguns casos são passíveis de risco.

A União permite e até incentiva as outras esferas do governo a criar normas complementares para adequar a legislação as características regionais e locais, e assim auxiliar na fiscalização. Desta forma, a restrição da ocupação de áreas suscetíveis a desastres naturais podem e devem ser regulamentadas conforme as características de cada região cabendo aos órgãos competentes adotar medidas reguladoras. No entanto, as legislações municipais se utilizam dos mesmos instrumentos de regulamentação, sem estabelecer medidas mais rígidas sobre o cenário que convive, como o caso de Novo Hamburgo, que praticamente anualmente tem problemas de alagamento.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Contudo, é importante salientar que o caminho para reduzir e/ou evitar as ocorrências desses fenômenos se inicia num projeto de zoneamento e planejamento urbano adequado. Por isso é de extrema importância à inclusão de mapas de riscos e de estudos referentes a deslizamento e inundações, como objetos de análise para formulação de um Plano Diretor específico. Talvez, com aprovação da Lei Federal 12.608, que determina que seja realizada a identificação e o mapeamento das áreas de risco, essa conduta seja revista pelos Legisladores.

O município de Novo Hamburgo, precisa de um zoneamento eficaz para minimizar os efeitos danosos causados principalmente pelas inundações, que estão consolidadas na história da cidade e vão perpetuar devido à proximidade com um rio de grande imponência e as baixas altitudes encontradas na região. Entretanto, somente com uma mudança de conscientização, sobre o planejamento urbano, será possível reverter os problemas desencadeados pelo intenso processo de urbanização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. **Aprova o Código Florestal.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d23793.htm>. Acesso em: 09 Jun. 2013.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Institui o novo Código Florestal.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm>. Acesso em: 09 Jun. 2013.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. **Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6766compilado.htm>. Acesso em: 15 Jun. 2013.

BRASIL. Lei nº 12.608, de 10 de abril de 2012a. **Institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil - PNPDEC; dispõe sobre o Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil - SINPDEC e o Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil - CONPDEC; autoriza a criação de sistema de informações e monitoramento de desastres.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12608.htm>. Acesso em: 08 Jun. 2013.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012b. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 09 Jul. 2013.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Mapeamento de riscos em encostas e margens de rios.** Brasília: Ministério das Cidades; 176 p. Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT, 2007.

NOVO HAMBURGO. Lei Municipal nº 1.216, de 20 de dezembro de 2004. **Institui o PDUA do Município de Novo Hamburgo e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.leismunicipais.com.br/a/rs/n/novo-hamburgo/lei-ordinaria/2004/121/1216/lei-ordinaria-n-1216-2004-institui-o-plano-diretor-urbanistico-ambiental-pdua-do-municipio-de-novo-hamburgo-e-da-outras-providencias-2013-01-17.html>>. Acesso em: 08 Jun. 2013

NOVO HAMBURGO. Lei Complementar nº 2150, de 7 de junho de 2010. **Altera a Lei Municipal nº 1.216/2004, de 20/12/2004, e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.leismunicipais.com.br/a/rs/n/novo-hamburgo/lei-complementar/2010/215/2150/lei-complementar-n-2150-2010-altera-a-lei-municipal-n-1216-2004-de-20-12-2004-e-da-outras-providencias-2010-06-07.html>>. Acesso em: 08 Junh. 2013.

Análise da vegetação arbórea e arbustiva das vias públicas do município de Montenegro, Rio Grande do Sul, Brasil.

Ivi Galetto Mottin – FEEVALE¹
Rage Weidner Maluf – FEEVALE²

Palavras-chave: Arborização urbana. Paisagismo urbano. Fitossociologia.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Arborização urbana pode ser definida como o conjunto da vegetação arbórea natural ou cultivada que uma cidade apresenta, visando o bem estar sócio-ambiental, fisiológico e econômico da sociedade local (SANCHOTENE, 1994; KURIHARA *et al.* 2005). Atualmente, o Brasil apresenta 84% de sua população vivendo nas grandes cidades (IBGE, 2010). Em muitas dessas cidades, a elevada concentração populacional e as atividades industriais ocasionam sérios problemas ambientais, como: impermeabilização do solo e poluições atmosférica, hídrica, sonora e visual, além da redução da cobertura vegetal (ROCHA *et al.* 2004).

O conhecimento e a análise das estruturas das cidades e suas funções, através das óticas econômica, social e ambiental, são pré-requisitos básicos para o planejamento e administração das áreas urbanas, na busca de melhores condições de vida para os seus habitantes (ROCHA *et al.* 2004). O emprego de espécies da vegetação nativa na arborização de parques, praças, jardins e passeios urbanos é uma prática desejável, com importantes ganhos ambientais, estéticos e culturais para as cidades (MACHADO *et al.* 2006). Segundo Goya (1994), as árvores são referências marcantes que se possui de uma cidade e substituí-las é despir o local de parte de sua memória, mudando significativamente sua imagem. As árvores de cada cidade são parte integrante da memória urbana.

A vegetação melhora o ambiente urbano através da capacidade de produzir sombra; filtrar ruídos, amenizando a poluição sonora; melhorar a qualidade do ar, aumentando o teor de oxigênio e de umidade, absorvendo o gás carbônico; amenizar a temperatura, trazendo o bem aqueles que podem usufruir sua presença ou mesmo de sua proximidade (DANTAS & SOUZA, 2004; ROCHA & BARBEDO, 2008).

Um dos problemas referentes à arborização de vias públicas sem a realização de um prévio planejamento é o plantio de espécies de grande porte em lugares inadequados. Causando sérios

¹Bióloga, mestranda em Qualidade Ambiental, bolsista CAPES

²Mestre em Botânica, Professor da Universidade Feevale

prejuízos, como rompimento de fios de alta-tensão, entupimento em redes de esgoto, obstáculos para circulação e acidentes envolvendo pedestres, veículos ou edificações (TAKAHASHI, 1992), sendo necessário, na maioria das vezes, a remoção destes espécimes.

De acordo com Lombardo (1990), a cidade imprime modificações nos parâmetros de superfície e da atmosfera que por sua vez, conduz a uma alteração no balanço de energia. Cada vez, torna-se evidente a capacidade do homem em criar microclimas e alterar substancialmente o clima sobre as áreas urbanas.

Para se conhecer a arborização urbana, é necessária a sua avaliação, que depende da realização de inventário. O levantamento florístico é fundamental para o planejamento e manejo da arborização, fornecendo informações sobre a necessidade de poda, tratamentos fitossanitários ou remoção e plantios, bem como para definir prioridades de intervenções (ROCHA *et al.* 2004).

Segundo Santamour Junior (1990), a maior diversidade de espécies de árvores na paisagem urbana se faz necessária para garantir o máximo de proteção contra pragas e doenças; Recomenda-se não exceder a 10% da mesma espécie, 20% de algum gênero e 30% de uma família botânica.

Dessa forma, faz-se necessário um estudo para o conhecimento aprofundado da vegetação presente em uma cidade. Tendo em vista que o plano diretor do município de Montenegro não contempla o planejamento de arborização urbana, o presente trabalho pretende fornecer dados qualitativos e quantitativos a respeito da arborização em vias públicas, como instrumento para auxiliar na formulação do plano diretor de arborização urbana do Município de Montenegro.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado no município de Montenegro, onde ocorre basicamente a vegetação natural pertencente ao tipo fitogeográfico da Floresta Estacional Semidecidual, conforme o Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2002).

Para delimitação da área amostral, utilizou-se como referência o mapa da cidade de Montenegro, onde foram traçados oito polígonos de igual tamanho, compreendendo os bairros da zona urbanizada. Estes polígonos foram chamados de núcleos urbanos. Nestes, foram marcadas as unidades amostrais (UA), definidas por quadras inteiras (cada qual delimitada por quatro ruas). A forma de escolha para estas unidades amostrais deu-se por sorteio, após a numeração de todas as quadras pertencentes a um núcleo. Selecionou-se cinco quadras por núcleo, totalizando 40 unidades amostrais. A área total amostral foi calculada a partir de um mapa da cidade em escala gráfica, onde se utilizou um escalímetro na medida das quadras.

Para o levantamento das espécies vegetais, foram amostrados todos os indivíduos com

hábito arbóreo e arbustivo que estejam na faixa delimitada pelo meio fio até dois metros deste, no passeio público, definidos em três categorias de diâmetro na altura do peito (DAP): 0 – 10 cm; 10 – 20 cm e > 20 cm, excluindo-se os indivíduos com altura abaixo de um metro e meio.

Os dados obtidos no diagnóstico das vias públicas foram anotados em planilha para posterior análise e comparações. O trabalho de campo foi realizado durante os meses de março a agosto de 2011.

As espécies foram classificadas nas seguintes categorias: exóticas, nativas do Rio Grande do Sul e nativas do Brasil.

Para os parâmetros fitossociológicos foram calculados densidade, frequência, área basal, dominância, índice de valor de importância (IVI), índice de valor de cobertura (IVC) e a diversidade de Shannon-Wiener (H'), utilizando-se do software Excel 2007. Foi ainda estimada a riqueza de espécies dentro de cada categoria biogeográfica (exótica ou nativa).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os oito núcleos urbanos estudados totalizaram 40 unidades amostrais, perfazendo 17971,4 metros de passeio público, tendo sido percorridas 160 ruas no município de Montenegro. Neste levantamento, amostrou-se 862 indivíduos arbustivos e arbóreos, totalizando 61 espécies pertencentes a 52 gêneros distribuídos em 26 famílias. Das 61 espécies identificadas, 38 são exóticas, oito nativas do Brasil e 12 nativas do Rio Grande do Sul.

As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (com 11 espécies), Myrtaceae (com oito espécies) e Bignoniaceae (com quatro espécies). As espécies que apresentaram maior valor de importância foram *Lagerstroemia indica*, *Ligustrum lucidum*, *Hibiscus rosa sinensis*, *Ficus benjamina*, *Tabebuia chrysotricha*, *Tipuana tipu*, *Citrus sinensis*, *Inga marginata* e *Cinamomum zeylanicum*, distribuídas nos oito núcleos.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener de todos os núcleos urbanos foi de 2,91. Este valor é alto se comparado aos índices obtidos por Meneghetti (2003) de 2,61, se equipara ao encontrado por Rossato *et al.* (2008), que encontrou os mesmos 2,91 em estudos de arborização urbana para outras cidades. Mas é baixo em relação ao estudo proposto por Bortoleto *et al.* (2007) de 3,90.

Comparando-se os índices de diversidade dos oito núcleos observa-se que o núcleo 05 (Bairro São João) apresentou a maior diversidade (3,13), este núcleo obteve 103 indivíduos amostrados, pertencentes a 33 espécies, demonstrando uma maior proporcionalidade no número de

indivíduos entre as espécies.

Lagerstroemia indica e *Ligustrum lucidum*, conhecidos popularmente como extremosa e Ligustro apresentaram números expressivos de espécimes 250 e 93 respectivamente, para um número total de indivíduos arbóreos de 862. Representando 29% e 11% de ocorrência das duas espécies. Milano & Dalcin (2000), sugerem que cada espécie não deve ultrapassar de 10 a 15% do total de indivíduos da população arbórea urbana para um planejamento adequado da arborização. A predominância de apenas uma espécie ou grupo de espécies pode facilitar a propagação das pragas, atualmente muito comum nas árvores em ambiente urbano. (ROCHA *et al.* 2004). A diversidade de espécies é importante para manter as características da vegetação nativa e essa heterogeneidade também evita o ataque de pragas e doenças.

Neste estudo foram identificadas 38 espécies exóticas e, de acordo com Machado *et al.* (2006), na arborização de cidades brasileiras observa-se uma crescente substituição da flora nativa por plantas exóticas, alterando o ambiente natural que resta nos centros urbanos. Este procedimento uniformiza as paisagens de diferentes cidades e contribui para a redução da biodiversidade no meio urbano, dissociando-o do contexto ambiental onde se insere.

O mais indicado para sobrevivência da avifauna seria a utilização de espécies frutíferas nativas nos passeios públicos, como recomenda Sanchotene (2000), quando escreve que plantas exóticas em excesso podem afetar áreas com vegetação natural inseridas nos ambientes urbanos. As espécies frutíferas nativas podem ser determinantes para conservação, atraindo aves que disseminarão suas sementes e promoverão o equilíbrio do meio ambiente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstram que o município de Montenegro não se enquadra em uma definição adequada de arborização urbana, pois além de possuir um número elevado de espécies exóticas (65%), apresenta valores de densidade para uma mesma espécie acima do recomendado que é de 10 a 15% do total das árvores plantadas nas vias públicas de uma cidade.

Como no caso do ligustro e da extremosa que ultrapassam este valor. Recomenda-se a remoção parcial dos indivíduos e sua substituição gradual por espécies nativas do Rio Grande do Sul, preferencialmente ocorrentes em Floresta Estacional Semidecidual, que sejam árvores frutíferas atrativas da avifauna, aumentando, assim, a diversidade e quebrando o efeito da monotonia arbórea local. O estudo realizado proporciona uma base para que um planejamento adequado seja realizado, tanto em áreas já existentes quanto em futuras áreas de urbanização.

REFERÊNCIAS

Bortoleto, S.; Da Silva Filho, D.F.; Souza, V.C.; Ferreira, M.A.P.; Polizel, J.L. & Ribeiro, R.C.S. 2007. Composição e distribuição da arborização viária da estância de Águas de São Pedro-SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.2, n.3, p.32-46.

Dantas, I. C. & Souza, C. M. C. 2004. Arborização Urbana de Campina Grande – PB: Inventário e suas Espécies. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v. 4, n. 2.

Goya, C. R. 1994. Os jardins e a vegetação do espaço urbano: um patrimônio cultural. In: **II Congresso Brasileiro de Arborização Urbana; V Encontro Nacional sobre Arborização Urbana**. Anais... São Luiz: SBAU. p. 133-145.

Ibge – www.ibge.gov.br – Acessado no dia 12 de setembro de 2010, às 18h33min.

Kurihara, D. L. *et al.* 2005. Levantamento da Arborização do Campus da Universidade de Brasília. **Revista Cerne**, Lavras, v. 11, n. 2, p. 127-136.

Lombardo, M. A. 1990. Vegetação e clima. In: **Anais do Encontro Nacional sobre Arborização Urbana**. Curitiba. 368 p.

Machado, R. R. B. *et al.* 2006. Árvores Nativas para a Arborização de Teresina, Piauí. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 1, n. 1.

Meneghetti, G. I. P. 2003. **Estudo de dois métodos de amostragem para inventário da arborização de ruas dos bairros da orla marítima do município de Santos, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, para obtenção do Título de Mestre em Recursos Florestais, Piracicaba.

Milano, M. S. & E. Dalcin. 2000. **Arborização de Vias Públicas**. Rio de Janeiro, Light, 206p.

Rio Grande do Sul. 2002. Governo do Estado. Secretária Estadual do Meio Ambiente. **Inventário do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FATEC/SEMA. Acessado em 16.03.2011. On line. Disponível no site: www.ufsm.br/ifcrs.

Rocha, R. T. *et al.* 2004. Arborização de Vias Públicas em Nova Iguaçu, RJ: O Caso dos Bairros Rancho Novo e Centro. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.28, n.4, p.599-607.

Rocha, Y. T. & A. S. C. Barbedo. 2008. Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata* Lam., Leguminosae) na Arborização Urbana de São Paulo (SP), Rio de Janeiro (RJ) e Recife (PE). **Revista SBAU**, Piracicaba, v.3, n.2, p. 58-77.

Rossato, D.R.; Tsuboy, M.S.F. & Frei, F. 2008. Arborização urbana na cidade de Assis-SP: Uma abordagem quantitativa. Ver. **SBAU**, Piracicaba, v.3.

Sanchotene, M. C. C. 1994. Desenvolvimento e perspectivas da arborização urbana no Brasil. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Arborização Urbana**. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão. p16.

Sanchotene, M. C. C. 2000. **Plano diretor de vias públicas**. Porto Alegre: Secretaria Municipal do Meio Ambiente. 203 p.

Santamour Junior, F. S. 1990. Trees for urban planting: diversity, uniformity, and common sense. In: *Metria Conference, 7., Lisle. Proceedings...* Lisle, p.57-66.

Takahashi, L. Y. 1992. Monitoramento e informatização da administração e manejo da arborização urbana. In: **Anais do Congresso Brasileiro sobre Arborização Urbana**. Vitória, p. 119-124.

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS E SUSTENTABILIDADE EM UNIVERSIDADES GAÚCHAS

Virgílio José Strasburg (UFRGS)¹,
Vanusca Dalosto Jahno (FEEVALE)²
João Alcione Sganderla Figueiredo (FEEVALE)²

Palavras-chave: Instituições de Ensino Superior (IES); resíduos; gestão ambiental.

INTRODUÇÃO

O Brasil contava com uma população de mais de 198 milhões de habitantes no ano de 2012 (Brasil, 2013), mas em relação à questão educacional, dados do ano de 2010 mostrava que apenas 3,2% da população (6.379.299 pessoas) tinham acesso a modalidade de ensino superior. Em sua dimensão continental o Brasil possui 2.377 Instituições de Ensino Superior (IES) distribuídas em universidades (54,3%), faculdades (31,2%) e centros universitários (14,5%). Essas IES são categorizadas em públicas (federais, estaduais e municipais) que possuem um total de 25,8% dos alunos matriculados, enquanto que as privadas detêm 74,2% desse público (Brasil, 2011).

Tauchen e Brandli (2006) comparam as IES com pequenos núcleos urbanos, uma vez que envolvem diversas atividades de ensino, pesquisa, extensão e atividades referentes à sua operação, como restaurantes e locais de convivência. Como consequência destas atividades há geração de resíduos sólidos e efluentes líquidos, e outros que podem ser classificados como industriais e de serviços de saúde. Quanto à geração de impactos ambientais, torna-se importante o desenvolvimento de ações de sustentabilidade considerando planos de gerenciamento de resíduos e programas ambientais pelas IES.

As IES têm a responsabilidade pela produção e socialização do conhecimento e formação de recursos humanos, e um importante papel, que é o de dar o exemplo quanto à produção, socialização e formação respeitando o meio ambiente. Sob esse aspecto o presente estudo tem por objetivo identificar algumas ações de gerenciamento de resíduos e sustentabilidade de oito IES no estado do Rio Grande do Sul (RS).

¹ Mestre em Saúde Coletiva pela Ulbra. Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutorando do PPG de Qualidade Ambiental – Universidade Feevale.

² Doutores. Professores do Programa de Pós Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Existe no Brasil uma série de legislações específicas para os mais diversos assuntos. Considerando que toda atividade humana causa alguma interferência/impacto ao meio ambiente, a Resolução 001/1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define em seu artigo 1º o impacto ambiental como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente. Essas podem ser causadas por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas e afetar, direta ou indiretamente: “a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais” (CONAMA, 1986).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) contempla entre seus princípios e objetivos a visão sistêmica para a gestão dos resíduos sólidos considerando as variáveis: ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública. Também reforça os aspectos de “não geração, redução, reutilização, reciclagem [...], bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos [...]” (BRASIL, 2010).

De acordo com Martins e Silveira (2010), as IES costumam estar localizadas em *campi* universitários apresentando uma grande variedade de sistemas, tanto para a geração quanto ao destino dos resíduos. Muitos *campi* possuem estruturas que, por suas características os tornam semelhantes a cidades industriais. Dessa forma ocorre a geração dos resíduos classificados como domésticos, de restaurantes e escritórios; resíduos industriais, como os dos laboratórios químicos, físico-químicos, biológicos, metalúrgicos e têxteis; e ainda resíduos hospitalares, de obras civis e atividades rurais.

METODOLOGIA

Constitui de um estudo descritivo, desenvolvido como análise documental. Para a análise documental foi utilizado materiais institucionais e de revisão bibliográfica, como livros, publicações eletrônicas e anais de congressos relacionados à temática de programas de gestão ambiental e de gerenciamento de resíduos em cinco IES privadas e três públicas federais no Estado do Rio Grande do Sul.

RESULTADOS

Considerando as particularidades e características de cada uma das IES, uma vez que as instituições possuem cursos e áreas de atuação nos mais diversos campos do conhecimento

humano o quadro 1 apresenta as ações relacionadas ao gerenciamento de resíduos e de sustentabilidade de algumas IES gaúchas. Foram avaliados os programas de gerenciamento de resíduos e ambientais de cinco universidades privadas: Feevale (FEEVALE, 2012), Universidade de Caxias do Sul (UCS) (De Conto, et al, 2010), Universidade de Santa Cruz do Sul (Unisc) (Kipper, et al, 2010), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) (Alvim, et al, 2011), e Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos) (Gomes, 2010); e três públicas federais: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) (Campani et al, 2010), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (Martins & Silveira, 2010) e Universidade Federal de Pelotas (UFPel) (Côrrea, et al, 2010).

Quadro 1. Programas de Gestão de Resíduos e Sustentabilidade em oito IES no estado do RS.

Instituição de Ensino Superior (IES)	RC	CS	RSS	RQ	ETE	GAE
Universidade Feevale		X	b p	X	X	X
Universidade de Caxias do Sul (UCS)	as	X	b p	X	X	
Universidade de Santa Cruz do Sul (Unisc)	as / c	X		X	X	
Pontifícia Universidade Católica do RS (PUCRS)	as	X				X
Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos)	as	X	b p	X		X
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)	as / c	X	b p r	X		
Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)	as / c	X	b p		X	X
Universidade Federal de Pelotas (UFPel)	as	X	b p			

Legenda: RC: Resíduos Comuns - as= aterro sanitário, c= compostagem; CS: Coleta Seletiva (programas de reciclagem de resíduos); RSS: Resíduos de Serviço de Saúde - b= biológico, p= perfurocortante, r= radioativo, RQ: Resíduos Químicos; ETE: Estação de Tratamento de Efluentes; GAE: Gestão de Água e Energia.

Fonte: elaborado pelos autores.

DISCUSSÃO

Dentre todas as IES pesquisadas apenas a Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos) possui a certificação ISO 14001:2004, sendo também a única na América do Sul (Gomes, 2010). Quanto as informações disponibilizadas pelas IES os programas de coleta seletiva com a reciclagem de resíduos foi comum tanto nas IES públicas quanto privadas. Nas IES federais a correta separação dos resíduos recicláveis deve ocorrer conforme consta no Decreto Presidencial nº 5.940 de 25 de outubro de 2006 (BRASIL, 2006).

Foi verificado também que nas IES que desenvolvem atividades em laboratórios de pesquisa e serviços de saúde que estão alinhados com a questão ambiental, no sentido de minimizar a geração e/ou dar o destino adequado a esses resíduos atendendo a Resolução RDC 306/2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2004).

Côrrea et al. (2010) destacam a geração de resíduos nas IES como heterogênea, devido à complexidade e às particularidades das atividades existentes nesses espaços, compreendendo as funções administrativas, de ensino, de extensão e de prestação de serviços. Isso torna um desafio para os administradores e a comunidade universitária em geral quanto ao processo de gestão desses resíduos. Essa gestão, além do aspecto legal e tecnológico abarca questões de aspectos éticos e de responsabilidade com o processo educativo.

Alshuwaikhat & Abubakar (2008) destacam que as universidades possuem uma dupla missão: em primeiro lugar, as IES são chamadas a reduzir o seu impacto ambiental causado por atividades diretas, como por exemplo, o uso de salas de aula e laboratórios de ensino e pesquisa, escritórios e restaurantes, entre outros; e por ações indiretas, relacionadas ao consumo de alimentos e bebidas pela comunidade acadêmica. Em segundo lugar, as IES são chamadas para realizar a pesquisa e ensino na área de sustentabilidade, trabalhando internamente em práticas mais sustentáveis, para a posterior expandir essas experiências na sociedade.

De Conto (2010) entende da necessidade de inserção da dimensão ambiental no planejamento de todas as instituições de ensino contempladas inclusive nos documentos como o Plano de Desenvolvimento Institucional (PDI). Dessa forma, faz-se necessário o desenvolvimento de programas de educação ambiental que contemplem uma formação profissional que seja mais humana, mais comportamental e mais criteriosa quando o assunto for meio ambiente. A autora argumenta que os problemas relacionados aos resíduos nas IES têm uma inferência comportamental e da gestão acadêmica e sugere que a participação de toda a comunidade acadêmica como necessária para a construção de uma política ambiental (De Conto, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram identificadas similaridade das ações das universidades quanto aos procedimentos de gerenciamento de resíduos comuns, de coleta seletiva com programas de reciclagem e destino adequado para resíduos de serviço de saúde e químicos. No entanto a existência de estações de tratamento de efluentes e programas de gestão de água e energia ainda não é contemplada por todas as IES avaliadas.

REFERÊNCIAS

- Alshuwaikhat, H.M., Abubakar, I., 2008. An integrated approach to achieving campus sustainability: assessment of the current campus environmental management practices. *Journal of Cleaner Production* 16, 1777e1785.
- Alvim, A.M.; Ely, B.J.; Fontana, C.S.; et al. Boas práticas na gestão de água, energia e resíduos no Campus Central da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS). In: Leme, P.C.S.; Pavesi, A.; Aba, D.; González, M.J.D. (org), *Visões e Experiências Ibero-Americanas de Sustentabilidade nas Universidades (3º Seminário Internacional de Sustentabilidade na Universidade. 17 a 19 de novembro de 2011. São Carlos, SP, Brasil). Alhambra, 2011. p. 319-325.*
- ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária), 2004. Resolução RDC 306, de 7 de dezembro de 2004.
- BRASIL. Decreto Presidencial nº 5.940, de 25 de outubro de 2006. Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5940.htm >
- BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm >
- BRASIL. INEP. MEC. Censo da Educação Superior 2010. Outubro, 2011. [recurso eletrônico]. (Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira).
- BRASIL. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2013. http://www.ibge.gov.br/paisesat/main_frameset.php
- Campani, D. B.; Peralba, M. C. R.; Schmidt, V.; et al. Gestão ambiental na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) In: De Conto, M.S. (org), *Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educ, 2010. pp. 87-114.*
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1986. Resolução nº 1/1986. De 23 de janeiro de 1986. Publicada no DOU, de 17 de fevereiro de 1986, Seção 1, páginas 2548-2549.
- Côrrea, L.B.; Mendes, P.M.; Côrrea, E.K.. gestão de resíduos sólidos na UFPel: construção de políticas integradas na perspectiva da educação ambiental. In: De Conto, M.S. (org), *Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educ, 2010. pp. 227-247.*
- De Conto, M.S. (org). *Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educ, 2010.*
- De Conto, M.S.; Brustolin, I.; Pessin, N.; Schneider, V.E.; Beal, L.L.. Gestão de resíduos na Universidade de Caxias do Sul: um processo de construção das atividades de ensino, pesquisa e extensão com responsabilidade socioambiental. In: De Conto, M.S. (org), *Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educ, 2010. pp. 33-59.*

FEEVALE. Universidade Feevale: Relatório de Responsabilidade Social 2012. Novo Hamburgo: Feevale, 2013. 122 p.

Gomes, L.P. A gestão de resíduos na Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos) atendendo aos requisitos da ISO 14001:2004. In: De Conto, M.S. (org), Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educs, 2010. pp. 61-86.

Kipper, L.M.; Mähkman, C.M.; Rodríguez, A. L.; ET al. Sistema de Gestão ambiental com ênfase em processos circulares: o estudo de caso da Unisc. In: De Conto, M.S. (org), Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educs, 2010. pp. 163-184.

Martins, A.F.; Silveira, D.D.. Gestão de resíduos em universidades: a experiência da Universidade Federal de Santa Maria. In: De Conto, M.S. (org), Gestão de Resíduos em Universidades. Caxias do Sul, RS : Educs, 2010. pp. 143-162.

Tauchen, J.; Brandli, L. L. A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário. Gestão & Produção, São Carlos, v .13, n.3, p.503-515, 2006.

AVALIAÇÃO DE FORMULÁRIO DE LEVANTAMENTO DE ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS PARA RESTAURANTES UNIVERSITÁRIOS

Virgílio José Strasburg (UFRGS)¹
Diuliana Catlen Kuspik Pereira (UFRGS)²

Palavras-chave: aspectos ambientais; impactos ambientais; restaurantes;

INTRODUÇÃO

A produção de refeições para coletividades contempla uma série de etapas que vão da seleção e acondicionamento das matérias-primas até a preparação do produto acabado (ABREU et al., 2009). No decorrer dessas etapas ocorrem muitos processos que causam impactos econômicos e ambientais como o rejeito de partes não aproveitadas de alimentos (VENZKE, 2000). Existe ainda a geração de resíduos procedente dos diversos tipos de embalagens descartáveis de alimentos e de produtos químicos que são utilizadas e que muitas vezes não são separados adequadamente (GRAU, 2012).

Na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) há cinco unidades de Restaurantes Universitários (RUs) distribuídas em quatro campi, que no ano de 2011 serviram mais de 1.600.000 refeições. De acordo com a Pró-Reitoria de Assuntos Estudantis (PRAE) os RUs têm por finalidade o preparo e a distribuição de refeições oferecendo alimentação ao corpo discente, docente, e técnico administrativo da universidade (UFRGS, 2013a). O cardápio padrão servido no almoço e jantar nos RUs é composto por arroz, feijão, carne, guarnição, salada e sobremesa.

No Sistema de Gestão Ambiental da UFRGS um dos programas existentes é o de Levantamento de Aspectos e Impactos Ambientais (LAIA) que é realizado para fazer a avaliação dos espaços físicos na universidade. O objetivo desse trabalho é verificar a adequação do formulário utilizado pelo LAIA às particularidades dos RUs.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Na UFRGS a implantação do Sistema de Gestão Ambiental (SGA) teve início com a Portaria 3.396 de 13 de dezembro de 2004. A comissão formada redigiu o texto da política ambiental que foi aprovado pela reitoria da universidade e está apresentado a seguir:

¹ Mestre em Saúde Coletiva pela Ulbra. Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutorando do PPG de Qualidade Ambiental – Universidade Feevale.

² Aluna de Engenharia de Alimentos e bolsista da Assessoria de Gestão Ambiental – UFRGS.

“A UFRGS, através de sua Administração Centralizada e da Direção de seus Órgãos, se compromete com a melhoria contínua de seu desempenho ambiental e prevenção da poluição, adotando procedimentos e práticas que visem à prevenção de impactos ambientais negativos, em conformidade com os requisitos legais, gerando alternativas que propiciem a sustentabilidade da comunidade universitária e de toda a sociedade, desenvolvendo uma estratégia de mudança cultural através de uma política pedagógica ambiental”. (UFRGS, 2013b)

A Assessoria de Gestão Ambiental (AGA) é o órgão da UFRGS responsável pela elaboração, pela implementação e pelo acompanhamento do Sistema de Gestão Ambiental (SGA) da UFRGS e tem por função gerenciar todos os programas e projetos. Deve acompanhar também todos os processos no âmbito da Universidade que apresentem aspectos relacionados a questões ambientais. A AGA tem por missão: Planejar, implantar e monitorar a Política Ambiental da UFRGS, por meio do SGA (UFRGS, 2013c).

O SGA da UFRGS contempla quatro programas que são: Levantamento de Aspectos e Impactos Ambientais, Licenciamento Ambiental, Certificação Ambiental e Educação Ambiental. Dentro dos programas estão inseridos mais quinze projetos específicos no qual consta a gestão ambiental de restaurantes universitários (UFRGS, 2013d).

Para o programa de Levantamento de Aspectos e Impactos Ambientais nos espaços físicos da UFRGS é utilizada a ferramenta de gestão denominada de FMEA (*Failure Mode and Effect Analysis*). O uso desse instrumento permite fazer um diagnóstico da situação ambiental de cada unidade e auxiliar no processo de tomada de decisões, mapeando as ações prioritárias e estabelecendo um plano de ação para a diminuição dos impactos ambientais (CAMPANI, et al., 2010).

O FMEA é uma ferramenta que busca evitar, por meio da análise das falhas potenciais e propostas de ações de melhoria, que ocorram falhas em projetos de produtos ou processos. Devido a sua utilidade, passou a ser aplicada de diversas maneiras em vários segmentos (TOLEDO; AMARAL, ?).

Em um SGA a ferramenta FMEA pode ser utilizada para avaliação da significância dos impactos gerados pelos aspectos ambientais identificados em um levantamento de campo e para atribuição da significância do aspecto em função da avaliação do(s) impacto(s) associado(s). Isso porque a finalidade fundamental da ferramenta é recomendar e fazer o exame das ações que reduzem o risco ambiental (ANDRADE; TURRIONI, 2000).

METODOLOGIA

Estudo descritivo e de análise documental. Foi realizada a avaliação do instrumento *Levantamento de Aspectos e Impactos Ambientais* (LAIA) utilizado pela Assessoria de Gestão Ambiental (AGA) nos espaços físicos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As atividades realizadas nos cinco RUs da UFRGS são geradoras de resíduos, principalmente sólidos. Para possibilitar uma gestão que identifique os aspectos e impactos ambientais é realizado a aplicação do LAIA no qual está inserida a ferramenta FMEA. Inicialmente é realizada uma reunião com as nutricionistas responsáveis e os agentes ambientais de cada RU, para explicação do procedimento de inspeção e coleta de informações sobre as rotinas de trabalho. Para melhor acompanhamento das ações realizadas é elaborada uma tabela contendo a avaliação das causas potenciais identificadas, relacionadas com quatro índices: Gravidade do Impacto (G), Ocorrência da Causa (O), Grau de Detecção (D) e Facilidade de implantação da Ação Recomendada (F). Cada índice possui uma pontuação que varia de 0 a 10. A aplicação do formulário fornecerá o Índice de Risco Ambiental (IRA), que é resultado da multiplicação dos seguintes quatro índices (G, O, D, e F), conforme exemplo do quadro 1. Ao final do levantamento, a soma de todos os IRA's, resulta no IRAT, que é o valor total dos índices. Desses resultados se monta uma planilha de Plano de Ação 5W2H para que seja feito a implantação de melhorias ou ajustes necessários.

Quadro 1. Exemplo de Modelo de Planilha. UFRGS. 2013.

Local: _____ - FMEA - Marco _____											
Ambiente											
Aspecto Ambiental	Impacto Ambiental	G	Causa Potencial	O	Forma Atual de Controle	D	Ação Recomendada	F	IRA	Ordem	Resp.
Consumo de Energia Elétrica	Comprometimento dos recursos naturais	4	Utilização de lâmpadas incandescentes	10	Nenhuma	10	Verificar se é possível a troca de lâmpadas	3	1200	1	1

Fonte: desenvolvido pelos autores

A ferramenta padrão de utilização pela AGA consiste num modelo padrão que consiste na verificação de 11 grupos de aspectos ambientais que incluem a avaliação de 51 itens, conforme consta no quadro 2.

Os LAIAS são identificados por marcos que se caracterizam por abranger diversas etapas: iniciado, realizado ou em implantação. São numerados a cada ano de implantação do

sistema: marco zero, marco um e assim sucessivamente. Cada RU da UFRGS se encontra em um Marco diferente, estando no Marco Zero - RUs do Campus Centro e Esef; Marco Um - RUs do Campus Vale e Agronomia; e Marco Dois - o RU do Campus Saúde que foi o primeiro RU a receber a aplicação da ferramenta em outubro de 2009.

Quadro 2. Caracterização da Tabela Geral do LAIA/UFRGS

Aspectos Ambientais Grupo de Itens	Impactos Ambientais	Nº itens avaliados
Geração de Resíduos	Contaminação atmosférica; Esgotamento de aterro sanitário; Contaminação do solo	8
Consumo de Energia Elétrica	Comprometimento de recursos naturais;	13
Qualidade do Ar	Comprometimento da saúde dos usuários	5
Consumo de Água	Esgotamento dos recursos hídricos; Risco à saúde dos usuários;	5
Utilização espaço físico e mobiliário	Poluição sonora; Risco à saúde dos usuários; Risco à saúde dos usuários e potencial dano aos bens do prédio; Obstrução física; Poluição atmosférica;	13
Manipulação de produtos domissanitários	Risco à saúde dos usuários e poluição ambiental;	1
Consumo de matéria prima	Comprometimento de recursos naturais;	1
Manipulação de produtos combustíveis	Risco de incêndio;	1
Material perfuro cortante	Risco à saúde dos usuários;	1
Manipulação de Produtos Químicos	Risco à saúde dos usuários e poluição ambiental;	2
Manipulação de Biológicos	Risco à saúde dos usuários e contaminação ambiental;	1

Fonte: desenvolvido pelos autores.

Na avaliação documental dos registros dos marcos dos RUs foi percebido que não houve uma padronização dos itens avaliados e que alguns aspectos ambientais da tabela geral não se aplicam a realidade e rotinas de trabalho dos restaurantes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A identificação e monitoramento adequado de aspectos e impactos ambientais são requisitos importantes para a consolidação de um programa de gestão ambiental. Da mesma forma deve ser constante a verificação dos instrumentos utilizados para essa finalidade. A avaliação dos itens para compor a ferramenta LAIA para o uso nos restaurantes universitários faz parte de uma proposta para a utilização de critérios de acordo com as particularidades das atividades fins desenvolvida em cada espaço físico da UFRGS. O acompanhamento mais frequente das rotinas e atividades nos RUs permitirá um aperfeiçoamento constante na avaliação dos aspectos e impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

ABREU, E.S.; SPINELLI, M.G.N.; ZANARDI, A.M.P., Eds. *Gestão de Unidades de Alimentação e Nutrição: um modo de fazer*. São Paulo: Metha, 2009. 342 p.

ANDRADE, M. R. S.; TURRIONI, J.B. Uma metodologia de análise dos aspectos e impactos ambientais através da utilização do FMEA. Escola Federal de Engenharia de Itajubá. In ENEGEP, São Paulo, 2000.

CAMPANI, D. B.; PERALBA, M. C. R.; SCHMIDT, V.; et al. Gestão ambiental na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) In: De Conto, M.S. (org), *Gestão de Resíduos em Universidades*. Caxias do Sul, RS : Educs, 2010. pp. 87-114.

GRAU. Green Restaurant Certification 4.0 Standards. 2012. Disponível em: < <http://www.dinegreen.com/restaurants/standards.asp> >

TOLEDO, J. C.; AMARAL, D.C. FMEA - Análise do Tipo e Efeito de Falha. GEPEQ – Grupo de Estudos e Pesquisa em Qualidade. DEP – UFSCar. 12 p. (??). Disponível em: < <http://www.gepeq.dep.ufscar.br/arquivos/FMEA-APOSTILA.pdf> >

UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). Pró Reitoria de Assuntos Estudantis. [2013a]. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/prae/restaurante-universitario> >.

_____. Assessoria de Gestão Ambiental. [2013b]. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/sga/SGA/politica> >.

_____. Assessoria de Gestão Ambiental. [2013c]. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/sga/SGA/coordenadoria-de-gestao-ambiental> >.

_____. Assessoria de Gestão Ambiental. [2013d]. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/sga> >

VENZKE, C. S. *A geração de resíduos em restaurantes, analisada sob a ótica da produção mais limpa*. 2000. Trabalho de conclusão de curso de especialização em produção mais limpa e ecobusiness PPGA, UFRGS, Porto Alegre.

Fitossociologia das samambaias do sub-bosque em fragmentos de mata ciliar do Rio Cadeia, com diferentes graus de antropização

Ivanete Teresinha Mallmann – FEEVALE¹

Jairo Lizandro Schmitt – FEEVALE²

Palavras-chave: Estrutura comunitária. Área de preservação permanente. Florística.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Apesar da evidente importância das matas ciliares, estas vêm sendo degradadas num ritmo crescente (LACERDA et al., 2005). Estudos florísticos e fitossociológicos constataram que este tipo de ecossistema apresenta grandes variações quanto à composição e a estrutura comunitária, em decorrência das diversas condições ambientais locais, tais como a dinâmica da água no solo, o tipo de solo, a topografia, o traçado do rio, entre outros (SANCHEZ et al., 1999).

O grupo de plantas herbáceas em florestas tropicais representa 14 a 40% das espécies registradas em levantamentos totais (COSTA, 2004). No entanto, ainda são poucos os estudos quantitativos da estrutura da comunidade herbácea, pois a maioria dos trabalhos de ecologia vegetal neste tipo florestal enfoca o estrato arbóreo (COSTA, 2006). No Brasil, as pesquisas na sinússia herbácea igualmente ainda são incipientes (INÁCIO e JARENKOW, 2008), restringindo-se principalmente aos trabalhos de Costa (2004), Müller e Waechter (2001) e Inácio e Jarenkow (2008). O grupo das samambaias e licófitas, por sua vez, têm grande importância no estrato herbáceo representando até 54% dos indivíduos amostrados (COSTA, 2004) e 80% da cobertura vegetal deste estrato (INÁCIO e JARENKOW, 2008). Dentre os estudos neste tipo de estrato destacam-se o de Paciencia e Prado (2005), de Rodrigues et al. (2004), de Athayde Filho (2002) e o de Mallmann et al. (2013).

Neste estudo objetivou-se evidenciar quais são as semelhanças e diferenças florísticas e estruturais entre comunidades de samambaias no sub-bosque de três fragmentos de mata ciliar do rio Cadeia, em Santa Maria do Herval (RS), submetidas a diferentes graus de perturbação antrópica.

METODOLOGIA

Área de estudo- O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Caí, em três fragmentos de mata ciliar, ao longo do rio Cadeia, no município de Santa Maria do Herval, RS. O rio Cadeia é um dos seis maiores afluentes do rio Caí, principal curso d'água dessa bacia. Em Santa Maria do Herval, 37,58% da área de preservação permanente do rio Cadeia está sem a cobertura vegetal prevista pelo Código Florestal (SARMENTO et al., 2001). Para a realização do estudo foram

¹Mestre em Qualidade Ambiental, especialista em Diagnóstico e Planejamento Ambiental.

²Doutor em Botânica, professor do PPG em Qualidade Ambiental.

selecionados três fragmentos sob diferentes níveis de antropização e com ocorrência de samambaias no estrato herbáceo. O Fragmento I (FI) está inserido em uma matriz rural e se localiza no extremo leste do município (29°31'1,02"S e 50°54'46,78"W, 509 m de altitude), distante 11 km do centro da cidade. O entorno desse fragmento se caracteriza pela existência de pequenas propriedades rurais e baixa densidade demográfica. O Fragmento II (FII) está inserido em uma matriz suburbana, com a segunda maior densidade demográfica do município. Situa-se a 2,4 km de distância do centro (29°30'14,20"S e 50°58'28,13"W, 399 m de altitude). O Fragmento III (FIII) se encontra em uma matriz urbana que apresenta a maior parte da população do município (29°30'07,30"S e 50°59'52,27"W, 388 m de altitude).

Amostragem- Em cada fragmento foram demarcadas 40 parcelas contíguas de 5 x 5 m distribuídas equitativamente em duas transecções paralelas ao curso do rio, totalizando 120 unidades amostrais. No ano de 2008, foram registrados o número de indivíduos por espécie de samambaia herbácea, e a área de cobertura absoluta em cada uma das parcelas, excluindo o estágio de plântula. A identificação das espécies foi feita com o auxílio de bibliografia especializada e as amostras das plantas herborizadas foram depositadas no *Herbarium Anchieta* (PACA), em São Leopoldo, RS. ,

A composição florística de cada fragmento foi comparada com as demais através do índice de similaridade de Jaccard (PINTO-COELHO, 2000). Para a análise e comparação da estrutura comunitária, foram calculados parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência e dominância relativas e valor de importância), de acordo com Vuono (2002). As médias de riqueza específica, abundância e de cobertura por parcela, foram comparadas por meio do teste de Kruskal-Wallis. Os dados foram analisados no software SPSS e o nível de significância adotado foi de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No levantamento fitossociológico dos três fragmentos (0,3 ha) foram catalogados 3023 indivíduos, classificados em 29 espécies, 21 gêneros e 13 famílias. O FII apresentou maior riqueza específica (21 espécies), seguido pelo FI (19 espécies) e FIII (sete espécies). O FI apresentou a maior riqueza média e maior percentual de cobertura médio por parcela. O percentual de cobertura médio por parcela é significativamente maior no FI quando comparado aos FII e FIII.

A maior abundância foi registrada no FII (1525 indivíduos), seguida por FI (1130 indivíduos) e FIII (368 indivíduos). O número de indivíduos por parcela no FII (38,12 indivíduos por parcela) foi maior que aquele observado nos demais fragmentos (FI: 28,25 e FIII: 9,2). Estatisticamente, os fragmentos I e II são iguais quanto à abundância, enquanto que o fragmento III apresenta média de indivíduos parcela⁻¹, significativamente, inferior de ambas (Tabela 1).

Tabela 1. Médias (\pm desvio padrão) de riqueza (S), abundância (N) e percentual de cobertura (C) por parcela das samambaias herbáceas em três fragmentos de mata ciliar (FI, FII e FIII) do rio Cadeia em Santa Maria do Herval, RS. Médias acompanhadas por letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatística pelo teste de Kruskal-Wallis, a 5% de probabilidade.

	S	N	C (m ²)
FI	5,9 \pm 1,67 ^a	28,25 \pm 13,78 ^a	31,78 \pm 17,20 ^a
FII	4,7 \pm 2,26 ^b	38,12 \pm 43,54 ^a	13,48 \pm 22,97 ^b
FIII	1,95 \pm 1,06 ^c	9,2 \pm 9,21 ^b	4,45 \pm 4,58 ^b

No FI, as quatro espécies que apresentaram maiores frequências relativas foram: *Megalastrum inaequale* (Kaulf. ex Link) A.R. Sm. & R.C. Moran, *Ctenitis submarginalis* (Langsd. & Fisch.) Ching, *Pteris deflexa* Link e *Dicksonia sellowiana* Hook, que somaram 53,13% ao total. Duas das 19 espécies amostradas (10,52%) apresentaram apenas uma ocorrência nas parcelas, que representa apenas 0,84% da frequência relativa total. O número absoluto de espécies por parcela variou de quatro a dez. As maiores densidades relativas foram registradas para *M. inaequale*, *C. submarginalis*, *Thelypteris recumbens* (Rosenst.) C.F. Reed. e *P. deflexa*. Quanto à cobertura, *M. inaequale*, *D. sellowiana*, *P. deflexa* e *C. submarginalis* apresentaram os maiores índices, somando 90,68% do total da cobertura da comunidade. Consequentemente estas mesmas espécies apresentaram os maiores valores de importância, somando 70,97% do total.

Ctenitis submarginalis, *Diplazium petersenii* (Kunze) H. Christ, *Anemia phyllitidis* (L.) Sw. e *Thelypteris riograndensis* (Lindm.) C.F. Reed apresentaram as maiores densidades relativas no FII, onde também atingiram as maiores frequências relativas, totalizando 56,54% da frequência relativa deste fragmento. O número de espécies por parcela variou de zero (somente em uma das parcelas) a dez. Dentre as 21 espécies inventariadas, três (14,28%) apresentaram apenas uma ocorrência nas parcelas, o que representa 1,51% da frequência relativa total. Em relação à cobertura no FII, *Blechnum brasiliense* Desv. se destacou com 55,01% da cobertura total, seguido por *C. submarginalis* e *D. petersenii*. Estas três espécies somaram 81,84% da cobertura total neste fragmento. As espécies *B. brasiliense*, *C. submarginalis*, *D. petersenii* e *A. phyllitidis* apresentaram os maiores valores de importância, representando 72,12% do total.

As espécies que se destacaram em relação à frequência relativa no FIII foram: *Ctenitis submarginalis*, *Anemia phyllitidis* e *Dennstaedtia globulifera* (Poir.) Hieron, que totalizam 74,35% da frequência relativa nesse fragmento. Do total de sete espécies amostradas, uma (14,28%) é representada por um único indivíduo nas parcelas, representando 1,28% da frequência relativa total. A riqueza específica por parcela variou de zero a cinco. *C. submarginalis*, *D. globulifera* e

Thelypteris scabra (Presl) Lellinger apresentaram as maiores densidades relativas, o maior valor de cobertura total do fragmento (83%) e o valor de importância mais elevado (78,78).

A análise de similaridade florística entre os três fragmentos indicou que FI e FII são os mais semelhantes. O FIII foi o que menos similaridade apresentou com os demais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza específica de samambaias registrada no presente trabalho foi superior a registrada em outros estudos fitossociológicos em estrato herbáceo. Considerando as quatro espécies com maior valor de importância nos três fragmentos, pode-se verificar que, quanto maior a densidade demográfica do entorno dos fragmentos, maior é a soma do valor de importância para essas espécies. Assim, pode-se prever que quanto maior o impacto antrópico sobre um fragmento, mais fortemente a estrutura da comunidade será afetada, no caso de remoção dessas espécies. Os dados obtidos poderão subsidiar o desenvolvimento de estratégias de restauração da mata ciliar do rio Cadeia e poderão servir de base para comparação com estudos futuros a fim de verificar, por exemplo, se a mata ciliar está se regenerando, se a diversidade biológica está aumentando ou se a ação antrópica persiste.

REFERÊNCIAS

- ATHAYDE FILHO, F.P. 2002. **Análise da pteridoflora em uma mata da restinga no município de Capão da Canoa**, Rio Grande do Sul, Brasil. (Dissertação de Mestrado) São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- COSTA, F.R.C. 2004. Structure and composition of the ground-herb community in a terra-firme Central Amazonian forest. **Acta Amazonica 34(1)**: 53-59.
- COSTA, F.R.C. 2006. Integração de sinúsias herbáceas-arbustivas ao estudo do componente arbóreo. Pp. 359-363. *In*: MARIAHT, J.E.A.; SANTOS, R.P.; (Org.). Os Avanços da Botânica no Início do Século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética: Conferências Plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica. Porto Alegre, RS: Sociedade Botânica do Brasil, 752p.
- INACIO, C. D. e JARENKOW, J.A. 2008. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 31(1)**: 41-51.
- LACERDA, A.V.; NORDI, N.; BARBOSA, F.M e WATANABE, T. 2005. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 19(3)**: 647-656.
- MALLMANN, I. T. ; ROCHA, L.D. ; SCHMITT, J. L. 2013. Padrão de distribuição de quatro espécies de samambaias em três fragmentos de mata ciliar do rio Cadeia, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências (Online)*, v. 11, p. 139-144.
- MULLER, S.C. & WAECHTER, J.L. 2001. Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista brasileira de Botânica 24(4)**: 395-406.
- PACIENCIA, M.L.B. & PRADO, J. 2005. Distribuição espacial da assembléia de pteridófitas em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil. **Hoehnea 32(1)**: 103-117.
- PINTO-COELHO, M.R. 2000. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed editora. 252p.
- RODRIGUES, S. T.; ALMEIDA, S. S.; ANDRADE, L.H.C.; BARROS, I.C.L.; VAN DEN BERG, M.E. 2004. Composição florística e abundância de pteridófitas em três ambientes da bacia do rio Guamá, Belém, Pará, Brasil. **Acta Amazonica 34(1)**: 35-42.
- SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; LEITÃO-FILHO, H.F.& CESAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. **Revista brasileira de Botânica 22(1)**: 31-42.
- SARMENTO, E.C.; WEBER, E. & HASENACK H. 2001. **Avaliação da cobertura vegetal na microbacia Fectoria/Cadeia utilizando técnicas de geoprocessamento**. Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/artigos/cadeia.pdf> (acessado em 06/06/2007).

VUONO, Y.S. 2002. Inventário fitossociológico. Pp. 51-65. *In*: SYLVESTRE, L.S.& ROSA, M.M.T (org.). **Manual Metodológico para Estudos Botânicos na Mata Atlântica**. Rio de Janeiro, Seropédica, 121p.

FENOLOGIA DE *LINDSAEA LANCEA* (L.) BEDD. EM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO SUL DO BRASIL

Andressa Müller – FEEVALE¹
Simone Cunha – FEEVALE²
Fernando Junges – FEEVALE³
Jairo Lizandro Schmitt – FEEVALE⁴

Palavras-chave: Clima. Eventos fenológicos. Floresta Altântica. Lindsaeaceae.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fenologia estuda a regularidade dos eventos vegetativos e reprodutivos originados por fatores que podem ser intrínsecos ou extrínsecos, influenciados principalmente pela precipitação, temperatura e fotoperíodo, ou ainda, por combinações entre esses fatores abióticos (MEHLTRETER, 2008). Estudos mais recentes tem demonstrado uma sazonalidade nos padrões fenológicos, predominantemente em samambaias tropicais (MEHLTRETER, 2008), sugerindo que alguns fatores climáticos, como temperatura e fotoperíodo (CHIOU et al., 2001) possam estar influenciando os eventos fenológicos dessas plantas.

Estima-se que existam cerca de 9.000 espécies de samambaias no mundo (SMITH et al., 2006). No Brasil ocorrem aproximadamente 1.085 espécies, dentre as quais 315 encontram-se no Rio Grande do Sul (PRADO e SYLVESTRE, 2013). De acordo com Page (1979), as samambaias possuem uma importante parcela na diversidade das diferentes formações vegetais devido a suas variedades de formas de vida. Habitam, ainda, a Floresta Atlântica (PRADO, 2003), que está entre as áreas prioritárias para a conservação de plantas vasculares (MYERS et al., 2000).

A maioria dos estudos de fenologia enfocam plantas com flores (LEE et al., 2009), sendo menos frequentes os que estudam as samambaias, principalmente nos trópicos (MEHLTRETER e PALACIOS-RIOS, 2003). No Brasil, estudos com espécies herbáceas foram realizados no nordeste (DIAS-FILHA, 1989; MIRANDA, 2006; SOUZA, et al. 2007; SOUZA, 2009; FARIAS e XAVIER, 2011a; 2011b), centro-oeste (LEHN, 2008), sudeste (RANAL, 1995) e sul (LEHN et al., 2002).

¹ Bióloga, mestranda em Qualidade Ambiental, bolsista CAPES.

² Graduanda em Ciências Biológicas.

³ Graduando em Ciências Biológicas, bolsista FAPERGS.

⁴ Doutor em Botânica, professor do PPG em Qualidade Ambiental.

Lindsaea Dryand. ex Sm. apresenta cerca de 150 espécies com distribuição pantropical e extratropical. *Lindsaea lancea* (L.) Bedd. é uma samambaia herbácea, terrícola com potencial ornamental, possui rizoma reptante, pecíolo nigrescente na base e lâmina pinada a bipinada (KIELING-RUBIO e WINDISCH, 2004). O objetivo do presente estudo foi monitorar os eventos fenológicos de *L. lancea*, em um fragmento de floresta estacional semidecidual e verificar sua relação com os fatores climáticos locais.

METODOLOGIA

O trabalho foi realizado em um remanescente florestal (29°40'18.39"S e 51°00'53.30"O, alt. 25m) de aproximadamente 60 hectares de floresta atlântica, localizado no terço inferior da bacia do Rio dos Sinos, no município de Campo Bom/RS. Foram marcados, por meio de sorteio, 30 indivíduos de *Lindsaea lancea*, em uma parcela de 1.200m² (120X10m) distante 50m da borda do fragmento florestal. As plantas foram monitoradas mensalmente durante dois anos, entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012. O número de báculos, folhas férteis e senescentes por indivíduo foram contados mensalmente. Os dados de temperatura e precipitação para o período do estudo foram concedidos pela Estação Meteorológica de Campo Bom/RS (29°41'18.08"S e 51°03'52.84"O; alt. 25,8m) e o fotoperíodo foi obtido de acordo com as informações do anuário interativo do Observatório Nacional (ON, 2012).

Foi realizado por meio do programa estatístico SPSS 2.0, o teste de correlação de postos de Spearman (r_s), em nível de significância de 5%, a fim de relacionar a frequência relativa mensal dos indivíduos em cada fenofase com as variáveis climáticas precipitação, temperatura e fotoperíodo. Os valores de referência para classificar as correlações estão de acordo com Callegari-Jacques (2003), onde são diferenciadas em correlações fracas ($0 < r < 0,3$), moderadas ($0,3 \leq r < 0,6$) e fortes ($r \geq 0,6$).

RESULTADOS

Entre os anos de 2011 e 2012, o mês de janeiro de 2011 apresentou a maior média de temperatura (26,8°C) enquanto em julho de 2012 ocorreu a menor média (12,8°C). A precipitação para o ano de 2011 atingiu 1865,1mm e em 2012 foi de 1741,6mm. O fotoperíodo variou entre 10,24h e 14,31h durante os dois anos de monitoramento.

Lindsaea lancea apresentou taxas médias de produção foliar variando entre $0,5 \pm 0,63$ e $1,03 \pm 1,44$ báculos indivíduo⁻¹, sendo mais expressivas durante os meses de verão, nos dois anos de monitoramento (dezembro a fevereiro). A frequência relativa de plantas com produção foliar demonstrou ser maior entre a primavera e o verão, com mais de 30% dos indivíduos renovando suas

folhas. Durante os 24 meses de monitoramento esse evento fenológico correlacionou-se fortemente com temperatura ($r=0,68$ $P < 0,01$) e fotoperíodo ($r=0,76$ $P < 0,01$).

As maiores frequências de plantas apresentando folhas com esporângios em formação situaram-se em janeiro nos dois anos de observação, com mais de 80% dos indivíduos férteis durante esse período. As taxas médias mais elevadas também concentraram-se em janeiro/2011 ($2,16 \pm 0,91$ folhas férteis indivíduo⁻¹) e janeiro/2012 ($2,80 \pm 1,20$ folhas férteis indivíduo⁻¹). Esse evento fenológico correlacionou-se fortemente com temperatura ($r=0,73$ $P < 0,01$) e fotoperíodo ($r=0,68$ $P < 0,01$).

A senescência das folhas obteve frequência máxima de 40% dos indivíduos perdendo suas folhas em novembro e dezembro do primeiro e segundo ano, respectivamente. As taxas médias de senescência variaram desde a ausência da fenofase (agosto/2011) até $0,6 \pm 1,1$ folhas senescentes indivíduo⁻¹, em fevereiro/2012. A correlação desse evento fenológico foi moderada com temperatura ($r=0,47$ $P < 0,05$) e fotoperíodo ($r=0,49$ $P < 0,05$).

DISCUSSÃO

Lindsaea lancea produziu folhas constantemente e de forma irregular durante todo o período de monitoramento, apresentando um comportamento mais homogêneo entre a primavera e o verão. Um padrão semelhante de produção foliar foi observado no estudo de Farias e Xavier (2011b), para *Thelypteris interrupta* (Willd.) K. Iwats, onde a produção de báculos ocorreu durante todo o ano, mas concentrou-se especialmente no mês de fevereiro, em Floresta Atlântica Nordestina na Paraíba. A emergência foliar para a população de *L. lancea* demonstrou ser influenciada pelo aumento da temperatura e do fotoperíodo, assim como para *Acrostichum danaeifolium* Langsd. & Fisch., em estudo de Mehltreter e Palacios-Rios (2003) realizado em um manguezal no México, onde a temperatura influenciou a produção foliar.

O surgimento de folhas com esporângios em formação nos dois anos de monitoramento ocorreu preferencialmente nos meses de verão, demonstrando um comportamento individual homogêneo para essa fenofase durante essa estação do ano. Esse evento parece ser desencadeado pelo aumento da temperatura e do fotoperíodo, corroborando o estudo de Ranal (1995), que observou que o fotoperíodo foi essencial para a formação de esporos em *Polypodium latipes* Langsd. & Fisch, em Mata Mesófila Semidecídua em São Paulo.

A senescência foliar mostrou-se como um evento constante e irregular durante os dois anos de monitoramento, com uma tendência dos indivíduos serem mais síncronos em perderem suas folhas em dezembro. Esse mesmo padrão constante e irregular de senescência foi observado para as herbáceas *A. danaeifolium*, *T. serrata* (FARIAS e XAVIER, 2011a), *T. interrupta* (FARIAS e

XAVIER, 2011b), *Botrychium virginianum* (L.) Sw., *Ctenitis melanosticta* (Kunze) Copel., *Pteris orizabae* M. Martens & Galeotti e *Woodwardia semicordata* Mickel & Beitel (HERNÁNDEZ, 2006). Esse evento fenológico para *L. lancea* parece ter sido influenciado pelo aumento da temperatura e do fotoperíodo com a chegada do verão, assim como para *B. virginianum*, em bosque mesófilo no México, que apresentou forte relação entre a senescência foliar e a temperatura (HERNÁNDEZ, 2006).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção e a senescência foliar mostraram-se como eventos fenológicos com comportamentos semelhantes durante os dois anos de monitoramento. Os indivíduos na população renovaram e perderam suas folhas praticamente no mesmo momento, influenciados pelo aumento da temperatura e do fotoperíodo, com a chegada do verão. Os indivíduos demonstraram ter preferência por produzir esporos durante o verão, o que corrobora a observação de Sato (1982) que sugere que o frio pode restringir o período de produção de esporos.

Pelo clima da área de estudo apresentar chuvas periódicas durante todo o ano, a precipitação não foi uma boa preditora para os eventos fenológicos. No entanto, todas as fenofases observadas relacionaram-se com temperatura e fotoperíodo, nos dois anos de monitoramento.

REFERÊNCIAS

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística**: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CHIOU, W. L.; LIN, J. C.; WANG, J. Phenology of *Cibotium taiwanense* (Dicksoniaceae). **Taiwan Journal for Science**, v. 16, p. 209-215, 2001.

DIAS FILHA, M. C. **Aspectos fenológicos e germinação de esporos de *Lygodium volubile* Sw. (Schizaeaceae)**. Recife, 1989, 124p. Dissertação de Mestrado. (Mestrado em Criptógamos) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1989.

FARIAS, R. P.; XAVIER, S. R. S. Fenologia e sobrevivência de três populações de samambaias em remanescente de Floresta Atlântica Nordeste, Paraíba, Brasil. **Biotemas**, v. 24, n. 2, p. 13-20, 2011a.

FARIAS, R. P.; XAVIER, S. R. S. Aspectos fenológicos de *Thelypteris interrupta* (Willd.) K. Iwats. (Thelypteridaceae) na Floresta Atlântica Nordeste, Paraíba, Brasil. **Biotemas**, v. 24, n. 2, p. 91-96, 2011b.

HERNÁNDEZ, A. C. **Fenología foliar de helechos terrestres en un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Xalapa, Veracruz, México**. Xalapa, 2006, 69p. Tese de Licenciatura, Faculdade de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa, 2006.

KIELING-RUBIO, M. A.; WINDISCH, P. G. O Gênero *Dennstaedtia* Moore. (Dennstaedtiaceae, Pteridophyta) no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas, Botânica**, v. 52, p. 185-194, 2002.

LEE, P. H.; LIN, T. T.; CHIOU, W. L. Phenology of 16 species of ferns in a subtropical forest of northeastern Taiwan. **Journal of Plant Research**, v. 122, p. 61-67, 2009.

LEHN, C. R., SCHMITT, J. L. & WINDISCH, P. G. Aspectos de desenvolvimento vegetativo de *Rumohra adiantiformis* (Forst.) Ching (Pteridophyta, Dryopteridaceae), em condições naturais. **Revista de Estudos**, v. 25, n. 2, p. 21-28, 2002.

LEHN, C. R. **Aspectos estruturais e fenológicos de uma população de *Danaea sellowiana* C. Presl. (Marattiaceae) em uma Floresta Estacional Semidecidual no Brasil Central.** Campo Grande, 90 p. 2008. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2008.

MEHLTRETER, K. Phenology and habitat specificity of tropical ferns. In: RANKER T. A.; HAUFLER, C. H. (Eds.) **Biology and Evolution of Fern and Lycophytes.** Cambridge: Cambridge University Press, 2008 p.201-221.

MEHLTRETER, K.; PALACIOS-RIOS, M. Phenological Studies of *Acrostichum danaeifolium* (Pteridaceae, Pteridophyta) at mangrove site on the Gulf of México, **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 155-162, 2003.

MIRANDA, A. M. **Estudo fenológico de *Cyclodium meniscioides* (Willd.) C. Presl (Dryopteridaceae - Monilophyta) na Mata da Piedade, Usina São José (Igarassu - Pernambuco - Brasil).** Recife, 2006, 31p. Monografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

OBSERVATÓRIO NACIONAL (ON). Anuário do Observatório Nacional, Seção B – Nascer, Passagem Meridiana e Ocaso do Sol, Lua e Planetas. Disponível em:

<<http://euler.on.br/ephemeris/index.php>>. Acesso em 01 abr. 2013 14:31:29.

PAGE, C. N. Experimental aspects of fern ecology. In: DYER, A. F. (Ed.). **The Experimental Biology of Ferns.** London: Academic Press, 1979 p. 552-589.

PRADO, J. Revisões e monografias como base para análise da diversidade, o quanto conhecemos sobre a nossa flora. In: **Livro de Resumos do 54º Congresso Nacional de Botânica.** Sociedade Botânica do Brasil, Ananindeua, p. 278-279, 2003.

- PRADO, J.; SYLVESTRE, L. Samambaias e Licófitas In: Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em:
<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB128483>> Acesso em 02 jun. 2013 14:53:21.
- RANAL, M. A. Estabelecimento de pteridófitas em Mata Mesófila Semidecídua do estado de São Paulo. 3. Fenologia e sobrevivência dos indivíduos. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 777-787, 1995.
- SATO, T. Phenology and wintering capacity of sporophytes and gametophytes of ferns native to Northern Japan. **Oecologia**, v. 55, p. 53-61, 1982.
- SOUZA, K. R. S.; ALVES, G. D.; BARROS, I. C. L. Fenologia de *Anemia tomentosa* (Sav.) Sw. var. *anthriscifolia* (Schrad.) Mickel em fragmento de Floresta Semidecídua, Nazaré da Mata, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 486-488, 2007.
- SOUZA, K. R. S. **Fenologia populacional de três espécies de monilophyta em fragmento de floresta semidecídua, Pernambuco, Brasil**. Recife, 2009, 60p. Dissertação de Mestrado. (Mestrado em Criptógamos). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- SMITH, A. R. et al. A classification of extant ferns. **Taxon**, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.

ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS EM BRÂNQUIAS DE *Astyanax jacuhiensis* CAUSADAS PELA EXPOSIÇÃO AGUDA AO ALUMÍNIO

Thaís Dalzochio¹

Angélica Goldoni¹

Gabriela Zimmermann²

Luciano Basso da Silva³

Günther Gehlen³

Palavras-chave: Brânquias. *Astyanax jacuhiensis*. Histopatologia. Alumínio.

INTRODUÇÃO

A água é essencial na manutenção do equilíbrio dinâmico característico do ambiente, portanto, danos aos mananciais de recursos hídricos possuem um efeito direto sobre a qualidade ambiental. A toxicidade aos peixes atribuída à presença do alumínio (Al) na água tem sido amplamente estudada, visto que esse metal tem o potencial de se acumular nas brânquias e em outros órgãos. No entanto, a maioria dos estudos realizados em condições laboratoriais, envolve os efeitos do Al em pH ácido, onde a sua solubilidade aumenta. Entretanto, estudos que avaliem o efeito desse metal em animais expostos ao pH neutro também são relevantes, considerando que esse pH é verificado em muitos rios.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A poluição aquática, devido aos crescentes níveis de contaminantes, representa um sério problema global (COPAT et al., 2012). O alumínio (Al) é um metal nocivo ao ecossistema aquático, sendo responsável por eventos de toxicidade com consequências ecológicas sérias (CORREIA et al., 2010). Danos aos sistemas cardiovascular, respiratório, entre outros, foram observados em diferentes espécies de peixes expostos ao Al, sendo que alterações estruturais nas brânquias também têm sido verificadas (PEURANEN et al., 1993).

O Al pode estar presente nos ambientes aquáticos em várias formas, sendo que sua toxicidade está relacionada apenas ao Al catiônico (NILSEN et al., 2010). A toxicidade do Al aos peixes é atribuída principalmente à excessiva secreção de muco pelas brânquias

¹ Doutoranda em Qualidade Ambiental, Bolsista FAPERGS - Universidade Feevale

² Acadêmica do Curso de Biomedicina – Universidade Feevale

³ Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental – Universidade Feevale

(ALEXOPOULOS et al., 2003), sendo que a exposição a baixas concentrações pode afetar processos fisiológicos (KROGLUND et al., 2007; MONETTE & MCCORMICK, 2008).

Considerando que as brânquias são sensíveis à qualidade da água, visto que são o principal alvo de substâncias tóxicas devido à sua localização anatômica, contato direto com a água e rápida absorção (PANDEY et al., 2008), a análise histopatológica desse órgão representa uma ferramenta útil para avaliar efeitos provocados pela exposição de peixes a poluentes. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar alterações histopatológicas em brânquias de *Astyanax jacuhiensis* expostos a diferentes concentrações de Al em pH neutro.

METODOLOGIA

Peixes e condições experimentais

Peixes da espécie *A. jacuhiensis* foram obtidos de um piscicultor local. Os mesmos foram mantidos em caixas plásticas com água filtrada e aeração constante por sete dias até o momento da exposição, em sala climatizada ($\pm 22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) e fotoperíodo natural. Os animais foram alimentados com ração comercial uma vez a cada três dias, sendo que a ração foi suspensa no período de exposição. Os peixes (n=40) foram divididos aleatoriamente em quatro grupos (10 peixes por grupo). Os grupos experimentais testados encontram-se listados na tabela 1.

Tabela 1: Divisão dos grupos experimentais

Grupo	Condição
Água filtrada	Peixes mantidos em condições controle com água filtrada
Água da torneira	Peixes mantidos em condições controle com água da torneira declorificada
Alumínio 0,3	Peixes expostos ao Al numa concentração de 0,3mg/L
Alumínio 30	Peixes expostos ao Al numa concentração de 30mg/L

Para a obtenção das concentrações desejadas para o estudo, o Al foi misturado na água na forma de AlCl_3 (Vetec[®]), onde o pH foi ajustado para 7 com NaOH. O uso da concentração de 0,3mg/L de Al justifica-se por ser o limite máximo permitido para água potável, segundo o decreto N° 518/2004 do Ministério da Saúde, enquanto que a concentração de 30mg/L foi encontrada anteriormente por um estudo realizado no Rio dos Sinos (BLUME et al., 2010). O pH foi medido durante o experimento, não sofrendo variações.

Após 72 horas de exposição, os animais foram anestesiados com imersão em solução com óleo de cravo (eugenol 1%) e sacrificados por secção da medula. Posteriormente, o primeiro arco do opérculo esquerdo foi retirado para a análise.

Análise histopatológica

Após fixação em formol 4%, as brânquias foram lavadas em água corrente, desidratadas com gradiente alcoólico e embebidas em parafina. Os blocos foram seccionados (7µm) em micrótomo rotatório, sendo que as lâminas foram coradas com hematoxilina e eosina. Para a análise, as lâminas foram digitalizadas utilizando o software Micrometrics SE Premium (aumento de 40x) através de microscópio óptico acoplado a uma câmera CCD e analisadas com o software Image Pro Plus 6.0.

A análise semiquantitativa das lesões histopatológicas nas brânquias foi realizada através da avaliação de cinco campos aleatórios por lâmina, considerando três lâminas por animal, totalizando 15 campos de análise por animal. O grau médio de cada parâmetro histopatológico foi categorizado como: ausente (-), leve (+, <25% do campo), moderado (++ , 25-50% do campo) e severo (+++ , >50% do campo) (MISHRA & MOHANTY, 2008).

RESULTADOS

As lesões observadas nos grupos estão listadas na tabela 2. Alterações como fusão de lamelas secundárias e descolamento epitelial foram raramente observadas. Foi verificada hiperplasia de células epiteliais em todos os grupos experimentais, sendo que houve uma ocorrência maior de tal lesão nos grupos água filtrada e Al 30. Exceto o grupo água filtrada, demais grupos apresentaram algum grau de hipertrofia de células epiteliais. Em ambos os grupos expostos às diferentes concentrações de alumínio, houve ocorrência de edemas e aneurismas, sendo que a ocorrência de necrose foi mais acentuada no grupo Al 30.

Tabela 2: Escore semiquantitativo das lesões nas brânquias de *A. jacuhiensis*

Alterações	GRUPOS			
	Água filtrada	Água torneira	Al 0,3mg/L	Al 30mg/L
Hiperplasia de células epiteliais	++	+	+	++
Hipertrofia de células epiteliais	-	+	++	++
Edema	-	-	+	+
Aneurisma	-	-	+	+
Necrose	-	-	+	++

-, ausência de lesão; + grau leve; ++ grau moderado; +++ , grau severo.

As lesões comumente encontradas nos grupos experimentais são apresentadas na figura 1 a seguir.

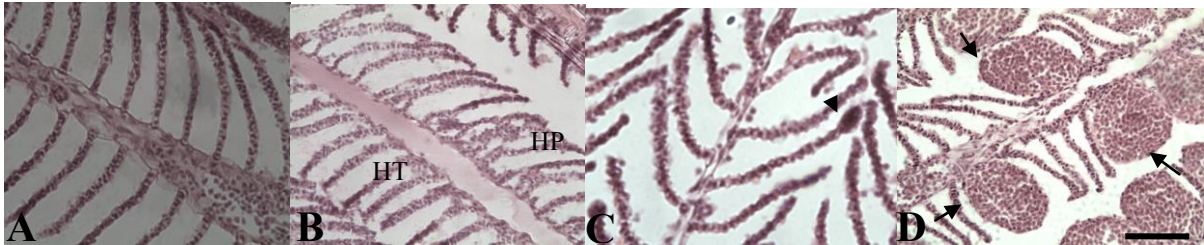


Figura 1: Imagens representativas das brânquias dos grupos experimentais. (A) Lamelas normais, sem alterações; (B) Lamelas com hiperplasia (HP) e hipertrofia (HT); (C) Lamela secundária com edema (seta); (D) Presença de aneurismas (setas). Barra de aumento: 50µm.

DISCUSSÃO

A presença de altas concentrações de Al no ambiente aquático pode ser atribuída à descarga de efluentes (BLUME et al., 2010), podendo assim, ocasionar danos à biota aquática. Nesse estudo, em peixes expostos a diferentes concentrações de Al, foram observadas alterações branquiais.

Diversos estudos têm demonstrado efeitos da exposição ao Al em pH ácido (PÓLEO et al., 1997; VOURINEN et al., 2003; CORREIA et al., 2010; NILSEN et al., 2010), visto que a toxicidade do Al no ambiente aquático está principalmente relacionada ao pH ácido (ALSTAD et al., 2005). A alteração da função regulatória de íons pelas brânquias é considerada o primeiro efeito tóxico em peixes expostos ao Al em pH ácido (BUCKLER et al., 1995). No entanto, embora a concentração de H^+ possa ter um efeito sobre os peixes, o Al tem um importante papel nesse contexto (PÓLEO et al., 1995).

As brânquias possuem a capacidade de acumular o Al no epitélio filamentar e ocasionalmente nas lamelas (VUORINEN et al., 2003), visto que esse metal pode ser absorvido principalmente pelas células de cloreto (NORRGREN et al., 1991). Embora a presença de células de cloreto e /ou o acúmulo do Al não tenham sido avaliados nesse estudo, evidenciou-se o potencial do Al em induzir alterações morfológicas nas brânquias.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dadas as condições experimentais do estudo, foi possível observar alterações causadas pelo Al em peixes. No entanto, estudos mais detalhados que utilizem outros métodos de avaliação dos efeitos resultantes dessa exposição, bem como compreendam uma exposição mais prolongada, são necessários para um melhor entendimento dos efeitos do Al.

Referências

- ALEXOPOULOS, E., et al. Bioavailability and toxicity of freshly neutralized aluminium to the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 45, n. 4, p. 509-514.
- ALSTAD, N. E. W., et al. The significance of water ionic strength on aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta L.*). Environmental Pollution, v. 133, p. 333-342, 2005.
- BLUME, K. K., et al. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. Brazilian Journal of Biology, v. 70, n. 4, p. 1185-1193, 2010.
- BUCKLER, D. R., et al. Survival, sublethal responses, and tissue residues of Atlantic Salmon exposed to acidic pH and aluminium. Aquatic Toxicology, v. 31, p. 203-216, 1995.
- COPAT, C., et al. Heavy metals concentration in fish from Sicily (Mediterranean Sea) and evaluation of possible health risks to consumers. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 88, p. 78-83, 2012.
- CORREIA, T. G., et al. Aluminium as an endocrine disruptor in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Comparative Biochemistry and Physiology, v. 151, p. 461-466, 2010.
- KROGLUND, F., et al. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon post-smolt survival. Aquaculture, v. 273, p. 360-373, 2007.
- MISHRA, A. K.; MOHANTY, B. Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behavior and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 26, n.2, p. 136-141, 2008.
- MONETTE, M. Y.; MCCORMICK, S. D. Impacts of short-term acid and aluminium exposure on Atlantic salmon (*Salmo salar*) physiology: a direct comparison of parr and smolts. Aquatic Toxicology, v. 86, p. 216-226, 2008.
- NILSEN, T. O., et al. Effects of acidic water and aluminium exposure on gill Na^+ , K^+ - ATPase α -subunit isoforms, enzyme activity, physiology and return rates in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). Aquatic Toxicology, v. 97, p. 250-259, 2010.
- PANDEY, S., et al. Effects of exposure to multiple trace metals on biochemical, histological and ultrastructural features of gills of a freshwater fish, *Channa punctate Bloch*, Chemicobiological Interactions, v. 174, p. 183-192, 2008.
- PEURANEN, S., et al. Effects of acidity and aluminium on fish gills in laboratory experiments and in the field. Science of the Total Environment, v. 134 (S2), p. 953-967, 1993.
- PÓLEO, A. B. S., et al. Survival of crucian carp, *Carassius*, exposed to a high low-molecular weight inorganic aluminium challenge. Aquatic Sciences, v. 57, p. 350-359, 1995.

PÓLEO, A. B. S., et al. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. *Environmental Pollution*, v. 96, n. 2, p. 129-139, 1997.

VUORINEN, P. J., et al. Reproduction, blood and plasma parameters and gill histology of vandace (*Coregonus albula* L.) in long-term exposure to acidity and aluminium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 54, p. 255-276, 2003.

DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM AMOSTRAS ATMOSFÉRICAS

Larissa Meincke – Feevale¹
Carin Von Mühlen – Feevale²

Palavras-chave: HPAs. Fração gasosa. Eficiência de dessorção. GC/qMS.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Devido ao rápido crescimento das atividades industriais, população e densidade de tráfego, grandes regiões do mundo estão enfrentando problemas de poluição do ar (YANG, 2002). Dentre os principais poluentes que são lançados no ambiente, tanto em nível mundial, quanto brasileiro, estão os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), um grande grupo de compostos orgânicos conhecidos por suas propriedades carcinogênicas e mutagênicas (MARTINEZ *et al.*, 2004).

Os HPAs são constituídos de dois ou mais anéis aromáticos fundidos, constituídos por átomos de carbono e hidrogênio. São formadas durante a combustão incompleta de matéria orgânica, tais como carvão mineral, petróleo, óleo e madeira. As emissões veiculares são a principal fonte de contaminação do ar urbano (SHIMMO *et al.*, 2002).

A distribuição destes compostos na atmosfera está relacionada com suas propriedades físico-químicas podendo estar presentes tanto na fase gasosa quanto na fase particulada. Os PAHs com baixo peso molecular (2 a 3 anéis aromáticos) estão preferencialmente na fase gasosa, enquanto que os de maior peso molecular (4 a 6 anéis aromáticos) são encontrados adsorvidos sobre as partículas atmosféricas (HARVEY, 1997; YUSÀ *et al.*, 2006).

A quantificação desses compostos no ar atmosférico é tradicionalmente realizada na fração particulada, utilizando amostradores de ar ativos, conforme citam autores como Teixeira *et al.* (2011), Lee, Kim e Kang (2011) e Bruno *et al.* (2007). Estas técnicas também são, geralmente, aplicadas na fração gasosa, de acordo com os autores Lee *et al.* (2012), Barrado *et al.* (2013) e Liu *et al.* (2013). A limitação dessas técnicas de amostragem incluem tempo excessivo de exposição (24 à 72 h), o que facilita o extravio dos amostradores, e a necessidade de suporte elétrico, o que dificulta a amostragem em sítios remotos.

¹Química industrial e licenciada, mestranda em Qualidade Ambiental e bolsista PROSUP/CAPES.

²Doutora em Química, professora do PPG em Qualidade Ambiental.

O presente estudo teve como objetivo desenvolver um método de extração dos 13 HPAs prioritários associados à fração gasosa do ar atmosférico, utilizando tubos adsorventes XAD-2 em um amostrador portátil de ar ativo (PAS100 da Supelco) tradicionalmente utilizado para amostragem ocupacional em 8h de exposição e cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas quadrupolar (GC/qMS).

METODOLOGIA

O método NIOSH 5515 (NIOSH, 1994) validado para exposição ocupacional foi utilizado como referência para a eficiência de extração. As variáveis avaliadas foram o tipo e volume do solvente de extração e velocidades de agitação. O método de separação cromatográfica foi desenvolvido utilizando um cromatógrafo gasoso acoplado a um espectrômetro de massa do tipo quadrupolo (GC/qMS) modelo QP5050A da Shimadzu, com uma coluna de 5% de fenilo em metilsilicone (RTX-5MS) com as dimensões de 30 mx 0,25 x 0,5 m.

A fim de avaliar a eficiência de extração, o tubo do adsorvente foi quebrado em um lado, removendo-se e transferindo-se a fase (a) para um frasco (Figura 1). 100 mL de uma mistura padrão contendo os 13 HPAs, numa concentração nominal de $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ de acordo com o método EPA 610 (USEPA, 1984) foram adicionados ao frasco.

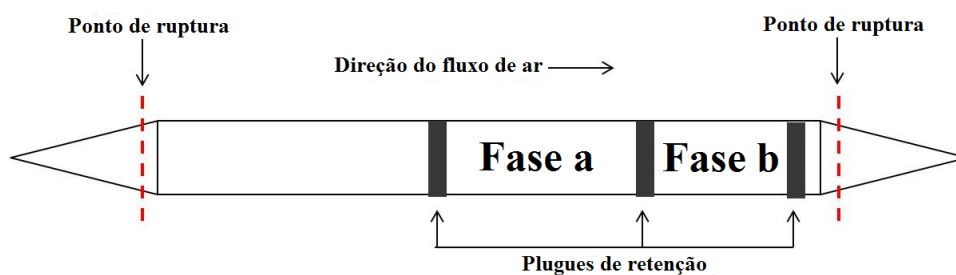


Figura 1: Esquema do tubo de extração do adsorvente XAD-2.

A mistura permaneceu durante a noite, e depois disso, os compostos foram extraídos usando um solvente com agitação durante 30 min. A fração líquida foi transferida para outro frasco utilizando uma micropipeta, e evaporou-se sob uma atmosfera de N_2 até 1 mL. O extrato final foi injetado manualmente ($4 \mu\text{L}$) no sistema GC/qMS.

A agitação foi testada utilizando agitação ocasional com um vortex (AP56 da Phoenix) e agitação constante usando um agitador para solos (MA 376 de Marconi). Todas as extrações foram realizadas em triplicata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os efeitos do solvente e da agitação na extração foram avaliados utilizando o coeficiente de variação (CV) dos experimentos em triplicata, tal como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Condições de extração e coeficientes de variação (CV).

Condição	Solvente	Volume (mL)	Agitação	CV (até 4 anéis) (%)	CV (5 anéis) (%)
A*	Diclorometano	5	Ocasional	8.0-10.8	18.2-24.8
B	Diclorometano	1	Ocasional	1.1-10.5	26.9-44.1
C	Tolueno	1	Ocasional	2.9-12.3	16.0-26.7
D	Tolueno	1	Constante	2.9-5.7	0.4-18.7

*Método NIOSH 5515

De acordo com a Tabela 1, os menores valores de coeficiente de variação (CV) foram obtidos com a condição D, utilizando tolueno com agitação constante. Comparando os valores de desvio padrão do método de referência A com o método D, usando o teste F (Snedecor) para todos os 13 compostos, não foi observada diferença significativa (em um intervalo de confiança de 95%) para 12 compostos. Foi observada uma diferença significativa apenas para o naftaleno, onde o CV foi de 8,0% para o método A e 4,8% para o método de D. Isso demonstra que os desvios padrão observados no método D são semelhantes ou melhores do que o método A.

As recuperações obtidas com 5 ml e 1 ml de DCM foram na faixa de 104-140% e 60-96%, respectivamente (Figura 2). Ao utilizar o tolueno, o intervalo de recuperação foi de 101-108% utilizando agitação ocasional, e entre 92 e 99% com agitação constante. O intervalo de recuperação aceitável no método EPA TO-14A (USEPA, 1999), aplicado a poluentes orgânicos tóxicos no ar, é de 90-110%. Baseado neste intervalo, apenas os métodos utilizando tolueno com agitação ocasional e constante foram satisfatórios.

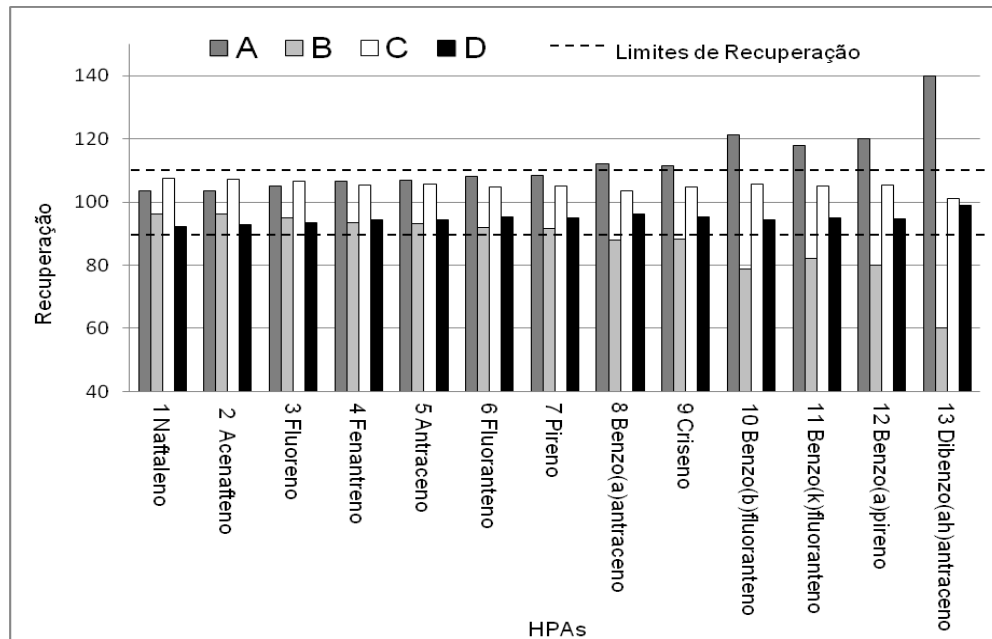


Figura 2: Recuperação dos PAHs, sob as diferentes condições de extração, tal como apresentado na tabela 1.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados apresentados, pode-se concluir que o método de extração mais eficiente testado foi o que se utilizou 1 mL de tolueno como solvente de extração, com agitação constante (condição D), com análise por GC/qMS. As vantagens deste método relacionado com o NIOSH 5515 utilizado como referência é a supressão da fase de evaporação, e a utilização de um menor volume de solvente, além de utilizar GC/qMS que permite confirmar a identificação dos picos detectados com base na informação espectral. Somado a isso, o método proposto permite a identificação de outros poluentes que possam ser detectados nas amostras reais, através dos espectros de massas obtidos.

REFERÊNCIAS

- BARRADO, A. I. *et al.* Vapor-phase concentrations of PAHs and their derivatives determined in a large city: Correlations with their atmospheric aerosol concentrations. **Chemosphere**. Article in press. 2013.
- BRUNO, P. *et al.* Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter collected with low volume samplers. **Talanta**, v.72, p. 1357 – 1361. 2007.
- HARVEY, R. G. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Wiley-VCH: New York**. 1997.
- LEE, J.Y. *et al.* Quantification and seasonal pattern of atmospheric reaction products of gas phase PAHs in PM_{2.5}. **Atmospheric Environment**, v. 55, p. 17 – 25. 2012.
- LEE, J. Y., KIMA, Y. P., KANG, C. H. Characteristics of the ambient particulate PAHs at Seoul, a mega city of Northeast Asia in comparison with the characteristics of a background site. **Atmospheric Research**, v. 99, p 50-56. 2011.
- LIU, J. *et al.* Diurnal and nocturnal variations of PAHs in the Lhasa atmosphere, Tibetan Plateau: Implication for local sources and the impact of atmospheric degradation processing. **Atmospheric Research**, v. 124, p. 34 – 43. 2013.
- MARTINEZ, E. *et al.* Simplified procedures for the analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediments and mussels. **Journal of Chromatography A**, v.1047, p. 181 – 188. 2004.
- NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM). Method 5515. The National Institute for Occupational Safety and Health, Washington. 1994. Disponível em <<http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/pdfs/5515.pdf>> Acesso em: julho 2013.
- SHIMMO, M. *et al.* Analysis of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons by online coupled supercriticalfluid extraction-liquid chromatography-gas chromatography - mass spectrometry. **Atmospheric Environment**, v. 36, p 2985–2995. 2002.
- TEIXEIRA, E. C. *et al.* Study of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in fine and coarse atmospheric particles. **Atmospheric Research**, v. 101, p. 631 – 639. 2011.
- USEPA, Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: determination of volatile organic compounds (VOCs) in ambient air using specially prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatography. Method TO-14A. **Environmental Protection Agency**. US Government Printing Office, Washington DC, 1999.

USEPA, Methods for organic chemical analysis of municipal and industrial wastewater. Method 610. **Environmental Protection Agency**. US Government Printing Office Washington DC, 1984.

YANG, K. L. Spatial and seasonal variation of PM10 mass concentrations in Taiwan. **Atmospheric Environment**, v. 36 (21), p. 3403–3411. 2002.

YUSÀ, V. *et al.* Determination of PAHs in airborne particles by accelerated solvent extraction and large-volume injection–gas chromatography–mass spectrometry. **Talanta**, v. 69, p. 807 – 815. 2006.

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS: SERVIÇOS AMBIENTAIS

Virgílio José Strasburg¹, Thaís Dalzochio¹, Rodrigo Staggemeier¹, Fabian Viegas², Angélica Goldoni³ e José Galizia Tundisi⁴
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental – Universidade Feevale

Palavras-chave: Rio dos Sinos. Serviços ambientais. Bacia hidrográfica.

INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS), no Estado do Rio Grande do Sul, possui o maior parque industrial da região sul do Brasil e uma das maiores densidades populacionais em seu trecho inferior, apresentando problemas relacionados ao descarte de efluentes de origem doméstica e industrial, assim como por atividades agrícolas. Considerando-se o grande número de habitantes e serviços que se utilizam da água do rio, o objetivo do presente trabalho é identificar e caracterizar os principais serviços ambientais proporcionados por essa bacia hidrográfica.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Serviços ambientais podem ser definidos como “a capacidade de processos e componentes naturais de fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, de forma direta ou indireta” (De Groot, 1994). Os serviços ambientais representam os benefícios que a população desfruta, a partir de funções do ecossistema (Costanza et al., 1997, 1998; Chen et al., 2009).

Segundo a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM, 2009), a Bacia do Rio dos Sinos estende-se por uma área aproximada de 3.820 km², correspondendo a 4,5% da Bacia Hidrográfica do Guaíba e 1,5% da área total do Estado do Rio Grande do Sul, com uma população aproximada de 1,2 milhões habitantes, sendo que 90,6% ocupam as áreas urbanas e 9,4% estão nas áreas rurais. O curso d'água principal do Rio dos Sinos tem uma extensão aproximada de 190 km e seus principais formadores são os rios Rolante e Paranhana, além de diversos arroios.

¹ Mestre em Saúde Coletiva pela Ulbra.

² Mestre em Ciência da Computação pela PUCRS

³ Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale.

⁴ Doutor pela USP. Professor titular do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental

Na BHRS, conforme Schmitt e Goetz (2010, p.1161), “os parques urbanos representam uma alternativa importante para a conservação de remanescentes de habitats naturais, bem como a manutenção e a perpetuação da biodiversidade.”

METODOLOGIA

Estudo descritivo no qual foi realizado a revisão bibliográfica em livros, artigos publicados em periódicos científicos, dissertações e teses, bem como dados de órgãos públicos referente aos serviços ambientais possibilitados pelo Rio dos Sinos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A BHRS é dividida em três trechos: superior, médio e inferior. Na porção superior predomina a paisagem rural, com centros urbanos de pequeno porte. Na porção média, encontra-se uma zona de transição entre os ambientes rural e urbano, enquanto que no trecho inferior, há predominância de ambientes urbanos, com densa ocupação populacional e concentração industrial (Comitesinos, 2013). O Quadro 1 apresenta a distribuição dos serviços ambientais da BHRS considerando esses três trechos.

Quadro 1 - Serviços ambientais - usos da água da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos

Serviço	Superior	Médio	Inferior
Fornecimento de água para consumo humano	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Abastecimento industrial	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Criação animal	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Irrigação arroz	Médio	Médio	Fraco/ Nulo
Irrigação hortaliças	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Médio
Irrigação frutíferas	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Irrigação arbóreas	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Irrigação cerealíferas	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Irrigação forrageiras	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Diluição de efluentes	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Diluição lixívias de lixo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Recreação	Fraco/ Nulo	Médio	Fraco/ Nulo
Pesca	Fraco/ Nulo	Médio	Fraco/ Nulo
Biodiversidade	Fraco/ Nulo	Indefinido	Indefinido
Fornecimento de madeira	Indefinido	Fraco/ Nulo	Indefinido
Extração de areia	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Educação e pesquisa	Médio	Médio	Médio
Cultura	Fraco/ Nulo	Indefinido	Indefinido
Aquicultura	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Médio
Harmonia paisagística	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Geração de energia	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo	Fraco/ Nulo
Serviços de regulação	Indefinido	Indefinido	Indefinido
Serviços de suporte	Indefinido	Indefinido	Indefinido

Fonte: Adaptado de Comitesinos (200?).

Legenda

- Forte
- Médio
- Fraco/ Nulo
- Indefinido

O número de cidades que fazem parte de cada trecho é respectivamente: sete na superior, 17 na média e oito na inferior. Os serviços ambientais diferenciam-se de produtos ambientais pela tangibilidade (Godecke, et al., 2013) e a qualidade dos serviços oferecidos pela BHRS será proporcional aos efeitos da eutrofização e dos impactos que a bacia sofre em cada um dos trechos com as suas particularidades, especialmente as econômicas.

Conforme estudo coordenado por Gomes e Nabinger (20??, p.57),

O consumo de água, entendido como a parcela da demanda que é efetivamente utilizada, corresponde a 20% da demanda no caso do abastecimento público e consumo humano. Isso ocorre, [...], devido ao retorno de 80% da demanda exercida para o corpo hídrico na forma de esgotos.

Esses autores salientam que,

Em relação ao consumo, para criação animal foi adotado um coeficiente de retorno de 30%, baseado não somente no consumo para dessedentação animal que retorna na forma de urina dos animais), mas também da demanda de água utilizada na higienização dos ambientes e dos animais criados em confinamento, que corresponde a maior parcela do retorno. (GOMES; NABINGER, 20??, p.63)

Quadro 2 - Número de cabeças dos principais rebanhos na bacia

Rebanho (estimado)	Bovinos	Equinos	Suínos	Ovinos	Aves
Total	132.647	12.639	22.005	5.471	303.035

Fonte: Adaptado do quadro3.2.6 (GOMES; NABINGER, 20??, p.59)

Com relação à utilização dos recursos hídricos pela indústria, comentam Gomes e Nabinger (20??, p.65),

O abastecimento de água para uso como insumo de produção na indústria se dá majoritariamente por poços que captam água subterrânea (99,80% do volume total captado). Poucas são as indústrias que captam água diretamente dos corpos hídricos existentes na Bacia.

Dessa forma, ocorre a necessidade de atribuir responsabilizações pelas externalidades que põem em risco a sustentabilidade e preservação dos produtos e serviços ambientais para o ser humano (Godecke, et al., 2013). O valor econômico de um recurso ambiental inclui o seu uso direto e indireto considerando o momento atual como também o futuro para outras gerações, e assim está associado a questões morais, culturas, éticas ou altruístas. (Motta, 2006 *apud* Godecke, et al., 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade dos serviços ambientais proporcionados pela BHRS é bastante ampla e abrangente e também diferenciada de acordo com os trechos e seus respectivos impactos. Viabilizar uma visão sistêmica sobre os serviços oferecidos pela BHRS é uma tarefa a ser considerada como fundamental para poder mensurar de forma econômica a sua importância para toda a biodiversidade do ecossistema, incluídos os seres humanos.

REFERÊNCIAS

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUEDO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P. & van den BELT, M. **The value of the world's ecosystem services and natural capital.** *Nature*, 15:253-260, 1997.

_____. **The value of the world's ecosystem services and natural capital.** *Ecol. Econ.*, 25:3-15, 1998.

CHEN, X.; LUPI, F.; HE, G. & LIU, J. **Linking social norms to efficient conservation investment in payments for ecosystem services.** *PNAS*, 106:11812-11817, 2009.

DE GROOT, R.S., 1994. **Environmental functions and the economic value of natural ecosystems.** In: Jansson, A.M. (Ed.), *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Island Press, International Society for Ecological Economics, pp. 151 – 168.

GODECKE, M.V.; CHAVES, I.R.; SOUZA, F.B. O pagamento por serviços ambientais como alternativa econômica para a preservação da qualidade da água. **In:** HUPFER, H.M.; FIGUEIREDO, J.A.S.; TUNDISI, J.G. (org), **Pagamento por Serviços Ambientais – Incentivos econômicos para a produção de recursos hídricos e restauração da mata ciliar.** Porto Alegre: Entremeios, 2013. pp. 67-109. SCHMITT, J.L.; GOETZ, M.N.B. Species richness of fern and lycophyte in an urban park in the Rio dos Sinos basin, Southern Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 70, n. 4, Dec. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842010000600005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 04 jul. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600005>.

ADENOVÍRUS EM AMOSTRAS DE ÁGUA DE LAGOAS DO LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

Roger Bordin da Luz (Feevale)¹, Mayra Cristina Soliman (Feevale)², Fernanda Gil de Souza (Feevale)², Francini Pereira da Silva (Feevale)², Larissa Ferreira de Jesus (Feevale)², Rodrigo Staggemeier (Feevale)¹, Juliane Deise Fleck (Feevale)³, Fernando Rosado Spilki (Feevale)³.

Palavras-chave: Adenovírus. Laguna de Tramandaí. Contaminação fecal.

INTRODUÇÃO

Os municípios de Tramandaí, Imbé e Osório circundam a Laguna de Tramandaí, Lagoa do Armazém e Lagoa Custódia. A população total dos municípios em volta das lagunas ultrapassa cem mil habitantes, e pouco do esgoto sanitário total produzido recebe tratamento. Os adenovírus (AdV) são vírus entéricos que podem ter origem humana ou animal, encontrados com frequência e em níveis elevados em corpos d'água contaminados com esgoto doméstico ou efluentes de atividades pecuárias. É altamente resistente à degradação ambiental ou tratamento de água e esgoto, em relação a bactérias e outros vírus. É considerado, mundialmente, um promissor indicador de contaminação fecal e é espécie-específico, permitindo o rastreamento das fontes de contaminação. O trabalho objetiva analisar, por reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR), a presença de AdV como marcador de contaminação fecal em amostras de água provenientes da Laguna de Tramandaí, Lagoa do Armazém e Lagoa Custódia, litoral norte do RS, e elucidar a dinâmica de contaminação na área estudada.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Laguna de Tramandaí, Lagoa do Armazém e Lagoa das Custódias fazem parte da Bacia do Rio Tramandaí, na Região Hidrográfica das Bacias. A Laguna de Tramandaí e Lagoa do Armazém são classificadas pela FEPAM como Classe dois de água salobra, enquanto a Lagoa das Custódias é classificada como Classe um de água salobra (FEPAM, 2000). A população total em volta das lagunas é de 100.263 habitantes (IBGE, 2011), porém na época de veraneio a população pode dobrar (SEMA, 2010). Dados sobre saneamento dos municípios citados são incompletos, mas é de conhecimento que alguns municípios não têm coleta de esgoto e pouco do esgoto coletado é tratado, concordando com a média de 82,15% de déficit de esgoto da região Sul do País (Clarke, 2006). Os afluentes desses corpos d'água

¹Aluno do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale.

²Aluna de Graduação do Curso de Biomedicina, Universidade Feevale

³Docente do Instituto de Ciências da Saúde, Universidade Feevale.

acabam adicionando efluentes domésticos e de áreas com agricultura intensiva. A deficiência de serviços de saneamento e ausência de diretrizes para ocupação do território se somam para a geração de impactos negativos sobre essas águas e ecossistemas frágeis (FEPAM, 2000). A água contaminada com esgotamento sanitário pode conter diversos patógenos de veiculação hídrica, dentre bactérias, protozoários e vírus. O consumo e contato com água e alimentos contaminados podem afetar principalmente crianças, idosos e indivíduos imunocomprometidos.

A detecção do AdV, além de indicar o risco do consumo e atividades de recreação, também pode servir para a avaliação de contaminação fecal da área estudada. O uso de vírus entéricos como marcadores auxiliares de poluição apresenta uma série de vantagens, se comparados aos marcadores microbiológicos convencionais – coliformes totais e fecais. Os coliformes totais se apresentam naturalmente em quaisquer ambientes, não sendo indicativos de contaminação e a análise, unicamente, de coliformes fecais, sendo *Escherichia coli* o principal organismo analisado, não é representativa da qualidade da água ou alimentos. Tais bactérias podem se depositar e se reproduzir no solo e sedimentos, ou se degradar rapidamente no ambiente, principalmente em água salgada. Apesar de apresentarem uma gama de hospedeiros extremamente ampla, as técnicas para diferenciar o hospedeiro de origem (resistência a antibióticos, bioquimismo ou ribotipagem, entre outros) ainda são deficitárias e não efetivas (Blanch, 2006). Além disso, a presença de *E. coli* não apresentam correlação com a presença de outras bactérias patogênicas, protozoários, parasitas ou vírus entéricos (Hörman, 2004; Harwood, 2005). A ausência de bactérias indicadoras não exclui a contaminação viral e há relatos de surtos virais em águas bacteriologicamente seguras, uma vez que vírus são mais resistentes à degradação ambiental e tratamento de água (Jiang, 2007; Griffin, 2008). Os AdV não se replicam fora da célula hospedeira e são altamente espécie-específicos, permitindo o rastreamento da fonte de contaminação, para que medidas corretivas ou mitigatórias possam ser tomadas.

METODOLOGIA

Entre junho de 2012 e maio de 2013, 48 amostras de água da Laguna Tramandaí, Lagoa do Armazém e Lagoa Custódia, entre os municípios de Tramandaí, Imbé e Osório, RS, foram coletadas assepticamente em frascos esterilizados de 500 mL. Todas as amostras permaneceram sob refrigeração até serem processadas. As amostras foram concentradas por adsorção-eluição, conforme metodologia descrita por Katayama *et al.* (2002), com pequenas modificações. O DNA viral foi extraído com kit de extração de DNA/RNA (Invitex®, Berlim,

Alemanha), conforme instruções do fabricante. Para qPCR, foram utilizados os iniciadores ADV-F1 e ADV-R1, desenhados para anelar em regiões altamente conservadas de AdV humano (HAdV), canino (CAV), bovino (BAV), aviário (AvAdV) e porcino (PoAdV), e a reação foi realizada em termociclador (iQTM5, Bio-Rad, EUA). Nessa reação é possível estimar a espécie viral presente, a partir da temperatura do pico de amplificação na amostra em comparação à picos de controles positivos.

RESULTADOS

Todos os pontos apresentaram contaminação em pelo menos uma das coletas. Das 48 amostras de água, 38 (79,2%) apresentaram genoma adenoviral. Do total, 23 (47,9%) apresentaram resultado indicativo de BAV, 7 (14,6%) de HAdV, 5 (10,4%) de AvAdV, 4 (8,3%) de CAV e 4 (8,3%) de PoAdV. Cinco (10,4%) amostras apresentaram contaminação por duas espécies virais. As amostras apresentaram carga entre $2,98 \times 10^4$ e $1,09 \times 10^9$, e média geométrica de $2,24 \times 10^6$ cópias de DNA por litro de água.

DISCUSSÃO

Vírus entéricos espécie-específicos são encontrados com frequência e em níveis elevados em corpos d'água contaminados com esgoto urbano ou efluentes de pecuária. Trabalhos recentes encontraram contaminação por AdV em 64,2% de amostras de águas superficiais em Santa Catarina (Rigotto, 2010) e 21,4% em Porto Alegre (Vecchia, 2012). Embora o sequenciamento das amostras seja necessário para confirmar os achados, a análise com os iniciadores utilizados permite presumir a espécie viral presente e inferir sobre a dinâmica e fontes de contaminação das lagoas. O BAV foi a espécie mais encontrado, com positividade de 47,9%, seguido por AvAdV com 10,4%. Resíduos da criação bovina extensiva em Tramandaí, Imbé e Osório, bem como dos municípios ou propriedades rurais às margens do Rio Tramandaí e ao norte de Tramandaí, quando não manejados adequadamente, podem escoar e contaminar águas superficiais e subterrâneas. AvAdVs podem ser provenientes de avicultura ou da avifauna, uma vez que as lagoas abrigam em seu ecossistema diversas espécies de aves. Embora tais vírus não apresentam risco para a saúde humana, podem ser nocivos para as outras espécies e indicam a presença de uma fonte poluidora capaz de contaminar o corpo d'água com outros organismos patogênicos, como bactérias, parasitas e protozoários. A carga fecal despejada no sistema, pode ainda, desregular a concentração de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. O excesso desses nutrientes dissolvidos pode ser danoso para a fauna e flora aquática, além de permitir a eutrofização das águas (Seeliger,

2010). A presença de HAdV indica o impacto causado pela ausência de rede coletora e tratamento de esgoto adequados nas cidades que circundam as lagoas. Cerca de 80% das moradias na Bacia do Rio Tramandaí utilizam fossas, o município de Tramandaí trata menos de 30% do esgoto cloacal produzido na cidade e Imbé é completamente deficitária em coleta de esgoto (SNIS, 2011). O consumo e contato com a água contaminada podem causar desde infecções assintomáticas a infecções respiratórias, paralisia, meningite, miocardite, anomalia congênita do coração, hepatite infecciosa, infecção ocular e gastroenterites (Lenaerts, 2008), principalmente em crianças com menos de quatro anos, sendo tão prevalentes quanto os gastroenterites causadas por rotavírus.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados indicam o impacto ambiental nas lagunas estudadas, a partir do esgotamento doméstico, efluentes de pecuária ou ainda da acumulação de genomas adenovirais de origem silvestre. O sequenciamento das amostras se faz necessário para confirmar as espécies virais. A técnica de qPCR não permite inferir sobre a viabilidade das partículas virais encontradas, sendo necessário ensaios específicos, como isolamento viral em cultivo celular. O sequenciamento e ensaio de infecciosidade são perspectivas futuras para o trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BLANCH, A. R.; BELANCHE.-MUÑOZ., L.; BONJOCH, X.; EBDON, J.; GANTZER, C.; LUCENA, F.; OTTOSON, J.; KOURTIS, C.; IVERSEN, A.; KÜHN, I.; MOCÉ, L.; MUNIESA, M.; SCHWARTZBROD, J.; SKRABER, S.; PAPAGEORGIOU, G. T.; TAYLOR, H.; WALLIS, J.; JOFRE, J. Integrated Analysis of Established and Novel Microbial and Chemical Methods for Microbial Source Tracking. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 9, p. 5915-5926, 2006.

CLARKE, R. K., J. **O Atlas da Água**. 1ª ed. São Paulo: Publifolha, 2006. 128 ISBN 978-85-7402-621-3.

FEPAM. **Diretrizes Ambientais para o Desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte**. Cadernos de Planejamento e Gestão Ambiental: Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. 1: 90 p. 2000.

GRIFFIN, J. S.; PLUMMER, J. D.; LONG, S. C. Torque teno virus: an improved indicator for viral pathogens in drinking waters. **Virology Journal**, v. 5, n. 112, p. 1-6, 2008.
HARWOOD, V. J.; LEVINE, A. D.; SCOTT, T. M.; CHIVUKULA, V.; LUKASIK, J.; FARRAH, S. R.; ROSE, J. B. Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 6, p. 3163-3170, 2005.

HÖRMAN, A.; RIMHANEN-FINNE, R.; MAUNULA, L.; BONSDORFF, C.-H. V.; TORVELA, N.; HEIKINHEIMO, A.; HÄNNINEN, M.-L. *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., Noroviruses, and Indicator Organisms in Surface Water in Southwestern Finland, 2000-2001. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 1, p. 87-95, 2004.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2011.

JIANG, S. C.; CHU, W.; HE, J.-W. Seasonal Detection of Human Viruses and Coliphage in Newport Bay, California. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 20, p. 6468-6474, 2007.

KATAYAMA, H.; SHIMASAKI, A.; OHGAKI, S. Development of a Virus Concentration Method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 3, p. 1033-1039, 2002.

LENAERTS, L.; DE CLERCQ, E.; NAESENS, L. Clinical features and treatment of adenovirus infections. **Reviews in Medical Virology**, v. 18, n. 6, p. 357-374, 2008.

RIGOTTO, C.; VICTORIA, M.; MORESCO, V.; KOLESNIKOVAS, C. K.; CORRÊA, A. A.; SOUZA, D. S. M.; MIAGOSTOVICH, M. P.; SIMÕES, C. M. O.; BARARDI, C. R. M. Assessment of adenovirus, hepatitis A virus and rotavirus presence in environmental samples in Florianópolis, South Brazil. **Journal of Applied Microbiology**, v. 109, p. 1979-1987, 2010.

SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **O Estuário da Lagoa dos Patos. Um Século de Transformações**. SEELIGER, U. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande - FURG: 183 p. 2010.

SEMA. **Bacia Hidrográfica do Tramandaí** 2010.

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2009**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades 2011.

VECCHIA, A. D.; FLECK, J. D.; COMERLATO, J.; KLUGE, M.; BERGAMASCHI, B; SILVA, J. V. S.; LUZ, R. B.; TEIXEIRA, T. F.; GARBINATTO, G. N.; OLIVEIRA, D. V.; ZANIN, J. G.; VAN DER SAND, S.; FRAZZON, A. P. G.; FRANCO, A. C.; ROEHE, P. M.; SPILKI, F. R. First description of Adenovirus, Enterovirus, Rotavirus and Torque teno virus in water samples collected from the Arroio Dilúvio, Porto Alegre, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 1-7, 2012.

INFLUÊNCIA DO pH NA GERMINAÇÃO DE MEGÁSPOROS E NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DE *Regnellidium diphyllum* LINDMAN

Cristiane de Freitas Pfluck (Feevale)¹
Mara Betânia Brizola Cassanego (Feevale)²
Annette Droste (Feevale)³

Palavras-chave: Samambaia. Esporófito. Fatores abióticos. Marsileaceae.

1. INTRODUÇÃO

Regnellidium diphyllum é uma samambaia aquática, heterosporada, pertencente à família Marsileaceae, que cresce em ambientes de águas rasas ou áreas úmidas, frequentemente alterados pelas atividades agrícolas, como por exemplo, cultura de arroz irrigado (SCHULTZ, 1949; ALONSO-PAZ & BASSAGODA, 2002). O esporófito adulto de *R. diphyllum* possui caule rizomático preso à superfície do solo ou em fundo lodoso, pecíolos longos com folhas bilobadas. Em ambiente aquático, as lâminas foliares encontram-se flutuando ou sobre a superfície da água (SCHULTZ, 1949; ALONSO-PAZ e BASSAGODA, 2002).

A espécie apresenta distribuição restrita aos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina e em algumas localidades vizinhas, no Uruguai e na Argentina. Estudos realizados por Kieling-Rubio et al. (2010) relataram a ocorrência da espécie em algumas áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Atualmente, a espécie é apontada como vulnerável (SEMA, 2003).

As condições ambientais para o estabelecimento de *Regnellidium diphyllum* nos ecossistemas ainda são pouco estudadas. Avaliar os fatores ambientais que favorecem a germinação e o desenvolvimento da espécie é de extrema importância para assegurar sua sobrevivência nos ecossistemas aquáticos do sul do Brasil.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência do pH sobre a germinação e o desenvolvimento inicial de *Regnellidium diphyllum*.

¹ Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Mestranda em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista – CAPES (e-mail: c.f.pfluck@bol.com.br);

² Mestre em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Doutoranda em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale e Bolsista - CAPES/PROSUP;

³ Doutora em Genética e Biologia Molecular pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Docente e Pesquisadora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O maior obstáculo à conservação de samambaias é o desaparecimento de habitats ou microhabitats, a extração de espécies e a implantação de culturas agrícolas, principalmente nas áreas úmidas, que constituem o habitat natural de *Regnellidium diphyllum* (WUNDER, DROSTE e WINDISCH, 2009; CASSANEGO, DROSTE e WINDISCH, 2010). A sensibilidade de *Regnellidium diphyllum* a metais pesados (WUNDER, DROSTE e WINDISCH, 2009; KIELING-RUBIO, DROSTE e WINDISCH, 2010, CASSANEGO et al., 2013) e herbicidas (CASSANEGO, DROSTE e WINDISCH, 2010; DROSTE, CASSANEGO e WINDISCH, 2010) tem sido avaliada. No entanto, não existem trabalhos testando as condições abióticas ideais para a germinação e desenvolvimento da espécie, tais como, pH, fotoperíodo e temperatura, que podem contribuir para o entendimento das exigências e tolerâncias ecofisiológicas de *R. diphyllum*.

Estudos *in vitro* testando diferentes pHs têm demonstrado que este fator pode ser limitante para o desenvolvimento de algumas samambaias. Assim, podem apresentar variadas respostas, tanto na germinação quanto no seu desenvolvimento, quando submetidas a ambientes ácidos ou alcalinos. Vivian e Randi (2008) testaram os efeitos do pH, temperatura e intensidade luminosa sobre a germinação de esporos de *Polypodium lepidopteris* Langsd. & Fisch. Kunze (Polypodiaceae). Nester e Coolbaugh (1986) submeteram os esporos de *Anemia mexicana* Klotzsch. e *Anemia phyllitidis* (L.) Swartz (Anemiaceae) a testes de germinação em meio de cultura contendo ácido giberélico, em diferentes níveis de pH (3,5; 4; 5; 6; 7), em ambiente escuro e iluminado com luz branca fluorescente. Rechenmacher et al. (2010) avaliaram a germinação e o desenvolvimento gametofítico *in vitro* de *Cyathea atrovirens* Langsd. & Fisch. Domin (Cyatheaceae) sob diferentes condições de pH.

3. METODOLOGIA

Esporocarpos maduros foram obtidos de uma população de *Regnellidium diphyllum* no município de Gravataí (29°57'18"S, 51°1'52"W), Rio Grande do Sul. Quinze esporocarpos foram lavados em água corrente. Em câmara de fluxo laminar, os esporocarpos foram desinfestados com etanol 70% por 30 segundos, mantidos por dez minutos em uma solução de hipoclorito de sódio (7%, v/v), enxaguados em água destilada esterilizada e secos em papel de filtro esterilizado. Os esporocarpos foram rompidos mecanicamente e os megásporos separados dos micrósoros com auxílio de microscópio estereoscópico. Megásporos de diferentes esporocarpos foram misturados e germinados em solução de Meyer (MEYER, ANDERSON e SWANSON, 1955), com valores de pH ajustados em 4, 5, 6, 7 e 8, antes da esterilização em autoclave.

Em cada frasco de 4,5 x 10 cm contendo 30 ml de solução de Meyer com os diferentes pHs ajustados, foram colocados 15 megásporos. Foram feitas seis repetições para cada pH, totalizando 30 vidros. O experimento foi mantido em câmara de crescimento a $25 \pm 1^\circ\text{C}$, com fotoperíodo de 12 horas, sob luz fluorescente com irradiância nominal de $100\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (WUNDER, DROSTE e WINDISCH, 2009). Após 28 dias de cultivo *in vitro*, foram contados todos os megásporos germinados e medidas a raiz primária e as folhas primária e secundária de 18 indivíduos por pH. Os dados de germinação e desenvolvimento esporofítico foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk e à análise de variância (ANOVA) e diferenças entre médias foram verificadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. As análises foram realizadas usando o programa estatístico SPSS versão 20.

4. RESULTADOS

Nos meios de cultura com os diferentes valores de pH testados ocorreram diferenças significativas quanto à germinação dos megásporos de *Regnellidium diphyllum*. Nos pHs 5 e 6, foram observadas as maiores porcentagens de germinação (69 e 71%, respectivamente), não ocorrendo diferença estatística entre si, porém, diferindo significativamente das porcentagens de germinação nos pHs 4 e 7 (50 e 46%, respectivamente), que também não diferiram estatisticamente entre si. No pH 8, foi observada uma porcentagem intermediária de germinação (58%), que não diferiu significativamente, tanto das maiores como das menores porcentagens de germinação ($F=8,853$; $p<0,001$).

Em relação ao desenvolvimento esporofítico, foram observadas variações significativas no comprimento das estruturas das plântulas crescidas nos meios com diferentes pHs testados, após 28 dias de cultura. A raiz primária apresentou comprimento significativamente maior nos pHs 5 e 6 (7,2 e 6,9 mm, respectivamente) e menor comprimento no pH 8 (1,8 mm) ($F=41,209$; $p<0,001$). O comprimento da folha primária também foi estatisticamente superior nos pHs 5 e 6 (10,2 e 10,7 mm, respectivamente), sendo observado menor comprimento desta estrutura nos pHs 7 e 8 (6,7 e 7,7 mm, respectivamente) ($F=14,766$; $p<0,001$). A folha secundária apresentou maior comprimento nos pHs 4, 5 e 6 (11,8; 13,3 e 14,2 mm, respectivamente), diferindo significativamente em relação ao comprimento das folhas secundárias das plântulas crescidas nos pHs 7 e 8, que apresentaram menor comprimento (7,4 e 7,0 mm, respectivamente) ($F=20,200$; $p<0,001$).

A maioria dos megásporos germinados nos diferentes pHs apresentou esporófitos desenvolvidos, constituídos por uma raiz primária, uma folha primordial com lâmina linear e duas ou mais folhas secundárias com dois folíolos opostos. No entanto, no pH 8, além do menor

crescimento dos esporófitos, também foram observadas clorose nas lâminas foliares e necrose nas raízes.

5. DISCUSSÃO

O presente estudo configura o primeiro registro bibliográfico sobre a influência de diferentes condições de pH sobre a germinação e o desenvolvimento esporofítico inicial de *Regnellidium diphyllum*. Em estudos anteriores de avaliação *in vitro* da influência de poluentes sobre a espécie, em pH 5,5 e 6,0, foram verificadas porcentagens de germinação e comprimentos de estruturas esporofíticas comparáveis aos dados do presente estudo (WUNDER, DROSTE e WINDISCH, 2009; KIELING-RUBIO, DROSTE e WINDISCH, 2010; CASSANEGO, DROSTE e WINDISCH, 2010; DROSTE, CASSANEGO e WINDISCH, 2010; CASSANEGO et al., 2013).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação das condições abióticas em testes experimentais é importante, considerando que permite estabelecer parâmetros abióticos ideais para o desenvolvimento das plantas de *Regnellidium diphyllum*. Os resultados obtidos apontaram os valores de pH de 5 e 6 como ideais para o estabelecimento da espécie em uma determinada área. Ambientes com valores de pH menores ou maiores podem comprometer a sobrevivência de populações no habitat natural. Estudos adicionais são necessários testando outros fatores abióticos como temperatura e fotoperíodo para identificar condições ótimas ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie.

REFERÊNCIAS

- ALONSO-PAZ, E.; BASSAGODA, M. J. Revisión de las Marsileaceae del Uruguay y primera cita de *Pilularia americana* A. Braun. **Comunicaciones Botánicas – Museos Nacionales de Historia Natural y Antropología**, n. 125, p. 1-8, 2002.
- CASSANEGO, M. B. B.; DROSTE, A.; WINDISCH, P. G. Effects of 2,4-D on the germination of megaspores and initial development of *Regnellidium diphyllum* Lindman (Monilophyta, Marsileaceae). **Brazilian Journal of Biology**, n. 70, v. 2, p. 361-366, 2010.
- CASSANEGO, M. B. B.; GOLDONI, A.; HELDT, F. H., OSÓRIO, D. M. M.; WINDISCH, P. G.; DROSTE, A. Germination and sporophytic development of *Regnellidium diphyllum* Lindm. (Marsileaceae) in the presence of copper. **Acta Botanica Brasilica**, vol. 27, no.1, p. 26-30, 2013.
- DROSTE, A.; CASSANEGO, M. B. B.; WINDISCH, P. G. Germination and sporophytic development of *Regnellidium diphyllum* Lindm. (Marsileaceae) in the presence of a glyphosate-based herbicide. **Revista Brasileira de Biociências**, n. 8, v. 2, p. 174-178, 2010.
- KIELING-RUBIO, M. A.; DROSTE, A.; WINDISCH, P. G. Germination and sporophytic development of *Regnellidium diphyllum* Lindman (Marsileaceae) in the presence of hexavalent chromium. **Brazilian Journal of Biology**, n. 70, v. 4, p. 1149-1153, 2010.
- KIELING-RUBIO, M. A.; DROSTE, A.; WINDISCH, P. G. Effects of nickel on the fern *Regnellidium diphyllum* Lindm. (Marsileaceae). **Brazilian Journal of Biology**, vol. 72, no. 4, p. 807-811, 2012.
- MEYER, B. S.; ANDERSON, D. B.; SWANSON, C. A. **Laboratory Plant Physiology**. New York: Van Nostrand. 168 p, 1955.
- NESTER, J.E., COOLBAUGH, R.C. Factors influencing spore germination and early gametophyte development in *Anemia Mexicana* and *Anemia phyllitidis*. **Plant Physiol.** (1986) 82, 230-235. 1986.
- RECHENMACHER, C., SCHMITT, J.L., DROSTE, A. Spore germination and gametophyte development of *Cyathea atrovirens* (Langsd. & Fisch.) Domin (Cyatheaceae) under different pH conditions. **Braz. J. Biol.**, vol.70, no.4 supl.0, 2010.
- SCHULTZ, A. R. Contribuições ao conhecimento de *Regnellidium diphyllum* Lindman. **Lilloa**, n. XVII, p. 139-144, 1949.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SEMA. Espécies da flora ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente, Porto Alegre. 2003.
- VIVIAN, D., RANDI, A.M. Effects of pH, temperature and light intensity on spore germination and growth analysis of young sporophytes of *Polypodium lepidopteris* (Pteridophyta-Polypodiaceae). **Rodriguésia**, v.59 (4), p. 751-760, 2008.
- WUNDER, D. A.; DROSTE, A.; WINDISCH, P. G. Megaspore germination and initial development of *Regnellidium diphyllum* Lindman (Pteridophyta, Marsileaceae) sporophytes in the presence of cadmium. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 31, p. 177-181, 2009.

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS: PRINCIPAIS IMPACTOS ANTRÓPICOS

Fabian Viegas¹, Angélica Goldoni², Rodrigo Staggemeier², Thaís Dalzochio², Virgílio José Strasburg³ e José Galizia Tundisi⁴

Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental – Universidade Feevale

Palavras-chave: Rio dos Sinos. Impactos. Poluição.

INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, é uma das áreas com maior potencial econômico e industrial da região sul do país e caracteriza-se pela crescente urbanização e industrialização. A carga excessiva de poluentes orgânicos e inorgânicos que o Rio dos Sinos recebe já provocou, nos últimos anos, drásticas mortandades de peixes, evidenciando o estado de poluição das águas do rio e a necessidade urgente de uma caracterização das principais fontes geradoras de impactos ambientais nesta bacia. Neste sentido, o objetivo do presente trabalho é realizar, através de revisão bibliográfica, a determinação e caracterização dos principais impactos antrópicos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, bem como verificar as possíveis consequências decorrentes desta ação humana.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos está localizada na região leste do estado do Rio Grande do Sul, fazendo parte da região hidrográfica do Guaíba. A bacia possui uma área de aproximadamente 3.800 km², incluindo 32 municípios. O Rio dos Sinos é o principal rio da bacia, sendo considerado um dos principais rios do estado, com uma extensão de 190 km. A sua nascente está localizada no município de Caraá, aproximadamente a 900 metros acima do nível do mar, sendo que seus principais formadores são os rios Rolante e Panhana, além de diversos arroios. O rio termina quando alcança a foz do Jacuí, a 12 metros acima do nível do mar (Figueiredo *et al.*, 2010).

A bacia é dividida em três trechos: superior, médio e inferior. Na porção superior predomina a paisagem rural, com centros urbanos de pequeno porte. Na porção média,

¹ Mestre em Ciência da Computação pela PUCRS.

² Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale.

³ Mestre em Saúde Coletiva pela Ulbra.

⁴ Doutor pela USP. Professor titular do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental

encontra-se uma zona de transição entre os ambientes rural e urbano, enquanto que no trecho inferior, há predominância de ambientes urbanos, com densa ocupação populacional e concentração industrial (Comitesinos, 2013).

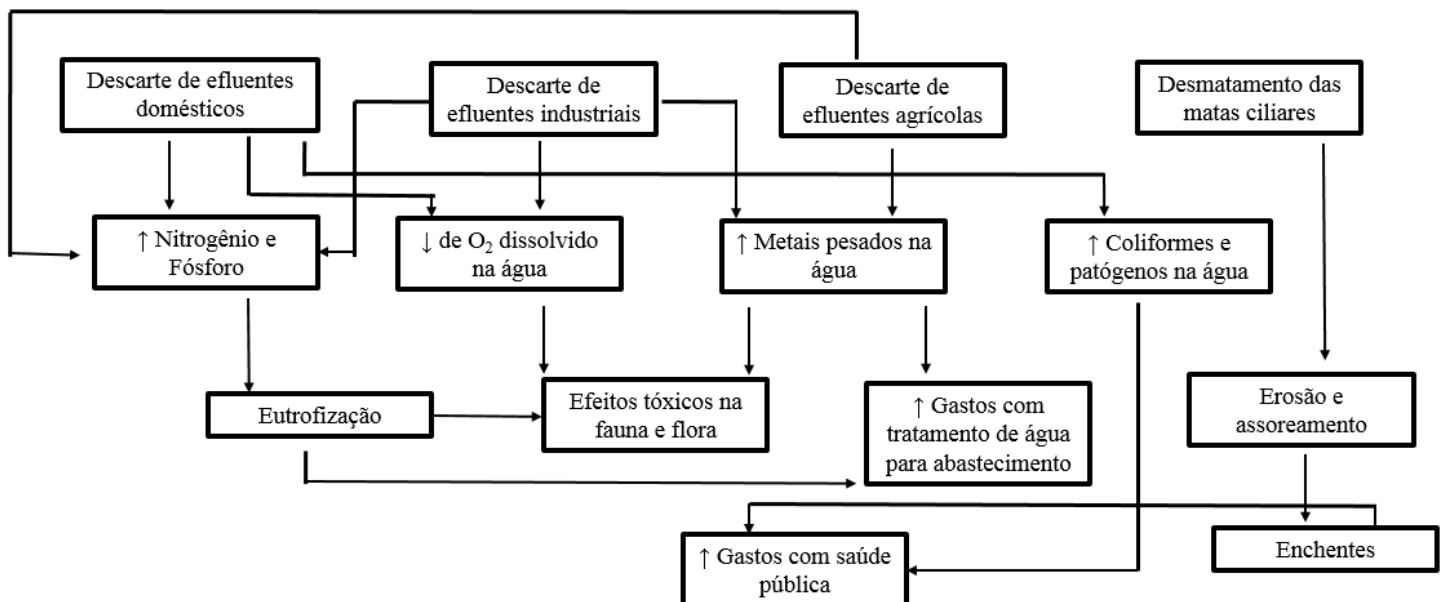
Levando em consideração o fato de que esta bacia hidrográfica possui o maior parque industrial do sul do Brasil e uma das maiores densidades populacionais em seu trecho inferior, o objetivo do presente trabalho é determinar e caracterizar os principais impactos antrópicos da região através de uma revisão da literatura.

METODOLOGIA

Para esse trabalho, foi realizada uma revisão bibliográfica, a fim de determinar e caracterizar os principais impactos antrópicos. Foram consultados artigos publicados em periódicos científicos, dissertações e teses, bem como dados fornecidos por entidades públicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esquema abaixo apresenta os principais impactos antrópicos detectados na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, bem como suas possíveis consequências.



Dentre os principais impactos antrópicos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, está o descarte de esgoto doméstico urbano e rural, acompanhado pela poluição industrial, drenagem pluvial urbana, lixívias de aterros sanitários e lixões mal acondicionados,

dessedentação de animais e presença de agrotóxicos provenientes da agricultura. Além disso, há intenso processo de erosão causado principalmente pelo desmatamento e substituição da vegetação nativa das matas ao longo do rio por eucaliptos (Lanna & Pereira, 1996; Hupffer *et al.*, 2013). Os principais cursos d'água da bacia são utilizados como meio de diluição e afastamento dos despejos líquidos domésticos, industriais, rurais e também de eventuais lixívias de lixões ou de aterros sanitários mal implantados, o que se traduz nas más condições da qualidade da água.

No trecho superior, onde a densidade populacional é baixa e as atividades são principalmente de cunho rural, a agricultura representa a principal fonte de poluição, onde existe intensa cultura do arroz. Nesta região, além da água ser destinada ao abastecimento da população, ela também é utilizada para a irrigação do arroz no verão e em menor parte, para pequenas propriedades de criação animal. A atividade agrícola de dessedentação animal realiza os maiores lançamentos de DBO, nitrogênio total e fósforo total; as fontes difusas rurais são responsáveis pela maior carga de sólidos totais. Essas fontes também são representadas pelos agrotóxicos provenientes de vários locais ao longo da bacia, que são difíceis de serem detectados e controlados, e representam um grande desafio aos órgãos ambientais na fiscalização da poluição hídrica (Magna, 1996).

No trecho médio, a densidade populacional é maior do que no trecho superior, onde existem atividades rurais e industriais. Nessa região, encontra-se um dos principais afluentes do Rio Sinos - o Rio Paranhana, que recebe transposição de águas do Rio Caí (através do sistema Salto-Bugres-Canastra). Este fato deve ser considerado, visto que o Rio Caí recebe esgoto não tratado de cidades turísticas como Gramado e Canela, e também de grandes centros urbanos, como Caxias do Sul. Os esgotos domésticos urbanos estabelecem os maiores lançamentos de coliformes fecais, vírus, protozoários, entre outros microrganismos (Magna, 1996).

No trecho inferior, caracterizado por intensa urbanização e falta de infraestrutura, altos níveis de coliformes fecais foram encontrados em águas superficiais analisadas provenientes desse trecho, onde há uma queda da qualidade da água, associada à poluição hídrica por esgotos domésticos não tratados (Blume *et al.*, 2010). Nesse trecho, o rio recebe grandes quantidades de efluentes industriais, dada a alta concentração de indústrias nessa área (FEPAM, 2009). No que tange aos setores industriais da região, a produção é diversificada: calçadista, curtume, metalúrgica, petroquímica e madeireira (Blume *et al.*, 2010).

A presença de metais na água também tem sido avaliada na bacia e, segundo Hatje *et al.* (1998), aproximadamente 35 toneladas de metais pesados (Cu, Zn, Cr, Cd e Pb) são

liberadas no Rio dos Sinos anualmente, sendo resultados de atividades humanas. Os metais ainda podem ser provenientes de impurezas de fertilizantes, pesticidas e do esgoto (Malhat, 2011), visto que no trecho superior existe uma atividade agrícola intensa (Weber *et al.*, 2013).

Quanto ao uso dos solos ao longo da bacia hidrográfica, destaca-se o uso expressivo na área de pastagens (55,8%) e na porção inferior da bacia (área industrial), predomina a produção de bens de consumo não duráveis (couro e calçado). A área concentra 28,47% dos estabelecimentos industriais totais, sendo 35,44% de bens de consumo e 23,01% de bens de produção (Pereira, 1996).

De acordo com o Comitês, em relação aos aspectos de saneamento básico, 93% dos domicílios urbanos e 76% dos domicílios rurais são servidos por sistemas de abastecimento público. No entanto, com relação ao esgoto sanitário, 72% da população dispõem de soluções locais precárias, 25% a nenhum tipo de esgoto e, apenas 3% associa-se a sistemas completos, o que contribui para a poluição da água da bacia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A melhora da qualidade da água da bacia requer várias ações, incluindo o planejamento urbano com metas de preservação ambiental e políticas públicas voltadas para o gerenciamento dos recursos da bacia. A implementação de sistemas de coleta, transporte e tratamento de esgotos, focando em áreas urbanas localizadas nos trechos médio e inferior do rio é uma medida importante para a preservação desse recurso hídrico. O presente trabalho representa uma análise inicial dos principais impactos antrópicos da região. Intenciona-se, em um cenário futuro, realizar uma avaliação com aspectos quantitativos referentes aos impactos da ação humana sobre a Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

REFERÊNCIAS

- BLUME, K.K., MACEDO, J.C., MENEGUZZI, A., SILVA, L.B., QUEVEDO, D.M. & RODRIGUES, M.A.S., 2010. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 70 (4), 1185-1193.
- COMITESINOS, Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: http://www.comitesinos.com.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=25&Itemid=39. Acesso em 29 jun. 2013.
- FIGUEIREDO, J. A. S., DRUMM, E., RODRIGUES, M. A. S. & SPILKI, F. R. 2010. The Rio dos Sinos Watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, 70 (4), 1131-1136.
- HATJE, V., BIDONE, E.D. & MADDOCK, J.L., 1998. Estimation of the natural and anthropogenic components of heavy metal fluxes in fresh water Sinos River, Rio Grande do Sul State, South Brazil. **Environmental Technology** 19, 483-487.
- HUPFFER, H., FIGUEIREDO, J.A.S. & TUNDISI, J.G., 2013. Pagamento por serviços ambientais: incentivos para a proteção dos recursos hídricos e restauração da mata ciliar. Porto Alegre: Entremeios, 220p.
- LANNA, A. E. & PEREIRA, J. S. 1996. Simulação da cobrança pelo uso da água na bacia do rio dos Sinos. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL., 3, 1996, Gramado. Anais. [S. l.] ABES:ANDIS. v.1, p. 78.
- MAGNA ENGENHARIA LTDA. 1996. Diagnóstico dos usos e disponibilidade de água na bacia. In: __. Simulação de uma proposta de gerenciamento dos recursos hídricos na bacia do rio dos Sinos, RS: Relatório. Porto Alegre. v. 1, 2, 3 e 4.
- MALHAT, F., 2011. Distribution of heavy metals residues in fish from the River Nile tributaries in Egypt. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** 83, 163-165.
- PEREIRA, J. S. 1996. Análise de critérios de outorga e de cobrança pelo uso da água na bacia do rio dos sinos, RS. Porto Alegre: Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 110f.
- WEBER, P., BEHR, E.R., KNORR, C.L., VENDRUSCOLO, D.S., FLORES, E.M.M., DRESSLER, V.L. & BALDISSEROTTO, B., 2013. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. **Microchemical Journal** 106, 61-66.

EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE SAMAMBAIAS EPIFÍTICAS EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA DO SUL DO BRASIL.

Vinícius Leão da Silva – FEEVALE¹

Jairo Lizandro Schmitt – FEEVALE²

Palavras chave: Fragmentação. Composição Florística. Floresta Atlântica.

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Floresta Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, que originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira, penetrando até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina em sua porção sul. No passado cobria mais de 1,5 milhões de km² com 92% desta área no Brasil (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2009). Nas últimas décadas, fatores como perda e a fragmentação de habitats alteraram a maior parte da Floresta Atlântica, levando a extinção local de muitas espécies (LAGOS e MULLER, 2007) e a redução de sua área original a menos de 100.000 km² (cerca de 7%) (TABARELLI et al., 2005).

Aproximadamente 3.300 espécies de epífitos ocorrem na Floresta Atlântica (KERSTEN, 2010), representando mais de 50% das espécies vegetais em algumas formações florestais dos neotrópicos (KERSTEN & SILVA, 2005). Os epífitos são um importante componente da diversidade biológica devido a sua riqueza, capacidade de formar abrigos para animais (BATAGHIN, 2010), associados a processos ecológicos intrínsecos. São considerados indicadores de biodiversidade devido a sua vulnerabilidade, o monitoramento dessas plantas permite avaliar os efeitos da perturbação das formações florestais (TURNER *et al.*, 1994; HICKEY, 1994; HIETZ, 1999).

Dentre as fitofisionomias da Floresta Atlântica, destaca-se uma formação, cuja espécie predominante é a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, denominada floresta ombrófila mista. Essa floresta é um tipo de vegetação com ocorrência praticamente restrita a região sul do Brasil. Extremamente fragmentada, sua área de distribuição está condicionada a menos de 5% da sua superfície original (MMA/SBF, 2002).

As samambaias formam um importante grupo de plantas vasculares sem sementes e estão constituídas por aproximadamente 9.000 espécies no globo (SMITH *et al.*, 2006).

¹ Biólogo, mestrando em Qualidade Ambiental, bolsista CAPES

² Doutor em Botânica, Professor do PPG em Qualidade Ambiental.

Desse total, aproximadamente 3.500 encontram-se na região neotropical, sendo essa considerada uma das mais ricas (MORAN, 2008). Para o território brasileiro são descritas 1.081 espécies de samambaias, e no estado do Rio Grande do Sul 315 espécies (PRADO e SYLVESTRE, 2013). A Floresta Atlântica abriga uma parte significativa das samambaias endêmicas do Brasil, além de ser o bioma mais rico em plantas vasculares sem sementes (FORZZA *et al.*, 2012).

Fragmentação de habitat, causada principalmente pela ação humana é uma das maiores ameaças em ecossistemas terrestres (REID e MILLER, 1989), o que eleva áreas de borda em remanescentes florestais. Ela altera a dinâmica e estrutura entre as populações e comunidades locais (FAHRIG, 2003), posteriormente, causando extinção de algumas espécies (MURCIA, 1995).

A fragmentação é definida como um processo no qual uma grande extensão do habitat natural é transformada em uma série de pequenas manchas de área menor, isoladas uma das outras por uma matriz diferente da original (WILCOVE, MCLELLAN e DOBSON, 1986; FAHRIG, 2003). Em função disso ocorre o aumento de áreas borda nos remanescentes ocasionando importantes mudanças nas propriedades ecológicas (FAHRIG, 2003; JUNIOR e LAROCCA, 2009).

O micro-habitat numa borda é diferente ao interior dos remanescentes, sendo que alguns dos efeitos mais evidentes estão intimamente ligados ao aumento da luminosidade e da temperatura, baixa umidade e aumento da incidência dos ventos (KAPOS, 1989). A incidência luminosa e dos ventos é mais elevada nas bordas florestais, pois, os obstáculos naturais formados por árvores adjacentes são suprimidos (SILVA, GANADE e BACKES, 2010). Dentre estes fatores, a incidência luminosa é a mais decisiva, pois está intimamente ligada com a umidade e temperatura (MURCIA, 1995). O objetivo deste estudo foi analisar o efeito de borda sobre uma comunidade de samambaias epifíticas em fragmento de floresta ombrófila mista, pertencente ao domínio da Floresta Atlântica.

METODOLOGIA

Área de estudo: O trabalho foi desenvolvido na FLONA (Floresta Nacional) de São Francisco de Paula que cobre uma área de 1.606,60 hectares (SILVA, GANADE e BACKES, 2010). O clima é do tipo Cfb (KÖEPPEN, 1948), sendo que as médias de temperatura e precipitação pluviométrica são de 14,1 °C e 2.468 mm, respectivamente com altitude média de 912m. O fragmento compreende uma área de floresta ombrófila mista (29°26'48''S e 50°22'47''), que apresenta uma borda lindeira com uma propriedade rural externa a FLONA, denominada Cravina.

Demarcação das unidades amostrais: Numa extensão de 250 metros de borda foram marcados 25 pontos distantes 10 metros entre si, dos quais foram sorteados 12 deles. Em cada ponto sorteado, foi

demarcada uma parcela de 10x10m distante cinco metros da borda do fragmento florestal. Paralelamente a borda, foi alocada a uma distância de 100m, outra unidade amostral de mesmo tamanho. Desta forma, foram analisadas 12 parcelas na borda e 12 no interior.

Seleção dos forófitos: Em cada parcela, foram analisadas todas as árvores com DAP \geq 10cm até altura de quatro metros. Cada árvore foi dividida em quatro intervalos de um metro. Em cada intervalo foi considerada a presença ou a ausência de espécies de samambaias epifíticas. Para cada espécie foi atribuída uma nota de cobertura por intervalo igual a 1, 3, 5, 7 ou 10 (KERSTEN, 2006).

Inventário florístico: foi realizado por meio da observação direta das plantas nos forófitos. Os espécimes foram coletados conforme Windisch (1992) e o sistema de classificação adotado foi o de Smith *et al.* (2006; 2008).

Variáveis microclimáticas: Foram coletados na borda e no interior do fragmento dados relativos à: temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento, no verão e no mesmo dia para que não houvesse discrepâncias climatológicas. A coleta de dados foi realizada por 12 horas, com intervalo de uma hora (das 6h às 18h), utilizando um Termo-higro-anemômetro (Instruterm-Thal- 300, modelo 0211).

A medida indireta da luz foi obtida por meio do grau de abertura de dossel e determinado a partir de fotos hemisféricas na borda e no interior do sítio no centro de cada parcela. O grau de abertura foi obtido com câmera fotográfica Sony modelo H5 acoplada à lente olho de peixe Raynox Digital modelo DCR-CF 85 Pro. A câmera foi nivelada e posicionada para o norte a um metro do solo. Para a obtenção do percentual de abertura de dossel, as imagens foram analisadas no programa GAP Light Analyzer, versão 2.0 (FRAZER, CANHAM e LERTZMAN, 1999).

Análise de dados: Para as análises estatísticas dos dados utilizou-se o programa Biostat 5.0 onde a normalidade dos dados foi verificada por meio do teste Shapiro-Wilk. Como as hipóteses de normalidade não foram satisfeitas, os dados foram analisados pelo teste não paramétrico Mann-Whitney, a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram inventariadas 10 espécies distribuídas em quatro famílias. Considerando borda e interior, a família mais representativa foi Polypodiaceae com seis espécies, seguida por Aspleniaceae (duas espécies). As famílias Blechnaceae e Pteridaceae, apresentaram apenas uma espécie cada. As espécies *Asplenium scandicinum* Kaulf. e *A. sellowianum* (Hieron.) Hieron. *Vittaria lineata* (L.) Sm. foram exclusivas de interior sendo que *Pleopeltis hirsutissima* (Raddi) de la Sota e *Microgramma squamulosa* (Kaulf.) de la Sota de borda. O mesmo padrão de maior riqueza

específica também foi encontrado por Schneider e Schmitt (2011) para a família Polypodiaceae.

Avaliando riqueza por forófito, nota de cobertura e temperatura entre borda e interior do sítio, constatou-se que não houve diferença estatística significativa, ao contrário do grau de abertura de dossel da umidade relativa e da velocidade do vento que foram diferentes estatisticamente (Tab.1). A riqueza total também foi similar entre borda (7 espécies) e interior (8 espécies), porém a composição foi diferente, sendo que cinco espécies foram compartilhadas.

Tabela 1. Comparação entre borda e interior do sítio Cravina: valores médios \pm e desvio padrão (Méd. \pm DP) e máximos (Máx.); riqueza por forófitos de samambaias epifíticas (S), notas de cobertura (NC), grau de abertura de dossel (AD), temperatura (T), umidade relativa do ar (UR) e velocidade do vento (VV) nas parcelas da borda e interior floresta. BoCra: Borda Cravina; InCra: Interior Cravina.

Parâmetros	<u>BoCra</u>	<u>InCra</u>	U	P
	Méd. \pm DP	Méd. \pm DP		
S	0,192 \pm 0,43	0,224 \pm 0,54	3095	0,9791
NC	6 \pm 4,69	7,25 \pm 6,20	24	0,6434
AD	18,83 \pm 2,28	12,33 \pm 4,51	14	0,0008
T	22,83 \pm 2,20	22,08 \pm 4,50	54,5	0,3123
UR	62,75 \pm 8,05	71,41 \pm 4,39	26	0,0079
VV	4,16 \pm 3,73	0,83 \pm 0,93	19	0,0022

U: Teste de Mann-Whitney

P: Significância em nível de 5%

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da riqueza total e média da borda e do interior, ter sido semelhante, houve diferenças na composição florística. Considerando que no interior a intensidade do vento foi menor, a umidade do ar foi maior e o dossel da floresta mais fechado era esperado que a riqueza média e cobertura de epífitos fosse mais elevada. Apesar de autores sugerirem que os efeitos de borda podem ser percebidos a distâncias de 10-20m (KESSEEN e RENHORN, 1998) existem outros que citam 500m de influência (LAURANCE, 1991). Nossos dados sugerem que a comunidade de samambaias epifíticas continua sob efeito de borda, ainda a uma distância de 100m em direção ao interior do fragmento estudado.

REFERÊNCIAS

BATAGHIN, F. A.; BARROS, F.; PIRES, J. S. R. Distribuição da comunidade de epífitas vasculares em sítios sob diferentes graus de perturbação na Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 3, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews in Ecology and Systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003.

FORZZA, R. C.; BAUMBRATZ, J. F. A.; BICUDO, C. E. M.; CANHOS, D. A. L.; CARVALHO JUNIOR, A. A.; COELHO, M. A. N.; COSTA, A. F.; COSTA, D. P.; HOPKINS, M. G.; LEITMAN, P. M.; LOHMANN, L. G.; LUGHADHA, E. N.; MAIA, L. C.; MARTINELLI, G.; MENEZES, M.; MORIM, M. P.; PEIXOTO, A. L.; PIRANI, J. R.; PRADO, J.; QUEIROZ, L. P.; SOUZA, S.; SOUZA, V. C.; STEHMANN, J. R.; SYLVESTRE, L. S.; WALTER, B. M. T. & ZAPPI, D. C. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. **BioScience**, v. 62, p. 39 - 45. 2012.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from truecolour fisheye photographs, user manual and program documentation. New York: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, 1999, 36 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2005–2008**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, threats, and outlook. Washington D.C.: Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, 2003. p. 3-11.

HICKEY, J. E. A Floristic Comparison of Vascular Species in Tasmanian Oldgrowth Mixed Forest With Regeneration Resulting From Logging and Wildfire. **Australian Journal of Botany**, v. 42, p. 383–404. 1994.

HIETZ, P. 1999. **Diversity and conservation of epiphytes in a changing environment**: Pure and Applied Chemistry. Disponível em :< <http://old.iupac.org/symposia/proceedings/phuket97/hietz.html>>. Acesso em: 31 de junho de 2013.

JUNIOR, M. K. F.; LAROCCA, J. F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R. et al. (Eds.), **Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Ribeirão Preto: Holos, p. 243-252, 2009.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 173-185. 1989.

KERSTEN, R. A. Epífitos vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. **Hoehnea**, v. 37 n. 1, p. 9-38. 2010.

KERSTEN, R. A. Métodos de estudo quantitativo da flora epifítica. Pp. 331-335. In: MARIATH, J.E. de A. & SANTOS, R.P. dos. **Os Avanços da Botânica no Início do Século XXI: Conferências, Plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica**. Porto Alegre, Sociedade Botânica do Brasil. Congresso Nacional de Botânica, 57º. Porto Alegre, RS. 2006.

KERSTEN, R.A. & SILVA, S.M. Forística e estrutura de comunidades de epífitas vasculares da planície litorânea. In: M.C.M. Marques & R.M. Britez (orgs.). **História natural e conservação da Ilha do Mel**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2005.

KESSEEN, P. & RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology** 12:1307-1317. 1998.

KÖEPPEN, W. 1948. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

LAGOS, A. R. e MULLER, B. L. A. Hotspot brasileiro – Mata Atlântica. **Saúde & ambiente em revista**, n. 2, v. 2, p. 35-45, 2007.

LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design

of nature reserves. **Biological Conservation**. 57:205-219. 1991.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) & SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS (SBF). 2002. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF. 404p.

MORAN, R. C. Diversity, Biogeography and Floristics. In: RANKER, T. A.; HAUFER, C.H. (Eds.), **Biology and evolution of ferns and lycophytes**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 367-394. 2008.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

PRADO, J.; SYLVESTRE, L. **Samambaias e Licófitas** in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2013. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do>. Acesso em: 31 de junho de 2013.

REID, W. V.; MILLER, K. R.; **Keeping options alive**. The scientific basis for conserving biodiversity. 1989. 128 p.

SCHNEIDER, P. H.; SCHMITT, J. L. Composition, community structure and vertical distribution of epiphytic ferns on *Alsophila setosa* Kaulf., in a Semideciduous Seasonal Forest, Morro Reuter, RS, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 557-565, 2011.

SILVA, M. M, GANADE, G.; BACKES, A. Regeneração natural em um remanescente de floresta ombrófila mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânica**, n. 61, 2010.

SMITH, A. et al. A classification of extant ferns. **Taxon**, n. 55, v. 3, p. 705-731, 2006.

SMITH, A. R. et al. Fern Classification. 417-467. In: Ranker, T. A. & Haufler, C. H. (Eds.). **The**

Biology and Evolution of ferns and Lycophytes. Cambridge: University Press, 2008.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da mata atlântica brasileira. **Megadiversidade**, n. 1, v. 1, p. 132-138, 2005.

TURNER, I. M.; TAN, H. T. W.; WEE, Y. C.; BIN IBRAHIM A.; CHEW P. T. & CORLETT R. T. A study of plant species extinction in Singapore: Lessons of the conservation of tropical biodiversity. **Conservation Biology**, v. 8, n. 3, p. 705-712. 1994.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology**. Sunderland: Sinauer, 1986, p. 237-56.

WINDISCH, P. G. Pteridófitas da região norte-ocidental do Estado de São Paulo: **Guia para estudo e excursões**. 2.ed. São José do Rio Preto: UNESP, 1992, 110 p.

ANÁLISE DA CITOTOXICIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO DOS SINOS, RS, BRASIL

Eloisa Bianchi¹ Gustavo Lessing² Lauren Trintinaglia³ Luciano Basso da Silva^{4*} Ana Luiza Ziukoskli⁵ Fernando Rosado Spilki⁶
Universidade Feevale

Palavras-chave: Diagnóstico Ambiental. Citotoxicidade. Linhagem Celular. MTT.VN.

INTRODUÇÃO

O Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil, ocupa a quarta posição no ranking de poluição do país. Esta poluição é originada de várias fontes, naturais e/ou antropogênicas, como dejetos agrícolas/pecuária, dejetos industriais e domésticos. Dentro deste contexto de deterioração do ambiente, o monitoramento ambiental realizado em grandes centros urbanos vem fornecendo informações que auxiliam, na avaliação do ambiente aquático (qualidade da água, do sedimento e dos animais que o habitam), as quais possibilitam a tomada de decisões que visam mitigar os riscos gerados, como o tratamento de esgotos.

Geralmente, o monitoramento da qualidade da água é realizado através de análise físico-química, entretanto, considerando que esta metodologia apenas identifica e quantifica as substâncias tóxicas, de acordo com a legislação em vigor do país, ela não é capaz de estimar os efeitos do risco ambiental que alguns poluentes podem causar nos organismos. Entre as metodologias alternativas de monitoramento ambiental, o uso de linhagens celulares, em ensaios de citotoxicidade contribuem para o diagnóstico ambiental, por apresentar fácil manipulação, boa reprodutibilidade e sensibilidade quando expostos a agentes químicos e físicos.

Considerando a escassez de informações e o cenário de contaminação ambiental da água da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS), o objetivo do presente trabalho foi analisar os efeitos tóxicos, de amostras de água de superfície coletadas ao longo da bacia, através de ensaios de citotoxicidade, em células vero.

¹Mestre em Medicina Veterinária Preventiva, graduada em Medicina Veterinária/UFSM, doutoranda do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, bolsista CAPES-PROSUP.

²Graduando em Biomedicina/Feevale, bolsista de iniciação científica.

³Graduando em Biomedicina/Feevale, bolsista de iniciação científica.

^{4*}Professor doutor do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, mestre em Biotecnologia Molecular, graduado em Ciências Biológicas/UFRGS. *e-mail: lucianosilva@feevale.br.

⁵Professor doutor do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, mestre em Ciências Biológicas, graduado em Ciências Farmacêuticas/UFRGS.

⁶Professor doutor do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, mestre em Ciências Veterinárias, graduado em Medicina Veterinária/UFRGS.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A BHRS está localizada no nordeste do estado do RS, e estende-se ao longo de aproximadamente 3.800 km², abrangendo 32 municípios que compõe um dos centros industriais mais importantes do país. O Rio dos Sinos é o principal rio da bacia e também um dos rios mais importantes do RS, responsável pelo fornecimento de água potável para 1.350 mil pessoas (Fepam, 2009).

Esta bacia é dividida em três secções: superior, médio e inferior (FEPAM, 2009) e apresenta um quadro de deterioração da qualidade da água, especialmente em municípios localizados na parte inferior da bacia (Comitesinos, 2011). Spilki e Tundisi (2010) relataram esta degradação ambiental ocorre devido, a uma série de impactos recorrentes ao longo dos anos, logo consequente de um processo de desenvolvimento econômico, e de uma intensa urbanização que ocorreu sem nenhuma preocupação com a conservação ambiental.

A deposição das cargas poluidoras (dejetos industriais, agrícolas e domésticos), na água conduz à formação e acumulação de misturas complexas, com potencial tóxico e genotóxico. Para a maioria das diferentes substâncias químicas (medicamentos, alimentos, plásticos, detergentes, tintas, solventes, agrotóxicos e cosméticos), é desconhecido os efeitos tóxicos que podem causar aos seres vivos, sendo que apenas, uma pequena parcela de 7% possui algum tipo de avaliação toxicológica quanto aos seus efeitos (Grisolia, 2005).

Embora, alguns trabalhos têm demonstrado que, ainda assim, muitos contaminantes permanecem intactos ou geram espécies químicas intermediárias que são capazes de gerar danos a várias estruturas celulares, como membrana plasmática, mitocôndrias, lisossomas e ao próprio DNA (Ohe et al., 2004).

Os testes de citotoxicidade são amplamente aplicados na toxicologia *in vitro*, e consistem em expor a amostra teste direta ou indiretamente em contato com uma cultura de células, verificando assim alterações celulares por distintos mecanismos (Freshney, 2005; Khatibisepehr et al., 2011; Rogero et al., 2003). Dentre os ensaios mais aplicados destacam-se o de viabilidade lisossomal (VN) e viabilidade mitocondrial (MTT) (Fotakis e Timbrell, 2006). A obtenção de dados significativos indica que os ensaios de citotoxicidade em cultura celular podem ser aplicados para a avaliação do potencial tóxico das amostras ambientais (Rocha et al., 2010).

METODOLOGIA

A coleta das amostras de água foi realizada no mês de setembro de 2012, em quatro pontos localizados dentro das Estações de Tratamento de água distribuídos, ao longo da BHRS, sendo eles: Santo Antônio da Patrulha (29°48'9.96"S/50°30'8.38"W), Parobé (29°36'8.51"S/50°49'0.56"W), Campo Bom (29°41'0.13"S/ 51° 2'3.82"W) e Esteio (29°50'41.99"S /51°10'42.19"W).

Inicialmente, todas as amostras de água bruta foram filtradas em microfiltros com uma dimensão de poro 0.22 μ m e em seguida armazenadas a -20°C para posterior verificação da sua toxicidade. Cada amostra de água foi utilizada como solução de diluição do substrato do meio Dubelcco Eagle Modificado (DMEM). Foram utilizados 27 mL de água de bruta e adicionados 3 mL de soro fetal bovino (SFB). Após o pH de cada amostra foi ajustado para 7,4 e posteriormente filtradas novamente em um microfiltro com 0.22 μ m sob condições estéreis. No final do processo, foi obtido um meio de cultura com 100% de cada amostra.

A linhagem de célula escolhida foi a Vero, derivada a partir de células epiteliais de rim de macaco verde africano. As células foram mantidas em frascos de 25cm² de poliestireno em meio padrão (DMEM), suplementado com SFB a 10% e antibióticos, em uma atmosfera úmida com nível de CO₂ de 5% a 37 °C. Foram semeadas 1,5x10⁴ células/poço em microplacas de poliestireno de 96 poços. Após as culturas semiconfluentes foram expostas ao meio preparado com cada amostra de água (200 μ L), por 24 horas e um controle exposto com meio padrão. Todos os ensaios foram repetidos em quadruplicata.

Para a verificação da funcionalidade mitocondrial foi realizado o ensaio do MTT (3-[4,5-dimetiltiazol-2-il]-2,5-diphenyltetrazolium brometo), conforme descrito por Mosmann (1983). Após 24 horas de exposição foi adicionado 20 μ L da solução de MTT diluído, e as placas mantidas incubadas por 2 horas. Após a incubação o meio foi removido por inversão e adicionado 200 μ L de dimetilsulfóxido (DMSO) em cada poço para a solubilização. Todas as amostras foram transferidas para uma nova placa de 96 poços, para que não ocorra interferência na leitura da absorbância, em um espectrofotômetro de microplacas em 540 nm (*TR-Reader, Thermoplate*®).

A fim de verificar a viabilidade lisossomal após o período de 24 horas, foi realizado o ensaio de citotoxicidade pela retenção de vermelho neutro, de acordo com Borenfreund e Puerner (1985) e Rogero et al. (2003). Logo, o meio de cultura exposto foi descartado e DMEM (sem soro) foi adicionado, contendo 50 μ g de vermelho neutro/mL. Após três horas de incubação a 37°C, o meio foi removido e as células lavadas duas vezes com salina tamponada com fosfato (PBS) e com cloreto de cálcio e de formaldeído, respectivamente. Após descartar as soluções, foi adicionado em cada poço 200 μ L de ácido acético a 1% em etanol a 50%, mantida em agitação durante 10 minutos.

As análises estatísticas foram realizadas usando ANOVA de 1 via pós teste de Duncan, com o *Statistical Package for Social Sciences (SPSS)*. O valor de p <0,05 foi considerado significativo e a resposta citotóxica foi considerada valores de viabilidade inferiores a 70% (Boeira et al, 2001; Cardoso et al, 2006; Zegura et al, 2009).

ANÁLISE

Foi possível verificar que em alguns pontos ocorreram alterações na funcionalidade mitocondrial e na viabilidade lisossomal, porém não foram encontrados resultados significativos, quando comparados com o grupo controle (100%). O ponto Santo Antônio da Patrulha apresentou um leve aumento da funcionalidade mitocondrial (115,1%) e leve diminuição da viabilidade lisossomal (80,8%). O ponto Parobé apresentou MTT (94,4%) e o VN (90%). O ponto Campo Bom houve um aumento da funcionalidade mitocondrial (141,4%) acompanhado de uma leve diminuição do VN (95,1%). E por fim o ponto Esteio apresentou MTT (88,8%) e o VN (105%).

Estes eventos de aumento de funcionalidade mitocondrial, acompanhado da redução da viabilidade lisossomal podem estar relacionados com eventos pré-morte da célula. Como as amostras de água de superfície constituem misturas complexas, não é possível determinar qual o poluente envolvido, mas esse tipo de metodologia é capaz de detectar efeito citotóxico causado por substâncias presentes nos corpos d'água (dados em preparo para publicação).

As águas dos rios contêm misturas de poluentes de diversas origens e a ação tóxica de cada amostra pode variar de acordo com a sensibilidade do ensaio realizado (Vargas et al., 2001; Zegura et al., 2009; Rocha et al., 2010).

Os estudos realizados sugerem que o MTT é um ensaio econômico, rápido, sensível e específico para proliferação e citotoxicidade celular precoce *in vitro* (Malich et al., 1997) e reflete a atividade mitocondrial, proporcional ao número de células viáveis (Butler, 2004; Freshney, 2005; Triaglia et al., 1991). Por sua vez, o ensaio do VN está relacionado com a capacidade do corante transpassar a membrana plasmática e se acumular em lisossomos viáveis (Borenfreund e Puerner, 1985 [Borenfreund et al., 1988; Triaglia et al., 1991]).

Porém, são necessários estudos adicionais que permitam um diagnóstico espaço temporal, considerando que o monitoramento da citotoxicidade da água possa fornecer informações sobre a qualidade hídrica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Analisando as amostras de água dos quatro pontos da bacia, através dos ensaios de citotoxicidade (MTT e VN) pode-se notar que as amostras não foram capazes de causar efeitos tóxicos quando expostas em células vero. Porém, estudos de monitoramento compreendendo um a dois anos de análise, além da combinação de outros ensaios, podem confirmar o efeito citotóxico das amostras ambientais.

REFERÊNCIAS

- BOEIRA, JM. et al. Genotoxic effects of the alkaloids Harman and harmine assessed by comet assay and chromosome aberration test in mammalian cells *in vitro*. *Basic Clinical Pharmacology Toxicology*, v. 6, n. 89, p. 287-294, 2001.
- BORENFREUND, E.; PUERNER, J. Toxicity determined *in vitro* by morphological alterations and neutral red absorption. *Toxicology Letters*, v. 24, p. 119-124, 1985.
- BORENFREUND, E.; BABICH, H.; ALGUACIL, NM. Comparisons of two *in vitro* cytotoxicity assays-the neutral red (nr) and tetrazolium mtt tests. *Toxicology in Vitro*. v. 2, p. 1-6, 1988.
- BUTLER, M. *Animal cell culture and technology*. 2a Ed. London, England: Taylor & Francis, 2004.
- CARDOZO, TR. et al. Genotoxicity and toxicity assessment in urban hydrographic basins. *Mutation Research*, v. 603, p. 83-96, 2006.
- COMITESINOS, Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: <http://www.comitesinos.com.br>. Acessado em: 23 jul. 2012.
- FEPAM, Fundação Estadual de Proteção Ambiental, 2009. Qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_sin/sinos.asp. Acessado em: 27 jul. 2012.
- FOTAKIS, G.; TIMBRELL, JA. *In vitro* cytotoxicity assays: Comparison of LDH, neutral red, MTT and protein assay in hepatoma cell lines following exposure to cadmium chloride. *Toxicology Letters*, v. 160, p. 171-177, 2006.
- FRESHNEY, R.I. *Culture of animal cells: a manual of basic technique*. 5a. Ed. New Jersey, EUA, 2005.
- GRISOLIA, CK. Agrotóxicos: mutações, cancer e reprodução. Brasília: Ed. Universidade de Brasília, p. 388, 2005.
- KHATIBISEPEHR, S. et al. Data-based modeling and prediction of cytotoxicity induced by contaminants in water resources. *Computational Biology and Chemistry*. v. 35, p. 69-80, 2011.
- MALICH, G; MARKOVIC, B; WINDER, C. The sensitivity and specificity of the MTS tetrazolium assay for detecting the *in vitro* cytotoxicity of 20 chemicals using huma cell lines. *Toxicology*. v.124, p.179-192, 1997.
- MOSMANN, T. Rapid colorimetric assays for cellular growth and survival: application to proliferation and cytotoxicity assays. *Journal of Immunological Methods*, v. 65, p. 55-63, 1983.
- OHE, T., WATANABE, T. and WAKABAYASHI, K. Mutagens in surface waters: a review. *Mutation Research*, v. 567, p. 109-149, 2004.

ROCHA, PS. et al. Changes in toxicity and dioxin-like activity of sediments from the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 73, p. 550-558, 2010.

ROGERO, SO. et al. Teste *in vitro* de citotoxicidade: estudo comparativo entre duas metodologias. *Materials Research*, v. 6, n. 3, p. 317-320, 2003.

SPIILKI, FR.; TUNDISI, JG. Priority targets for environmental research in the Sinos River basin. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 4, p. 1245-1247, 2010.

TRIGLIA, D. et al. Cytotoxicity testing using neutral red and mtt assays on a three- dimensional human skin substrate. *Toxicology in Vitro*. v. 5, p. 573-578, 1991.

VARGAS, VMF. et al. Genotoxicity assessment in aquatic environments under the influence of heavy metals and organic contaminants. *Mutation Research*. v. 490, p. 141-158, 2001.

ZEGURA, B. et al. Combination of *in vitro* bioassays for the determination of cytotoxic and genotoxic potential of wastewater, surface water and drinking water samples. *Chemosphere*. v. 75, p. 1453-1460, 2009.

DETECÇÃO MOLECULAR DE ENTEROVÍRUS E ROTAVÍRUS EM AMOSTRAS DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS, RS.

Andréia Dalla Vecchia¹
Rodrigo Staggemeier²
Rafael Bandeira Fabres³
Andréia Henzel⁴
Caroline Rigotto Borges⁵
Fernando Rosado Spilki⁶
Universidade Feevale

palavras-chave: qPCR. Água. EV. RV. Rio dos Sinos

INTRODUÇÃO

Os vírus entéricos, notadamente enterovírus (EV), rotavírus (RV), adenovírus (AdV), norovírus (NoV) e outros agentes virais são importantes patógenos de veiculação hídrica causadores de inúmeras enfermidades em humanos e animais, sendo principalmente associados a gastroenterites. Presentes no trato gastrointestinal tanto de indivíduos sintomáticos como em infecções subclínicas, são excretados nas fezes, muitas vezes em elevadas concentrações, podendo atingir 10^{13} partículas virais por grama de fezes (Bosch et al. 2008; Espinosa et al. 200; Hamza et al. 2009). Estes agentes são contaminantes frequentes de águas superficiais urbanas devido à descarga contínua de esgoto doméstico sem o tratamento adequado (Donovan et al. 2008, Sinclair et al. 2009). A presença de partículas virais na água é de difícil detecção, por isto a necessidade de utilizar métodos moleculares como a reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR), uma ferramenta viável muito usada na detecção viral em amostras ambientais devido a sua sensibilidade, especificidade e rapidez no processamento (Bosch et al. 2008; Griffin et al. 2003).

No Brasil inexistente monitoramento virológico da água rotineiro, sendo estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde a detecção de vírus na água apenas quando da ocorrência de surtos de gastroenterite ou como um esforço espontâneo das companhias de água para qualificação dos mananciais de abastecimento, mas não em caráter obrigatório (Brasil, 2011). Tal portaria estabelece como padrões de potabilidade da água quanto à qualidade microbiológica apenas os coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*). A

1 Mestre, Bióloga, Doutoranda em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale

2 Mestre, Biomédico. Doutorando em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale

3 Estudante de biomedicina na universidade Feevale, Bolsista de Iniciação Científica

4 Dr.Mestre; MV; Pós-doutoranda no Laboratório de Microbiologia Molecular- Qualidade Ambiental, Universidade Feevale

5 Dr.Mestre; Bióloga. Pesquisadora pós-doutoral em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale

6 Dr.Mestre; Médico Veterinário, Orientador, Coordenador de Programa Prog. Pós-grad. em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale

ocorrência e dispersão de vírus entéricos na região do Vale dos Sinos apenas recentemente começaram a ser estudada, a região tem índices ínfimos de tratamento de esgoto e deste modo o objetivo deste estudo foi rastrear fontes de contaminação de dois vírus RNA, nomeadamente EV e RV em oito pontos de captação de água para abastecimento público ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS). Esta bacia possui uma extensão de 196 Km, abrange 32 municípios e atende praticamente 1,5 milhões de pessoas (94% da população urbana) que convivem com grave problema provocado pela intensa contaminação de suas águas, tanto por descarte de esgoto doméstico, como por efluentes de origem pecuária e industrial.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os EV, vírus com genoma RNA fita simples, positivo, pequenos de aproximadamente 28 a 30 nm, pertencem a família *Picornaviridae* e compreendem aproximadamente 100 sorotipos, incluindo os poliovírus, vírus coxsackie A e B, rinovírus e echovirus (Racaniello, 2007; Pallansch & Roos, 2007). O genoma dos rotavírus é constituído de RNA de fita dupla, segmentado, de 65 a 75 nm de diâmetro e apresentam sete grupos sorológicos distintos (A, B, C, D, E, F, G), pertencentes ao gênero *Rotavirus* da família *Reoviridae* (Estes & Kapikian, 2007). Os EV e RV são não-envelopados e deste modo altamente resistentes às condições adversas do ambiente tais como pH, calor, dessecação e compostos desinfetantes (Racaniello, 2007; Bosch et al. 2008; Espinosa et al. 2008). Eles são transmitidos pela via fecal-oral (ingestão de alimentos e água contaminada) ou pelo contato direto. São excretados nas fezes e podem desencadear uma variedade de enfermidades, com maior destaque para as afecções do trato gastrointestinal. No caso como do EV esse espectro varia desde conjuntivites e gastroenterites até meningites virais, encefalites, poliomelites e miocardites (Pallansch & Roos, 2007). Os RV são dos mais importantes agentes etiológicos de gastroenterites agudas em crianças menores de 5 anos no mundo todo (Greenberg & Estes 2009; Hamza et al. 2009), sendo responsáveis por cerca de 50% dos casos de infecções não bacterianas e segundo estimativas mundiais podem causar em torno de 111 milhões de casos de diarreias e até 600 mil óbitos ao ano (Parashar et al. 2006).

METODOLOGIA

Amostras de água bruta de 500 mL foram coletadas em frascos estéreis na captação de oito estações de tratamento de água (ETA Santo Antonio da Patrulha, Rolante, Três

Coroas, Taquara, Parobé, Campo Bom, Esteio e Nova Santa Rita) ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no período de janeiro a dezembro de 2012. Mantidos em refrigeração, os exemplares foram encaminhados ao Laboratório de Microbiologia Molecular da Universidade Feevale e posteriormente processados. Inicialmente, às amostras aplicou-se a concentração viral através do método adsorção-eluição, usando bomba à vácuo e membrana carregada negativamente (Katayama et al. 2002). Em seguida, o RNA para ambos os vírus foi extraído utilizando kit comercial (RTP DNA/RNA Virus Mini Kit) seguindo instruções do fabricante, usando um volume inicial de 400 µL de material concentrado e gerando ao final da extração 60 µL de eluido. Após, realizou-se a etapa de DNA complementar (cDNA) utilizando kit (High Capacity cDNA Reverse Transcription (Applied Biosystems®). Na sequencia realizou-se a reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR), numa reação final de 25 µL com a utilização do kit comercial (Platinum Syber Green qPCR SuperMix-UDG, invitrogen) e 5 µL de amostra diluída 10X para evitar inibidores na reação. Os iniciadores utilizados foram desenhados a partir do programa *Oligo Explorer* (Gene Link Inc., <http://www.genelink.com/tools/gl-oe.asp>) com alvo na região 5'-UTR do genoma de EV (F1-CCTCCGGCCCCTGAATG; R2-ACACGGACACCCAAAGTAG), as reações foram compostas de 30 ciclos, temperatura de anelamento 56°C e sensibilidade de detecção 16 DI/5 µL. Para os RV os iniciadores foram desenhados para regiões conservadas do gene que codifica a proteína VP6 (ROTA FEEVALE-F- GATGTCCTGTACTCCTTGT; ROTA FEEVALE -R- GG TAGATTACCAATTCCTCC), a reação de qPCR compreendeu 35 ciclos, com temperatura de anelamento 54°C e sensibilidade analítica de $6,3 \times 10^2$ DI/5µl. Em todos os ensaios utilizou-se como curva padrão diluições seriadas de base 10 das suspensões virais de EV e RV em concentrações conhecidas em DI (doses infectantes) e para as reações de qPCR utilizou-se o equipamento (*StepOne™ Software v2.2.2 – Applied Biosystems*).

RESULTADOS

No total 51,6 % (46/89) amostras de água foram positivas para ao menos um dos vírus pesquisados. RV apresentou positividade de 33% (29/89) e concentração viral que variou de $3,3 \times 10^4$ DI/L a $1,3 \times 10^7$ DI/L, ao menos uma amostra de RV foi detectada em 11 dos 12 meses analisados, sendo que no mês de março quatro pontos e no mês de dezembro cinco dos oito pontos avaliados apresentaram positividade para o RV. EV foi detectado em 19% (17/89) apresentando maior positividade na estação de tratamento de água de Esteio, ocorrido em quatro dos 12 meses analisados. Salienta-se que nos meses de janeiro a junho de 2012 os

oitos pontos não apresentaram amostras positivas para EV e a concentração de vírus detectada nestas águas nos demais meses variou de $2,3 \times 10^4$ DI/L à $1,2 \times 10^{11}$ DI/L.

DISCUSSÃO

Neste estudo, elevados percentuais de contaminação viral (51,6%) estão de acordo com achados de outros trabalhos (Hamza et al. 2009; Vieira et al. 2012), onde o RV mostrou maior ocorrência (33%) em relação aos EV (19%), embora neste estudo as concentrações virais para ambos os vírus apresentaram valores superiores aos encontrados pelos autores acima, o que pode ser explicado provavelmente pelas diferenças nos ecossistemas avaliados. Hamza et al. (2009) realizou seu estudo em águas superficiais na Alemanha, onde o esgoto apresenta melhores condições de tratamento, Vieira et al. (2012) no Brasil pesquisou estes vírus em água de lagoa com característica hídrica de água parada (ambiente lântico), enquanto neste estudo avaliou-se água superficial de rio (ambiente lótico) numa região densamente povoada.

A Alta taxa de positividade viral (51,6%) bem como a média das concentrações de vírus, RV $7,09 \times 10^5$ DI/L ($3,3 \times 10^4$ DI/L a $1,3 \times 10^7$ DI/L) e EV média $2,25 \times 10^8$ DI/L ($2,3 \times 10^4$ DI/L a $1,2 \times 10^{11}$) detectados na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos revela que este Rio é uma fonte de contaminação viral que pode afetar a qualidade destas águas e comprometer a saúde pública, expondo a população para riscos de infecções virais. A presença destes agentes virais, especialmente o RV em maior percentual (33%) e o EV em maior concentração pode estar relacionado ao intenso quadro de ocupação e uso do solo na bacia, às baixas taxas e eficiência do tratamento de esgoto, as condições climáticas específicas do período analisado e a resistência destes vírus no ambiente. Sugere-se que aprimoramentos no processo de tratamento e monitoramento da água são necessários para reduzir a carga viral no ambiente (Miagostovich et al. 2008; Fumian et al. 2011).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados aqui apresentados apontam para a necessidade de regulamentar e implementar técnicas de monitoramento e tratamento mais completo, assegurando qualidade microbiológica das águas.

Referências

- BOSCH A. et al. New tools for the study and direct surveillance of viral pathogens in water. *Curr Opin Biotechno*, v. 19, n. 3, p. 295-301, 2008.
- BRASIL. 2011. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914, DE 12 DE DEZEMBRO DE 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF. Disponível em <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>
- DONOVAN, E. et al. Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the water of the lower Passaic River. *Appl Environ Microbiol*, v.74, n.4, p. 994-1003, 2008.
- ESPINOSA, A.C. et al. Infectivity and genome persistence of rotavirus and astrovirus in groundwater and surface water. *Water Res*, v. 42, n.10-11, p. 2618-2628, 2008.
- ESTES, M.K.; KAPIKIAN, A.Z. 2007. Rotaviruses, in: Knipe,D.M., Howley,P.M., Griffin,D.E., Martin,M.A.,and Lamb,R.A. (Eds.), *Fields Virology*. Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia, 2007. pp. 1917-1974.
- FUMIAN, T.M. et al. One year environmental surveillance of rotavirus specie A (RVA) genotypes in circulation after the introduction of the Rotarix vaccine in Rio de Janeiro, Brazil. *Water Res*, v. 45, n. 17, p. 5755-5763, 2011.
- Greenberg, H.B.; Estes, M.K. Rotavirus: from pathogenesis to vaccination. *Gastroenterology*, v. 136, n. 6, p. 1939-1951, 2009.
- GRIFFIN, D.W. et al. Pathogenic human viruses in coastal waters. *Clinical Microbiology Reviews*, v. 16, n.1, p. 129-143, 2003.
- HAMZA, I.A. et al. Detection of human viruses in rivers of a densely-populated area in Germany using a virus adsorption elution method optimized for PCR analyses. *Water Res*, v. 43, n.10, p. 2657-2668, 2009.

KATAYAMA H.; SHIMASAKI, A.; OHGAKI, S. 2002. Development of a virus concentration method and its application to detection of enterovirus And Norwalk virus from coastal seawater. *Appl Environ Microbiol*, v. 68, n.3, p. 1033-1039.

MIAGOSTOVICH, M.P. et al. Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Appl Environ Microbiol*, v. 74, n. 16, p. 375-382, 2008.

PALLANSCH, M.; ROOS, R. Enteroviruses: Polioviruses, Coxsackieviruses, Echoviruses, and Newer Enteroviruses. in: Knipe,D.M., Howley,P.M., Griffin,D.E., Lamb,R.A., Martin,M.A., and. (Eds.), *Fields Virology*. Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia, 2007. pp. 839 – 893.

PARASHAR, U.D. et al. Rotavirus and severe childhood diarrhea. *Emerg. Infect. Dis*, v. 12 n.2, p. 304–306, 2006.

RACANIELLO, V.R. Picornaviridae: The Viruses and their replication. in: Knipe,D.M., Howley,P.M., Griffin,D.E., Lamb,R.A., Martin,M.A., and. (Eds.), *Fields Virology*. Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia, 2007. pp. 795- 838.

SINCLAIR, R.S; Jones E.L.; Gerba, C.P. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: a review. *J Appl Microbiol*, v. 107, n. 6, p. 1769 -1780, 2009.

VIEIRA, C. B. et al. Detection of enteric viruses in recreational waters of an urban lagoon in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, v.107, n.6, p. 778-784, 2012.

INDICADORES PARA O PLANEJAMENTO E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: PROPOSIÇÃO E ESTUDO DE CASO

Andrise Taiquiara França de Lima^{1*}; Carin von Mühlen²; FEEVALE

Palavras-Chave: Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta. Indicadores Ambientais.

INTRODUÇÃO:

Na gestão de recursos hídricos, os órgãos gestores e os comitês de gerenciamento possuem dificuldade de definir os pontos críticos a serem atendidos prioritariamente em relação à quantidade e qualidade da água. O desafio está em filtrar as informações contidas em estudos e planos de recursos hídricos de bacias hidrográficas, porém, muitas vezes, complexas para os tomadores de decisão na esfera política-administrativa.

Indicadores ambientais, onde se inclui os indicadores de recursos hídricos, têm sido empregados na avaliação da situação de bacias hidrográficas e como instrumento de auxílio na gestão de recursos hídricos. Eles comunicam de forma simplificada e permitem avaliar de maneira sistêmica os problemas em relação aos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

Este estudo propõe utilizar a estrutura conceitual DPSIR (Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta) para definir um conjunto-chave de indicadores capaz de permitir, ao longo do tempo, avaliar as relações de causa e efeito entre o sistema social humano e o sistema natural. Para o estudo de caso, foi escolhida a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos que historicamente enfrenta dificuldades em relação à qualidade e quantidade de seus recursos hídricos. Espera-se, desta forma, uma avaliação integrada da bacia, que permita, aos órgãos gestores e comitês, priorizar ações necessárias para prevenir, mitigar e solucionar os problemas evidenciados em relação aos recursos hídricos na bacia.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A gestão de recursos hídricos tem como desafio buscar soluções para a escassez hídrica e enfrentar de maneira adequada os eventos hidrológicos extremos como as inundações e as estiagens. Assim, os indicadores são ferramentas importantes para monitorar a evolução destas demandas em bacias hidrográficas ou para priorizar ações, quando os recursos financeiros e

¹ *Especialista em educação ambiental, bióloga, assessora técnica do Dep. de Recursos Hídricos na Secretaria de Meio Ambiente do Estado do RS, mestranda em Qualidade Ambiental.

² Doutora em química, docente do programa de pós-graduação em Qualidade Ambiental.

humanos não forem suficientes para solucionar todos os problemas avaliados (OECD, 2012; UNESCO-WWAP, 2003).

Segundo Paula Junior (2007), os indicadores ambientais são instrumentos apropriados para auxiliar na tomada de decisão e na implementação de mecanismos de proteção, recuperação e uso racional de recursos hídricos em bacias hidrográficas. Os indicadores permitem simplificação no processo de quantificação, análise e comunicação, pelo qual a informação chega ao usuário, permitindo entender fenômenos complexos e torná-los mensuráveis e compreensíveis.

As estruturas conceituais mais utilizadas em estudos baseados em indicadores são aquelas em que eles são organizados em uma cadeia causal como nos modelos Pressão-Estado-Resposta (PSR) e Força Motriz-Estado-Resposta (DER) ou em uma rede causal como na Força-Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (DPSIR) (NEIMEIJER e GROOT, 2008).

A estrutura conceitual PSR tem sido utilizada na seleção de indicadores para avaliação de bacias hidrográficas no Brasil (MAGALHÃES JUNIOR et al., 2003, PAULA JUNIOR e POMPERMEYER, 2007; POMPERMEYER et al., 2007; OLIVEIRA, 2010), porém nem todos estudos estabelecem adequadamente as relações de causa e efeito entre os indicadores selecionados.

Os indicadores ambientais e a estrutura DPSIR tornaram-se componentes essenciais em relatórios da situação de recursos hídricos (SÃO PAULO, 2012; PARANÁ, 2010) e em relatórios ambientais no âmbito mundial (EEA, 1999; EEA, 2012), mas também não estabelecem as relações entre os indicadores elegidos.

O modelo DPSIR (Figura 1), quando utilizado de maneira adequada, pode ilustrar de forma eficaz, e gerenciar as conexões entre as atividades humanas e o meio ambiente, no âmbito das bacias hidrográficas (GREGORY, 2013; GIUPPONI et al., 2004; TSCHERNING et al., 2012). Nesta estrutura conceitual, o desenvolvimento econômico e o social atuam como forças motrizes que exercem a pressão sobre o meio ambiente, conduzindo a alterações no seu estado; por sua vez, essas mudanças trazem impactos à saúde humana, aos ecossistemas e aos bens materiais que podem provocar uma resposta social; que por sua vez, influencia as forças motrizes, as pressões, o estado ou os impactos diretamente (SMEETS e WETERINGS, 1999).

Essa resposta social, segundo Bell (2012), pode ser dada quando a estruturação dos problemas, em relação ao tema proposto, é realizada com a participação dos stakeholders, a partir do modelo DPSIR, estabelecendo adequadamente as relações de causa-efeito entre os indicadores.

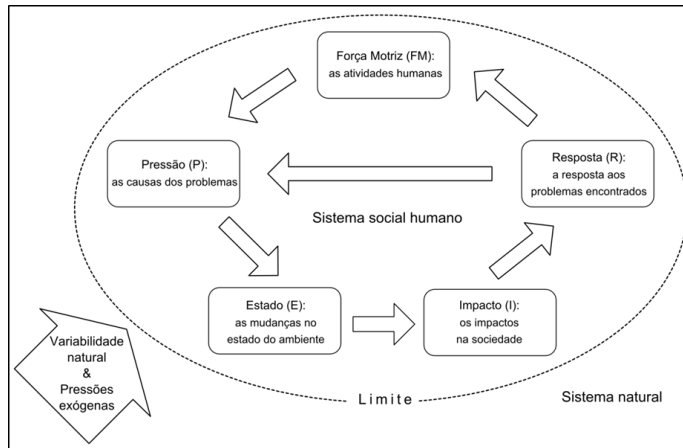


Figura 1 – Diagrama DPSIR (GREGORY et.al., 2013).

METODOLOGIA

Proposição da estrutura conceitual: modelo DPSIR (Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta) foi proposto para estruturar a escolha dos indicadores.

Proposição dos indicadores: Indicadores de Força-Motriz - densidade demográfica (FM1) e taxa geométrica de crescimento anual (FM2); Indicadores de Pressão - demanda de água superficial e subterrânea (P1), demanda urbana, industrial e rural de água (P2), índice de poluição orgânica (P3), índice padrão de precipitação (P4); Indicadores de Estado - índice de Falkenmark (E1), estresse hídrico técnico (E2), percentual de trechos do rio com oxigênio adequado (E3), número de eventos de inundação (P4) e estiagem (P5); Indicadores de Impacto - número de conflitos pelo uso da água/ano (I1), número de eventos de mortandade de peixes/ano (I2), número de desabrigados nas inundações/período (I3), prejuízo econômico nas estiagens/período (I4); Respostas Sociais (R) - devem vir do desdobramento deste estudo, conforme considerações finais.

Estudo de caso: para verificar a adequação dos indicadores propostos foi realizado o estudo de caso na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, utilizando o banco de dados de órgãos gestores, defesa civil e IBGE, além de estudos já realizados na bacia.

RESULTADOS:

Empregando a estrutura conceitual proposta, os resultados obtidos foram: FM1=361 hab/km² e FM2=0,6%, para os indicadores da força motriz; P1=13,03 m³/s, P2urb.=7,69 m³/s, P2 rural=3,30 m³/s, P2 industrial=2,04 m³/s e P3=20,46, para indicadores de pressão sobre os recursos hídricos; E1=2.518m³/hab/ano, E2=133%, E3=40%, E4=33 inundações/30anos e E5=7 estiagens/30 anos, para os indicadores do estado quantitativo e qualitativo.

DISCUSSÃO:

O indicador FM1, de 361 hab/km² permite dimensionar adequações estruturais na captação, tratamento e distribuição de água, garantindo acesso à água tratada para toda população da bacia. O FM2 de 0,6%, para o período de 2000 a 2010, acompanha a dinâmica populacional da própria Região Hidrográfica do Guaíba, que foi de 0,68%, porém, aponta um crescimento populacional mais acelerado do que o próprio Estado do Rio Grande do Sul, cuja FM2 é de 0,49%.

O valor de P1 permite verificar a pressão por demanda de recursos hídricos através do volume outorgado de água superficial (82,55%) e subterrânea (17,45%), e o P2 indica a diferença entre o setor urbano (7,69 m³/s), rural (3,30 m³/s) e industrial (2,04 m³/s). Segundo, Alcamo (2000), o aumento na demanda de água é causado pelo crescimento populacional (FM2) e econômico e pelos bens materiais almejados em função disso.

Um valor de P3 de 20,46 para os corpos d'água da bacia, indica que em períodos de estiagem não possuem capacidade de assimilar as cargas de esgotos e de manterem uma concentração adequada de oxigênio, necessária para manter a vida aquática (ANA, 2012).

O índice de Falkenmark (E1), calculado em 2.518 m³/hab/ano revela que a bacia pode apresentar problemas moderados, sazonais de suprimento e de qualidade de água, com alguns efeitos adversos durante secas severas, observando que a barreira hídrica tem como limiar 500 m³/hab/ano (Perveen e James, 2011; Maranhão, 2007). Porém, o balanço quantitativo (E2), acima de 40%, aponta um severo estresse hídrico, e em períodos de baixo fluxo no rio, o risco de escassez de água absoluta é alto (Acalmo, 2000, p.22 e 23).

Analisando o E4 e E5, a partir das classes de risco propostas por GASSERT et al. (2013) mostraram que a bacia apresenta um risco extremamente alto devido as inundações e estiagens. Indicadores de impactos, que considerem os prejuízos ao sistema natural e ao social humano na bacia poderão revelar sua vulnerabilidade a eventos hidrológicos extremos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS:

Os dados para a elaboração dos indicadores de impacto ainda precisam ser levantados para aplicação no estudo de caso e ilustra a dificuldade em conseguir acesso à banco de dados confiáveis e disponíveis para elaboração de indicadores para bacias hidrográficas.

Para conclusão deste estudo é necessário desdobramentos futuros, com a participação dos órgãos gestores e comitê de gerenciamento, para que possam contribuir com as respostas sociais. Essas poderão ser o caminho para prevenir, mitigar e solucionar os problemas relacionados aos recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil**. Brasília, DF, 2012.

ALCAMO, J.; HENRICH, T.; RÖSCH, T. **World Water in 2025 – Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for 21st Century**. Relatório A0002, Center for Environmental Systems Research. Kassel, Alemanha: 2000. 48p.

BELL, S. de. DPSIR: Um Método de Estruturação de um Problema? Uma exploração da abordagem "Imagine". **European Journal of Operational Research**, v.222, n. 2, p. 350-360, 2012.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **Environmental indicator report 2012: Ecosystem resilience and resource efficiency in a green economy in Europe**. Copenhagen, 2012. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/environmental-indicator-report-2012>>. Acesso em: 14 julho 2013.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **Environmental Indicators: Typology and Overview**. Technical Report N° 25. Copenhagen, 1999. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>>. Acesso em: 21 mai. 2013.

GASSET, F.; LUO, T.; SHIAO T.; LUCK M. **Yellow River Basin Study**. DC: World Resources Institute. Washington, 2013. Disponível em <<http://www.wri.org/publication/aqueduct-metadata-yellow-river-basin>>. Acesso em: abr. 2013.

GIUPPONI, C.; MYSIAK J.; FASSIO, A.; COGAN, V.. MULINO-DSS: a computer tool for sustainable use of water resources at the catchment scale. **Mathematics and Computers in Simulation**, v. 64, p.13–24, 2004.

GREGORY, A. J., ATKINS, J. P., BURDON, D., ELLIOTT, M.. A Problem Structuring Method for Ecosystem-Based Management: The DPSIR modelling process. **European Journal of Operational Research**, v.227, p.558–569, 2013.

MAGALHÃES JUNIOR, A.P.; CORDEIRO NETTO, O.M., NASCIMENTO, N. O. Os Indicadores como Instrumentos Potenciais de Gestão das Águas no Atual Contexto Legal-Institucional do Brasil - Resultados de um painel de especialistas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, p.49-67, 2003.

MARANHÃO, N.. **Sistema de Indicadores para Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)-UFRJ, Rio de Janeiro, 2007.

NIEMEIJER, D.; GROOT, R.S. de. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. **Ecological Indicator**, v.8 p.14–25, 2008.

OLIVEIRA, O. F.; MENDES, C.A.B.; SOUZA, F. C.B. de. A Utilização da Simulação Dinâmica como Ferramenta de Apoio à Gestão de Bacias Hidrográficas: O Caso do Arroio Dilúvio em Porto Alegre, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n.4, p.17-29, 2010.

ORGANIZAÇÃO PARA COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. (OECD). **Perspectivas Ambientais da OECD para 2050: Consequências da Inércia**. Paris, França, 2012.

PARANÁ (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto das Águas do Paraná. **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2010**. Curitiba: 2010. Disponível em: http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/PLERH/Produto3_2_e_2_2_RevisaoFinal.pdf Acesso em: 09 fev. 2013.

PAULA JUNIOR., D.R.; POMPERMAYER, R.S.. Indicadores de sustentabilidade para análise comparativa de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 6, p. 27-33, 2007.

PERVEEN, S., JAMES L.A.. Scale invariance of water stress and scarcity indicators: Facilitating cross-scale comparisons of water resources vulnerability. **Applied Geography**, v.31, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Releitura dos indicadores para Gestão dos Recursos Hídricos**. São Paulo: 2010.

SMEETS, E.; WETERINGS, R.. **Environmental Indicators: Typology and Overview**. European Environment Agency, Copenhagen. Report n. 25, 19 pp. 1999. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>>. Acesso em: 21 mai. 2013.

TSCHERNING, K. et al. Does research applying the DPSIR framework support decision making? **Land Use Policy**, v. 29, n.1, p.102–110, 2012.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **Water For People, Water For Life**: UN world water development report (WWDR). Paris, França: UNESCO Publishing, 2003. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001297/129726e.pdf#page=53>>. Acesso em: abril 2013.

VÍRUS ENTÉRICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL DE ÁREAS URBANAS DA REGIÃO DO VALE DO RIO DOS SINOS, RS

Rodrigo Staggemeier¹ - Feevale
Marina Bortoluzzi² - Feevale
Tatiana Moraes Heck³ - Feevale
Cíntia Weiler² - Feevale
Fernando Rosado Spilki⁴ - Feevale
Sabrina Esteves de Matos Almeida⁵ - Feevale

Palavras-chave: Vale dos Sinos. Água Superficial. Vírus. Córregos.

INTRODUÇÃO

A presença de vírus em ecossistemas aquáticos no Brasil aponta para o problema da poluição das águas devido ao lançamento de esgotos sem um pré-tratamento ou um tratamento adequado (VIEIRA et al., 2012). A presença de diferentes biomarcadores ambientais na água pode apontar para a poluição da mesma, tendo especial destaque a detecção de microrganismos indicadores de contaminação fecal da água.

Os vírus associados à contaminação ambiental e à ocorrência de doenças de veiculação hídrica são essencialmente aqueles que infectam o trato gastrointestinal, sendo denominados genericamente de vírus entéricos. Tais vírus são excretados nas fezes dos indivíduos infectados em grandes quantidades ($10^5 - 10^{11}$ /g de fezes) (SCHWARTZBROD, 2000), entre eles um agente viral importante é o Adenovírus Humano (HAdV) (CARTER, 2005), que é caracterizado por sua estabilidade, tanto no trato gastrointestinal quanto no ambiente e pela característica de ser excretado através das fezes de humanos podendo resistir como contaminantes do ambiente por longos períodos de tempo (KATAYAMA et al., 2002), além de causar diversas enfermidades ao seu humano (KOCWA-HALUCH, 2001). O objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade ambiental através da detecção microbiológica viral de HAdV em amostras de águas superficiais provenientes de 4 córregos que atravessam regiões urbanas do Vale do Rio dos Sinos: Arroios Estância Velha/Portão (Estância Velha e Portão), o Schmidt (Campo Bom), o Pampa e o Luiz Rau (Novo Hamburgo).

¹ Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale, Doutorando em Qualidade Ambiental pela mesma Instituição.

² Aluna do Curso de Farmácia da Universidade Feevale.

³ Aluna do Curso de Biomedicina da Universidade Feevale.

⁴ Doutor em Genética e Biologia Molecular pela Universidade Estadual de Campinas. Docente da Universidade Feevale, Brasil.

⁵ Doutora em Genética e Biologia Molecular pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Docente da Universidade Feevale, Brasil.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS) se estende por aproximadamente 3800 km², incluindo 32 municípios. O principal rio da Bacia de mesmo nome possui 190 km de extensão, tendo como principais tributários na região alta os Rios Paranhana, Rolante e o Rio da Ilha, e na região baixa os tributários incluem diversos arroios como o Schmidt, Luiz Rau, Pampa e Estância Velha/Portão, entre outros (FIGUEIREDO et al., 2010). A Bacia corresponde em território a 1,5% do total do estado do Rio Grande do Sul, entretanto concentra 12% da população, sendo 94,02% destes em áreas urbanas principalmente na região baixa do Rio dos Sinos, a densidade populacional na Bacia é dez vezes maior que a do estado (FIGUEIREDO et al., 2010). No final do trecho médio (Sapiranga e Campo Bom) e no trecho baixo (Novo Hamburgo, São Leopoldo, Esteio) estão as áreas com maior urbanização e industrialização, com indústrias ligadas ao setor de couro e calçados, além de atividades na área têxtil, de corantes e galvanica. É pois a localização de maior exposição antrópica, já que são produzidas grandes quantidades de resíduos pela população na forma de resíduos sólidos e esgoto doméstico (com índices irrisórios de tratamento), além de efluentes pelas indústrias que são despejados diretamente em córregos, em muitos casos sem um tratamento adequado. O aumento da densidade populacional em áreas urbanas tem refletido em uma maior contaminação dos recursos hídricos (DEMIRAKA et al., 2006).

Os 4 arroios alvos deste trabalho correm por esta região altamente urbanizada e industrializada. Neles é descarregada grande parte do esgoto urbano e industrial (em sua imensa maioria sem quaisquer tratamentos) que finalmente alcança o Rio dos Sinos.

Os AdV são excretados em densidades elevadas nas fezes humanas e ocorrem no esgoto, águas brutas e tratadas (CARTER, 2005). Em geral, a gastroenterite associada ao AdV ocorre em crianças menores de 4 anos, caracterizando-se como uma doença branda com diarreia e vômito, sendo os AdV 40 e 41 importantes agentes etiológicos da gastroenterite (JIANG & CHU, 2004). Em regiões de clima temperado, a prevalência de AdV entéricos é maior, no entanto, em países de clima tropical, como o Brasil, AdV veiculados pela água têm sido detectados durante todos os meses do ano (MEHNERT et al., 1999).

O HAdV tem sido frequentemente identificado em várias amostras ambientais tais como águas residuais (HE & JIANG, 2005), águas de consumo (LEE et al., 2005), águas

subterrâneas (PIRANHA et al., 2006), águas de superfície (CHAPRON et al., 2000; JIANG & CHU, 2004; VECCHIA et al., 2012) e águas recreacionais (XAGORARAKI et al., 2007).

No Brasil, a Portaria MS n° 2914 de 12 de dezembro de 2011 recomenda o monitoramento de vírus em pontos de captação de água somente em casos de surto de doenças diarreicas agudas ou outro agravamento de transmissão fecal-oral. Deste modo, não são realizadas análises virais de rotina em água e nem há quaisquer recomendação em relação a detecção viral em amostras de esgoto (BRASIL, 2011).

METODOLOGIA

Foram realizadas coletas de amostras de água superficial de quatro arroios: Estância Velha/Portão (Estância Velha e Portão), o Schmidt (Campo Bom), o Pampa e o Luiz Rau (Novo Hamburgo), localizados no Vale do Rio dos Sinos, todos estes tem sua foz no próprio Rio dos Sinos. Foram realizadas coletas em 17 pontos diferentes nos arroios acima citados, em cada ponto foram realizadas duas coletas, em setembro e novembro de 2012, totalizando 34 amostras. As amostras de água foram coletadas de forma asséptica em frascos de vidro estéreis 0,5 L. As águas foram concentradas usando um método de adsorção-eluição previamente descrito por Katayama et al. (2002) com modificações. Os genomas virais presentes nas amostras foram extraídos através do kit de extração RTP® DNA/RNA Virus Mini Kit (Invitex). Para a detecção molecular foram realizadas qPCR, para a detecção do HAdV esta foi realizada com primer VTB2 HAdVc, segundo Wolf et al. (2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletadas 34 amostras de água superficial em 17 locais nos córregos já citados, coletas realizadas desde a nascente até a foz dos mesmos. De acordo com os resultados todas resultaram positivas para a presença de HAdV. Estes agentes virais detectados nesses córregos estão relacionados a diversas patogenias, tais como, gastroenterite, infecções respiratórias e conjuntivites (KOCWA-HALUCH, 2001).

Diversos estudos em diferentes países mostram o HAdV como contaminantes de ambientes aquáticos, a maioria com alta positividade semelhante a este estudo. Na Espanha Pina et al. (1998) reportaram a presença de 65% e amostras positivas para HAdV em águas de rios. Chapron et al. (2000) reportaram a presença de AdV (48,3%) em amostras de águas de superfície. Em Benin (África) AdV foi encontrado em águas de consumo em áreas rurais,

12,9% das fontes hídricas tinham presentes o microrganismo (VERHEYEN et al., 2009). Em Caracas (Venezuela) foram avaliadas amostras de um rio contaminado por esgoto urbano, HAdV foram encontrados em 83% (18/18) das amostras (RODRÍGUES-DÍAZ, 2009). No Brasil, entre 1988 e 1989 e posteriormente entre 1998 e 1999, Mehnert et al. (1999) identificaram AdV em amostras de águas de esgotos e córregos poluídos na cidade de São Paulo. Em 2008 verificou-se a presença de AdV em 53% das amostras de água oriundas de mananciais que abastecem os principais municípios de São Paulo (CETESB, 2011). Miasgotovich et al. (2008) relataram a presença de AdV em 30,8% das amostras de água de riachos em Manaus (AM). Silva et al. (2010) relataram a presença de AdV em 43% das amostras de água de lagos e rios do município de Goiânia (GO). Em Porto Alegre (RS), análises de amostras de águas superficiais provenientes do arroio Dilúvio detectaram a presença de AdV (21,43%) (VECCHIA et al., 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados sugerem significativa contaminação antrópica das águas superficiais, demonstrando contaminação desde a nascente, local onde teoricamente não deveria haver contaminação de origem antrópica, até sua foz. Durante o percurso desses córregos é despejado grandes quantidades de esgotos elevando a contaminação dos mesmos, e por final deságuam no Rio dos Sinos que é utilizado como fonte de abastecimento hídrico urbano, prejudicando a qualidade do mesmo, e podendo desencadear problemas em nível de saúde pública.

Ainda que já tenham sido realizados vários inquéritos sobre a presença de metais, coliformes e outros contaminantes, não há trabalhos nestas quatro micro bacias em relação à pesquisa de patógenos virais em amostras de água. Desta maneira, torna-se importante a avaliação do impacto ambiental nestes quatro córregos, observando-se o quanto aumenta a contaminação desde a nascente até a foz.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914 de dezembro de 2011. Disponível em <http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 23/06/2013.
- CARTER, M. J. Enterically infecting viruses: pathogenicity, transmission and significance for food and waterborne infection. **Journal of Applied Microbiology**, v. 98, p. 1354-1380, 2005.
- CETESB. Disponível em:< <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/relatorio-tecnico/2011-levantamento-diagnostico.pdf>> Acesso em: 12/06/2013
- CHAPRON, C. D., et al. Detection of astroviruses, enteroviruses, and adenovirus types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information collection rule and an integrated cell culture-nested PCR procedure. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, p. 2520–2525, 2000.
- DEMIRAKA, A., et al. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. **Chemosphere**, v. 63, p. 1451-1458, 2006.
- FIGUEIREDO, J. A. S., et al. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1131-1136, 2010.
- HE, J. W.; JIANG, S. Quantification of enterococci and human adenoviruses in environmental samples by real-time PCR. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 7, p. 2250–2255, 2005.
- JIANG, S.C.; CHU, W. PCR detection of pathogenic viruses in southern California urban rivers. **Journal of Applied Microbiology**, v. 97, p. 17–28, 2004.
- KATAYAMA, H.; SHIMASAKI, A.; OHGAKI, S. Development of a Virus Concentration Method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, p. 1033-1039, 2002.
- KOCWA-HALUCH, R. Waterborne enteroviruses as a hazard for human health. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 10, p. 485-487, 2001.
- LEE, S. H., et al. The simultaneous detection of both enteroviruses and adenoviruses in environmental water samples including tap water with an integrated cell culture-multiplex nested PCR procedure. **Journal of Applied Microbiology**, v. 98, p. 1020–1029, 2005.
- MEHNERT, D. U., et al. Occurrence of human enteric viruses in sewage and surface waters in the city of São Paulo. **Virus Review and Research**, v. 4, p. 27, 1999.
- MIAGOSTOVICH, M. P., et al. Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, Central Amazônia, Brazil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, n. 2, p. 375-382, 2008.

PINA, S., et al. Viral Pollution in the environment and in Shellfish: Human Adenovirus detection by PCR as an Index of Human viruses. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n. 9, p. 3376-3382, 1998.

PIRANHA, J., et al. Fecal contamination (viral and bacteria) detection in groundwater used for drinking purposes in São Paulo, Brazil. **Geomicrobiology Journal**, v. 23, p. 279–283, 2006.

RODRÍGUEZ-DÍAZ, J., et al. Detection and Characterization of Waterborne Gastroenteritis Viruses in Urban Sewage and Sewage-Polluted River Waters in Caracas, Venezuela. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 2, p. 387–394, 2009.

SCHWARTZBROD, L. Virus humain et santé publique: conséquences de l'utilisation de réseaux usés et des boues en agriculture et conchyliculture, 2000. Disponível em <www.who.int/entity/water_sanitation_health/.../virus.pdf>. Acesso em: 04/06/2013.

SILVA, H. D., et al. Molecular of detection of Adenoviruses in lakes and Rivers of Goiânia, Goiás, Brazil. **Food and Environmental Virology**, v. 2, p. 35-40, 2010.

VECCHIA, A. D., et al. First description of Adenovirus, Enterovirus, Rotavirus and Torque teno virus on water samples collected from the Arroio Dilúvio, Porto Alegre, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), 2012.

VERHEYEN, J., et al.. Detection of Adenoviruses and Rotaviruses in Drinking Water Sources Used In Rural Areas of Benin, West Africa. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 9, p. 2798–2801, 2009.

VIEIRA, C. B., et al. Detection of enteric viruses in recreational waters of an urban lagoon in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 107, n. 6, p. 778-784, 2012.

WOLF, S.; HEWITT, J.; GREENING, G. E. Viral multiplex quantitative PCR assays for tracking sources of fecal contamination. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, p. 1388–1394, 2010.

XAGORARAKI, I., et al. Occurrence of Human Adenoviruses at Two Recreational Beaches of the Great Lakes. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 24, p. 7874–7881, 2007.

**An approach to historical study of water rights in Brazil
and Spanish America during colonial times**

Ramiro Alberto Flores Guzman*

José Galizia Tundisi e Fernando Rosado Spilki (supervisors)

Universidade Feevale

Key words

Water rights. Water in Brazil. Water in Spanish America. Colonial period. Environmental history.

Introduction

One of the main concerns relating water management is the issue of water rights. By definition, it embraces the rights to possess and use water from natural sources for different purposes. The historical origin of water property dates back to ancient times, but it was during Imperial Rome where such rights were systematized by legal codifiers. Later, the Iberian kingdoms followed the Roman precedent, as well as other influences to develop specific models of water property that transplanted to their colonies in the New World.

The present article explores the differences between the water rights in Spanish and Portuguese American dominions during colonial times. In doing so, I want to prove that water rights have evolved in function to the environment setting, the historical and cultural precedents, and the action of the State.

Historical research on the topic is huge in developed world (Getzler 2004, Meyer 1996, Matsui 2009), but it lagged behind in Latin America due to the fact that environmental studies are still in an early phase of development. Only recently, it is observable an increasing interest on the subject although with remarkable differences between Brazil and Spanish countries (Vergara 1992, Lipsett-Rivera 1999, Trawick 2003, Fonseca and Prado 2006). Which I find problematic is the lack of consistent theories to explain how and why water rights come up in specific contexts and what factors drive to the creation of written laws about property of water.

*

Environmental historian. Doctoral candidate in Environmental Quality by Universidade Feevale.

By means of a comparative approach, this work seeks to explicate the factors that gives rise to the creation and evolution of water rights as well as the differences between these ones in the Spanish and Portuguese colonies.

Theoretical discussion

When historians talk about water rights, they refer specifically to the ways in which organized societies have set up rules to take, share, enforce, and dispute water for utilitarian goals. At the beginning, Roman jurists classified the water resources in public and private in order to define which watercourses may be object of private ownership. Later on, English justice courts defined the rule to appropriate water on base of land ownership. This model of property named riparian right allocates water among landowners whose lands are adjacent to watercourses. In United States came up a new type of water right known as prior appropriation model which confers older users the priority to use water in a specific allotment in a waterbody.

Riparian and prior appropriation rights has been the most usual models to allocate water among private owners in most part of Latin America from colonial times. However, still there is a gap between the historical production and the theoretical discussion on the topic, mostly for the Brazilian case.

Methodology

This work explores the issue of water rights from an historical outlook and a comparative approach. Our aim is to describe the formation of water rights in Spanish America and Brazil to the light of the traditional division between public and private waters, as well as the allocation of water according to the riparian and prior appropriation models. The comparison between water rights in Brazil and Spanish colonies may render evidence about the disparate policies of Spanish and Portuguese kings related water rights.

Results and discussion

So far, our research has found noticeable differences between water rights in Brazil and Spanish America. In the case of Brazil never arose a set of written rights for the entire country, just disperse laws for regions where intensive use of water gave rise to competitive struggle among

interested people such as in the Reconçavo Bahiano e Minas Gerais.

The abundance of water resources in Brazil may explain the little interest of Portuguese Crown for issuing and enforce laws regarding water. Since agriculture basically depended on rainfall, use of water from rivers was not much necessary for rural population. In fact, rivers were seen as transport roads before as sources of water for agriculture or other economic activities. It does not mean that Brazil had lacked of water rights, but the norms regarding water were grounded on the consuetudinary law that gives people the liberty to take water of adjacent watercourses to their properties. So, it may said that the primarily model to allocate water in Brazil was the riparian right.

By contrast, in the core areas of Spanish America – typically Mexico and Peru – emerged a complex set of norms intended to halt the increasing competition for water between Indians and Spanish colonizers. Even more, the Crown became institutionalize the issue of water rights by means of the creation of separated courts to solve lawsuits regarding water use. Interestingly, the colonial authorities made a clear differentiation between water for urban and rural areas which gave rise to two bodies of water laws. The ultimate reason for enforcing laws about water in the core areas of Spanish power in the New World has to see with the severe shortage of such resource in there. For this reason, the primary model to allocate water in Spanish dominions was the prior appropriation right.

Conclusion

Brazil and Spanish American dominions walked through different pathways in matter of water rights due in part to their environmental conditions and their peculiar historical evolution. Thus Brazilians were inclined by riparian right whereas Spanish colonies preferred a model of allocation based on a prior appropriation right.

However, in both regions also emerged other models of water rights in peripheral areas where the climatic conditions or the persistence of Pre-Columbian customs gave rise to specific forms of allocating and sharing water resources. So, the main task for future research is to explore new forms of water rights as well as the rich range of practices, cultures, and rituals regarding water basically in Brazil.

Bibliography

FONSECA Castro, Alberto de Freitas e José Francisco do Prado FILHO “Um Importante Episódio na História da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: O Controle da Coroa Portuguesa Sobre o Uso da Água nas Minas de Ouro Coloniais” RBRH – *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 11 n.3 Jul/Set 2006, 5-14.

GETZLER, Joshua. *A History of Water Rights at Common Law*, Oxford: Oxford University Press, 2004.

LIPSETT-RIVERA, Sonya. *To Defend Our Water with the Blood of Our Veins*, Albuquerque: University of New Mexico Press, 1999.

MATSUI, Kenichi *Native peoples and water rights : irrigation, dams, and the law in western Canada* Montreal : McGill-Queen's University Press, 2009.

MEYER, Michael C. *Water in the Hispanic Southwest: A Social and Legal History, 1550-1850*. Tucson: University of Arizona Press, 1996.

TRAWICK, Paul B. *The Struggle for Water in Peru: Comedy and Tragedy in the Andean Commons*. Stanford, Stanford University Press, 2003.

VERGARA Blanco, Alejandro “Contribucion a la historia del derecho de aguas. III: Fuentes y principios del derecho de aguas indiano” En: *Revista Chilena de Derecho*, Vol. 19, N° 2, 1992.

A COMPENSAÇÃO ECOLÓGICA NO PROCESSO DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL: CONSIDERAÇÕES À APURAÇÃO DO QUANTUM COMPENSATÓRIO

João Luis Kleinowski Pereira, PUCRS.¹

Haide Maria Hupffer, UNISINOS.

Luiz Gonzaga Silva Adolfo, UNISINOS.

Palavras-chave: Compensação Ambiental; Poluidor-Pagador; Princípio da Prevenção. Quantum Compensatório.

INTRODUÇÃO

Os critérios legais utilizados na fixação do quantum compensatório no processo de licenciamento ambiental vêm sofrendo modificações desde sua edição, especialmente para suprir lacunas existentes. Inicialmente, a Lei previu valor pecuniário mínimo e o Poder Judiciário rechaçou declarando-a inconstitucional; em seguida, a regulamentação determinou critério diverso e, por fim, o decreto que regulamentou a lei especial manteve como base para a apuração da compensação o custo total do empreendimento. O critério econômico utilizado, quando posto em igualdade com o grau de impacto ambiental, acaba por minorar a importância desse último e essencial elemento, desvirtuando, sobretudo, os princípios constitucionais ambientais – proteção, precaução e equidade/solidariedade intergeracional – e gerando um cenário de insegurança jurídica.

No decorrer das últimas décadas, a sociedade tem enfrentado com maior clareza a questão ambiental e alguns conceitos se consolidaram de maneira a exigir uma nova postura de enfrentamento aos ataques sofridos pelo meio ambiente.

¹ - João Luis Kleinowski Pereira, Pós-graduado em Direito da Economia e da Empresa (MBA) pela FGV, pós-graduado em Direito do Estado pela UNIRITTER, graduado em Direito pela PUCRS e Mestrando em Qualidade Ambiental na FEEVALE. Advogado. E-mail: joaokpereira@gmail.com.

- Haide Maria Hupffer, Doutora em Direito (UNISINOS). Professora no Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale, Coordenadora do Curso de Graduação em Direito da Universidade Feevale. Endereço eletrônico: haide@feevale.br.

- Luiz Gonzaga Silva Adolfo, Doutor em Direito (UNISINOS). Professor no Programa de Pós-Graduação em Direito da UNISC (Mestrado e Doutorado). Professor dos Cursos de Direito da ULBRA e da UNISC. Endereço eletrônico: gonzagaadolfo@yahoo.com.br.

Para o desenvolvimento de qualquer atividade empresarial, os investimentos inerentes são sobremaneira altos e vinculados a uma série de fatores previsíveis e, por vezes, imprevisíveis. Nesse contexto, a questão ambiental encontra relevância inclusive econômica e deve ser considerada antes mesmo de promover qualquer investimento em seus empreendimentos.

O instituto compensatório é resultado da tolerância legal de degradação ambiental, e a perda eterna de alguns aspectos ambientais da região devastada é inevitável; entretanto, esta tolerância é medida, quantificada e regrada.

O objetivo do instituto é tornar-se um instrumento estratégico para a promoção do equilíbrio ecológico por meio da destinação de recursos para a manutenção de determinadas unidades de conservação, ou mesmo para a criação de novas unidades, uma fonte de renda alternativa e direcionada ao financiamento e às necessidades na medida do dano não-mitigável.

O presente estudo tem como objetivo enfrentar o fato de que a lei não determina critérios firmes para apurar o valor da compensação ambiental. De um lado, a lei buscou determinar um valor mínimo, e na primeira oportunidade o dispositivo foi rechaçado pelo Poder Judiciário em instância superior; de outro lado, a flagrante lacuna legal acerca de uma metodologia eficaz para o cálculo do valor da compensação do dano ambiental ainda não ocorreu.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Passados alguns anos de sua efetiva aplicação em caso concretos, o instituto da Compensação Ambiental foi objeto de questionamentos acerca de sua constitucionalidade e, especialmente, sobre seus critérios de fixação do quantum compensatório no processo de licenciamento ambiental, e sofreu limitações judiciais relevantes em seu texto legal.

A lei especial delegou ao IBAMA a competência para estabelecer o grau de impacto e determinou que apenas os impactos negativos sobre o meio ambiente deveriam ser considerados para fins da fixação da compensação frisando que o valor da compensação ambiental é igual ao valor de referência multiplicado pelo grau de impacto; entretanto, o valor de referência é dado pelo somatório dos investimentos necessários ao empreendimento. Ou seja, o cálculo tem como elemento fundamental o investimento destinado ao empreendimento, e não apenas o impacto no meio ambiente.

Se a intenção aqui era contemplar os dizeres de Rui Barbosa, que conceituou justiça como sendo o tratamento igual aos iguais e desigual aos desiguais na medida em que se desiguam, até se poderia estar diante de uma situação de justiça, mas em hipótese alguma diante das medidas necessárias e direcionadas à proteção do meio ambiente.

Nesta linha, a seguinte pergunta: “Como reparar em dinheiro o dano ambiental, considerando a dificuldade na quantificação monetária dos bens ambientais?” Na tentativa de obter resposta, examina-se alguma jurisprudência tendente a avaliar os custos da reparação ambiental para concluir que os elementos mais considerados na apuração do valor são, de fato, métodos alternativos de avaliação de cálculo e aplicáveis ao caso concreto com incidência do princípio *in dubio pro ambiente*.²

Fiorillo denuncia que o instituto da Compensação Ambiental tem sido utilizado de maneira pouco transparente, ou seja:

com valores exagerados e não correlacionados com os estudos de impactos a que se refere o empreendimento. Esse fato tem conduzido à elevação de custos que se refletirá na tarifa dos serviços públicos e, por consequência, onerará os valores dos serviços prestados aos consumidores finais. É absolutamente necessário o estabelecimento de normas e critérios transparentes para a compensação ambiental e a rigorosa fiscalização da aplicação de tais recursos que devem estar estreitamente relacionados com as questões ambientais do empreendimento.³

Assim se posicionou o Supremo Tribunal Federal: “O valor da compensação-compartilhamento é de ser fixado proporcionalmente ao impacto ambiental, após estudo em que se assegurem o contraditório e a ampla defesa”.⁴

O papel do órgão ambiental e da comunidade foi integralmente desconsiderado. Afinal, qualquer empreendimento que se faça trará benefícios e malefícios. Resta saber em que medida o malefício ocorrerá na seara ambiental e qual tratamento deve ser dado.

Ora se “o valor da compensação-compartilhamento é de ser fixado proporcionalmente ao impacto ambiental, após estudo em que se assegurem o contraditório e a ampla defesa”,⁵ questiona-se: Quais critérios devem ser considerados se inexistente legislação especial nesse sentido? Em que momento serão considerados os benefícios trazidos pelo empreendimento à região, inclusive benefícios ambientais? E os profissionais designados à análise e apuração do quantum estão

² LEITE, José Rubens Morato. *Dano Ambiental: Do indivíduo ao coletivo, extrapatrimonial*. 2003, p. 215-217.

³ FIORILLO, Celso Antonio Pacheco. *Licenciamento Ambiental*. São Paulo: Saraiva, 2011, p.249.

⁴ BRASIL. Supremo Tribunal Federal. *Ação Direta de Inconstitucionalidade nº 3.378*, de 2008. Relator: Min. Carlos Brito. Disponível em: <<http://redir.stf.jus.br/paginadorpub/paginador.jsp?docTP=AC&docID=534983>>. Acesso em: 7 set. 2012.

⁵ BRASIL. Supremo Tribunal Federal. *Ação Direta de Inconstitucionalidade nº 3.378*.

suficientemente municiados de informações e treinamento para bem auferirem os prejuízos causados ao meio ambiente?

Ademais, o órgão licenciador não poderá, arbitrariamente, definir o valor do financiamento compartilhado, uma vez que deverá agir sob o manto da legalidade, impessoalidade, moralidade, publicidade e eficiência, conforme preceitua a Carta Magna em seu artigo 37.

A atual sistemática de apuração do quantum compensatório, ou financiamento compartilhado, não traz critérios isentos para quantificar o valor do impacto; a estrutura legislativa neste aspecto é falha. Quando a apuração da compensação ambiental representar um entrave por demais oneroso ao empreendimento, fatalmente o empreendedor buscará, no Poder Judiciário, outra solução; de outro lado, se a apuração da compensação ambiental for demasiadamente baixa, perderá o meio ambiente, que não será compensado na justa medida. Teme-se não poder falar em legal medida; afinal, a lei não determina os critérios a serem considerados nesta apuração.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Compensação Ambiental, ou ecológica, é uma resposta econômica à questão do dano ambiental. Uma solução precária com fundamento na racionalidade capitalista e distante da finalidade precípua de preservação do meio ambiente e do agir ético e preocupado com as gerações futuras.

Severas críticas são feitas ao mecanismo da compensação ambiental quando a lei especial não prevê os critérios para a apuração do valor da compensação e parte de premissas dissociadas da finalidade da lei, que é a preservação integral do meio ambiente, especialmente em respeito às gerações futuras.

O que se entende relevante destacar é que se compreende a dificuldade de apurar o valor de um dano ainda não ocorrido, e que para a Administração Pública persiste a dificuldade de determinar parâmetros isentos de arbitrariedade para a quantificação do dano. Entretanto, não pode o empreendedor ter a viabilidade de seu empreendimento afetada tendo-se por base um mecanismo de cunho econômico, e que seus fundamentos e critérios utilizados justamente para apurar a grandeza econômica da medida compensatória sejam frágeis na medida em que consideram elementos diversos da estrita preservação ambiental.

TECNOLOGÍA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL EN LA ESCUELA PRIMARIA

Migdely Barbarita Ochoa Ávila, Centro de Información y Gestión Tecnológica (CIGET).

Orientadora: Profa.Dra Olga Alicia Gallardo Milanés. Universidad de Holguín

Palabras-clave: Gestión ambiental. Escuela primaria. Dimensiones. Tecnología para la gestión ambiental integral.

INTRODUCCIÓN

Existe la necesidad de una mejora del medio ambiente escolar por la insuficiente aplicación de enfoques y dimensiones de la gestión ambiental que posibiliten transformar los problemas ambientales asociados al desconocimiento de las regulaciones ambientales, al uso de recursos agotables como el agua, la energía, la necesidad de gestionar responsablemente sus residuos, los efectos negativos que se derivan del entorno donde están ubicadas, y la no existencia de una tecnología que permita la inclusión y mejora de las dimensiones del medio ambiente escolar.

La necesidad de evaluar la efectividad del proceso de gestión ambiental en instituciones educativas y la no existencia, al menos explícitamente, de un fundamento metodológico que permita tomar decisiones efectivas al planificar, organizar, ejecutar y controlar acciones orientadas a elevar la gestión ambiental de la escuela primaria. De lo expuesto se deriva como **problema científico**: las insuficiencias en la gestión ambiental en la escuela primaria, que no considera los enfoques sistémico y participativo ni dimensiones esenciales, limitan la mejora del medio ambiente.

Objetivo general: elaborar y aplicar un modelo sistémico y participativo para la gestión ambiental en la escuela primaria que contribuya a la mejora del medio ambiente.

Los métodos y técnicas utilizados fueron: teóricos: histórico – lógico: en la construcción del marco teórico, el análisis y síntesis, inducción – deducción y la modelación sistémica estructural; empíricos: para la confección de la propuesta teórico- metodológica y su posterior validación, se aplicaron técnicas como: encuestas, entrevistas, diseño, operacionalización e integración de indicadores, método del criterio de expertos para lograr el consenso en los resultados; métodos bibliométricos para el análisis de la información; y métodos estadísticos para el análisis de datos.

Modelo de gestión ambiental integral para la escuela primaria

El modelo muestra en su superestructura a la **gestión ambiental de las instituciones educativas**, como proceso externo orientador de políticas, objetivos y estrategias de gestión ambiental generales a las que debe responder el sistema Escuelas Primarias (EP) desde sus particularidades, aparece además en lo externo **el entorno** compuesto por las organizaciones (empresa, familia, comunidad, instituciones) que interactúan con el sistema, en lo que es muy importante definir qué problemas ambientales se derivan de las afectaciones mutuas y establecer la relación para la transformación de la misma, (ver figura 1).

En el modelo se definen **procesos**: -los procesos de dirección que son los encargados de conducir a la organización en el cumplimiento de su misión para dar respuesta a la **necesidad social** de educar integralmente las niñas y los niños, demanda directa de la familia; -el proceso clave, es el docente educativo, el cual es la razón de ser de la organización; y -los procesos de apoyo, entre los que se encuentra el de gestión ambiental, que contribuyen a mantener los procesos principales o a desarrollar actividades auxiliares a ellos.

El modelo presenta como entradas elementos del proceso de gestión ambiental:- **recursos naturales y materiales**, entendidos estos para el caso de los naturales, agua, energía y suelo, y para el caso de los materiales, materiales de oficina, materiales para la limpieza, la base material de vida, la base material de estudio, alimentos, entre otros, que son necesarios para el funcionamiento de la organización; - la **infraestructura**, referida a la edificación de la escuela primaria, sus áreas y locales, que debe armonizar en cuanto a sus características constructivas, higiénicas y estéticas para minimizar o controlar los efectos ambientales que de ella se deriva;y -los **actores** son un elemento importante para la gestión ambiental, se han definido como **actores internos**: - directivos: su papel está dirigido a ser los líderes en el cumplimiento de la política ambiental, deben ser capaces de motivar al resto de los trabajadores y de realizar la verificación del sistema para efectuar la toma oportuna de decisiones; -administrador: encargado del uso responsable de los recursos necesarios; - trabajadores de servicios: estos deben jugar un papel esencial en el control de los impactos que se derivan de sus procesos, lo que permite cumplir con los procedimientos de trabajo que a su vez le garantizan un medio ambiente laboral adecuado; - trabajadores docentes: su misión fundamental será la de vincular los componentes del medio ambiente escolar con la docencia, así como motivar a los alumnos en la reflexión de cómo proteger y conservar el medio ambiente de su escuela; -niñas y niños: su papel estará vinculado con el despliegue de la

responsabilidad ante el cuidado y conservación del medio ambiente escolar. El proceso de gestión ambiental integral requiere de un figura importante, el gestor ambiental, como ente dinamizador, impulsor y facilitador del aprendizaje conjunto entre los actores y para aportar nuevas funciones tecnológicas que rompen con las tradicionales de la organización, es decir, aparece un nuevo desempeño asociado al gestor de un proceso encargado del cuidado de los recursos ambientales, el proceso de gestión ambiental, el cual calza al resto de los procesos ante la demanda de encontrar soluciones a los problemas relacionados con los aspectos ambientales en el sistema EP.

El modelo tiene como centro al proceso de gestión ambiental integral y este a su vez se distingue por 6 dimensiones, estas son: humana, material, relacional, tecnológica, económica y jurídica.

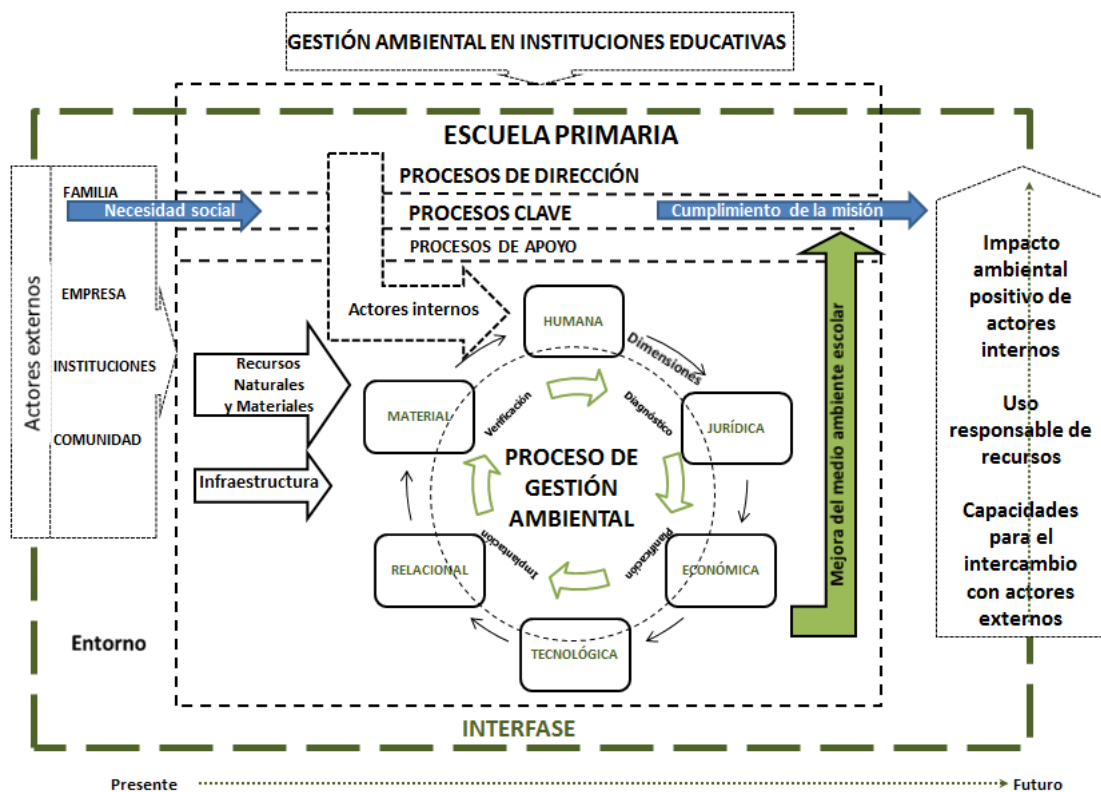


Figura 1. Modelo conceptual para la gestión ambiental sistémica y participativa en la escuela primaria

Para que la gestión del medio ambiente escolar sea adecuada, tanto los actores internos como externos deben jugar un papel activo en el cumplimiento de sus funciones de acuerdo a sus potencialidades y poseer un nivel de capacitación en relación a los aspectos e impactos ambientales mutuos y sobre la aplicación de herramientas que permitan la búsqueda de soluciones. Cada actividad debe ser concebida y ejecutada con determinada lógica,

profundizando en el orden metodológico, por lo que la gestión ambiental se desarrolla a través de funciones básicas cíclicas que al repetirse para lograr la mejora, pasan a un nivel superior.

CONSIDERACIONES FINALES

El modelo conceptual permite crear las bases para el diseño de una solución concreta y sólida al problema científico planteado, por cuanto permitió conformar un procedimiento para la gestión ambiental integral basada en enfoques sistémico y participativo, que propicia el desarrollo de este en la escuela primaria. El procedimiento para la gestión ambiental integral tiene como objetivo el favorecer el desarrollo de acciones ambientales desde el diagnóstico hasta la toma de decisiones para el mejoramiento del medio ambiente escolar. La tecnología (modelo conceptual y procedimiento general) propuesta beneficia a la escuela primaria al diagnosticar los problemas ambientales desde las dimensiones propuestas, y proceder a la transformación de la situación al elevar el conocimiento de los actores, en el manejo responsable de recursos vitales como la energía, el agua, en el alcance de mejores relaciones con organizaciones del entorno.

BIBLIOGRAFÍA

Etxebarria Robledo, Egoña; Sánchez Fuente, Francisco. “Diseño de un modelo de gestión basado en la proactividad organizacional”. [Documento en línea]. Revista de Dirección y Administración de Empresas, 2008, 15(8). Disponible en: www.biblioteca.universia.net/.../diseño-modelo-gestion-basado-proactividad. [Consulta: 20 diciembre 2011].

Gil Pérez, Daniel; Vilches Amparo. “Década de la Educación para el Desarrollo Sostenible. Algunas ideas para elaborar una estrategia global”. [Documento en línea]. Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias. 2005, 2(1). Disponible en: www.redalyc.uaemex.mx/src/inicio/HomRevRed.jsp?iCveEntRev=920. [Consulta: 16 febrero 2012].

González Arencibia, Mario. “Una gráfica de la Teoría del Desarrollo. Del crecimiento al desarrollo humano sostenible”. [Documento en línea], 2006. Disponible en: www.eumed.net/libros/2006/mga-des/. [Consulta: 16 febrero 2012].

Hurtado Badiola Margarita. Asesoría para la elaboración de la propuesta del Modelo de Gestión Ambiental Escolar para instituciones de educación básica. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable Dirección de Educación Ambiental, 2010. pdf

GRUPO INTERDISCIPLINAR SOBRE GESTÃO E SUSTENTABILIDADE

Ramiro Alberto Flores Guzmán^{1*}; Andrise Taiquiara França de Lima²; Virgílio José Strasburg¹; Alexandre Bogner²; FEEVALE

Palavras-Chave: Grupo de Pesquisa e Estudo. Pós-graduação *strictu sensu*. Ciências Ambientais.

INTRODUÇÃO:

O Grupo Interdisciplinar sobre Gestão e Sustentabilidade é formado por estudantes de pós-graduação *strictu sensu* da Universidade Feevale, que vem de disciplinas e trajetórias diversas, mas com um escopo nos temas do ambiente e sustentabilidade numa perspectiva associada aos campos das ciências sociais, humanas e da natureza.

O objetivo do grupo é abrir um espaço de encontro para todos aqueles estudantes e pesquisadores que busquem a troca de ideias e a produção científica. O grupo também apoia os alunos dos cursos de pós-graduação da Universidade FEEVALE que desejem apresentar, nas reuniões semanais, seus avanços acadêmicos.

O núcleo que integra o Grupo Interdisciplinar (Figura 1) vem das áreas das ciências biológicas, da saúde e humana.

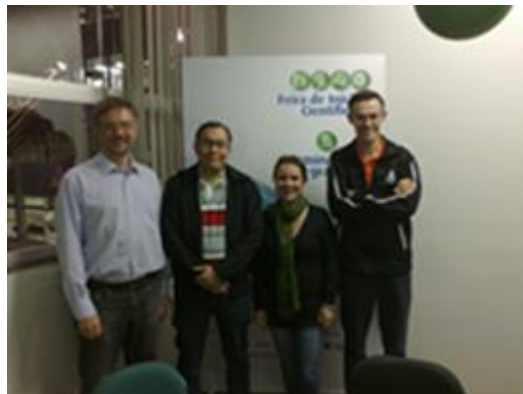


Figura 1: núcleo que integra o Grupo Interdisciplinar

¹ Doutorando do Programa de Pós Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

² Mestrando do Programa de Pós Graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale.

A ciência ambiental é uma área promissora e um potencial campo de trabalho interdisciplinar. O estudo do homem e a natureza é um campo abrangente que precisa da colaboração entre cientistas de muitas disciplinas, não só para alcançar um conhecimento mais aprofundado das inter-relações entre civilização e meio ambiente, mas também para refletir sobre os efeitos da ação humana e as soluções viáveis para preservar o legado natural.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA:

Segundo Maranhão (2010), os saberes disciplinares isolados são insuficientes para a análise e solução de problemas ambientais complexos, portanto o desafio é superar os limites do campo científico e da organização disciplinar do conhecimento através da interdisciplinaridade.

A ideia de interdisciplinaridade já estava associada ao discurso ambiental na década de 70 no século passado, que defendia o conhecimento integrado para o tratamento da complexidade ambiental (SILVA, 2000). A procura por uma compreensão e solução dos problemas ambientais deve reunir pelo menos duas das grandes áreas do conhecimento científico, as chamadas Ciências Biológicas e Ciências Humanas (ROCHA, 2003).

Coimbra (2000) aponta as variações da disciplinaridade: o tema multidisciplinar pode ser abordado por duas ou mais disciplinas sem que ocorra um diálogo entre elas, o tema interdisciplinar consiste numa abordagem em que duas ou mais disciplinas intencionalmente buscam o entendimento comum, mas mantém sua metodologia e os limites dos seus respectivos campos. Já a transdisciplinaridade deve ser uma superação científica e humanística que possibilite uma visão holística do tema abordado, algo a ser alcançado.

METODOLOGIA:

O grupo interdisciplinar foi formado por estudantes de pós-graduação strictu sensu da Universidade FEEVALE e conta com a participação de professores dessa Universidade e de outras instituições de ensino de pesquisa, buscando ampliar as discussões dos temas ambientais propostos pelo grupo. Ressaltando que a base científica, para o debate e para os estudos propostos, são artigos científicos, monografias, dissertações e teses acadêmicas.

A coordenação do grupo é escolhida pelos integrantes e será alternada a cada ano letivo. Cabe a ele convocar e dirigir as reuniões, assim como supervisionar os projetos propostos pelos membros. As reuniões são realizadas semanalmente na Universidade FEEVALE observando a disponibilidade de horário da maioria dos participantes.

RESULTADOS:

Desde a formação do grupo, as discussões iniciais foram focadas em dois aspectos fundamentais: a definição de nossa área de atuação e a discussão sobre indicadores de gestão.

Sobre o primeiro ponto, o grupo tem procurado entender a origem etimológica e histórica das palavras que geralmente usamos para definir a ação política na área ambiental como gestão, gerenciamento, governança e sustentabilidade. Mais importante ainda é descobrir como estas palavras tem sido adotadas, e com que sentido, na área ambiental.

O segundo grande tema discutido pelo grupo é a construção de indicadores sobre participação pública na gestão ambiental. Inicialmente temos abordado o tema da participação política nos Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica a partir da monografia “A Participação Social na Gestão dos Recursos Hídricos ao Longo dos 21 anos de Trabalho do COMITESINOS (SILVA, 2010)”. O foco do grupo foi os resultados obtidos neste estudo, que através de indicadores buscou avaliar a participação do governo, usuários e população nas plenárias do Comitê. A participação social na gestão de recursos hídricos também foi pautada tendo como base o artigo científico de Jinglinga (2010) que avalia a participação social na gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Haihe, na China. Nesses encontros contamos com a participação do docente Roberto Harb Naime, da Universidade FEEVALE e da professora Olga Alicia Gallardo Milanés, da Universidade de Holguin em Cuba.

DISCUSSÃO:

A formação de um grupo de estudo e pesquisa formado pelos alunos de pós-graduação visa abrir um novo espaço de troca de ideias, com maior comprometimento dos alunos, dentro da dinâmica de seminário de estudos. A partir desta estrutura, temos o objetivo de desenvolver trabalhos de pesquisa acadêmica colaborativa e vincularmos com grupos e redes dentro e fora da universidade.

A interdisciplinaridade ambiental é o processo de pesquisa, de conhecimento, de levantamento, análise e síntese da realidade por diferentes campos disciplinares, em trabalho conjunto interligado por um objetivo unificado: o de compreender e resolver as dificuldades socioambientais (ROCHA, 2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS:

Como desdobramentos futuros o grupo pretende divulgar os temas debatidos em revistas eletrônicas, elaborar um *paper* e submetê-lo à uma revista científica e buscar financiamento para o desenvolvimento de projetos interdisciplinares futuros. .

Agradecemos o apoio da Coordenação do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental, que gentilmente cedeu o espaço para as reuniões do grupo.

REFERÊNCIAS

COIMBRA, J. A. A. Considerações sobre a Interdisciplinaridade. In: PHILIPPI JUNIOR, A.; TUCCI, C.E.M.; HOGAN, D. J.(Org.). **Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais**. São Paulo : Editora Signus , 2000. p.52-70.

JINGLINGA, L.; YUNA, L.; LIYAA, S.; ZHIGUOA, C.; BAOQIANGB, Z. Public participation in water resources management of Haihe river basin, China: the analysis and evaluation of status quo. **Procedia Environmental Sciences**, v.2 1750–1758, 2010.

MARANHÃO, T. P. A.. Produção Interdisciplinar de Conhecimento Científico no Brasil: temas ambientais. **Revista Sociedade e Estado**, v. 25, nº 3, Set./Dez. 2010.

ROCHA, P. E. D. Trajetórias e Perspectivas da Interdisciplinaridade Ambiental na Pós-graduação Brasileira. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, nº 2, Jul./Dez. 2003.

SIERRA-FLORES, M. M.; RUSSELL BARNARD, J. M.. Los Grupos de Investigación Más Productivos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) en el área de Física: 1990 a 1999. **Investig. bibl.**, México, v. 23, n. 48, 2009.

SILVA, D. J. O Paradigma Transdisciplinar: uma Perspectiva Metodológica para a Pesquisa Ambiental In: PHILIPPI JUNIOR, A.; TUCCI, C.E.M.; HOGAN, D. J.(Org.). **Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais**. São Paulo : Editora Signus , 2000. p.71-94.

SILVA, D.C. **A Participação Social na Gestão dos Recursos Hídricos ao Longo dos 21 anos de Trabalho do Comitesinos**. Monografia (Especialização em Democracia Participativa, República e Movimentos Sociais.)- MG, Belo Horizonte,