

ANÁLISE DE MICRONÚCLEOS EM PEIXES DO RIO IJUÍ.

CARACTERIZAÇÃO DA CONSERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO CADEIA EM SANTA MARIA DO HERVAL POR MEIO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA.

MONITORAMENTO DA GENOTOXICIDADE DA ÁGUA DE BANHADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS UTILIZANDO PEIXES E MOLUSCOS COMO BIOINDICADORES.

SAMAMBAIAS E LICÓFITAS COMO INDICADORAS DO EFEITO DE BORDA EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.



ANÁLISE DE MICRONÚCLEOS EM PEIXES DO RIO IJUÍ

Emitério da R. Neto¹. Bolsista CAPES/FAPERGS. Universidade Feevale, Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul.

Günther Gehlen². Universidade Feevale, Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul.

Luciano Basso da Silva². Universidade Feevale, Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: Poluição aquática, teste de micronúcleos, peixes.

INTRODUÇÃO

Os sistemas aquáticos naturais são abertos e dinâmicos e por isso sofrem modificações contínuas na sua composição química (Costa et al. 2008), sendo que, de acordo com Castillo et al. (2001) muitas destas modificações podem ocorrer pela mistura complexa de compostos químicos, produzidos pela atividade humana. Estas intervenções antropogênicas acabam aumentando, de acordo com Cabanelas & Moreira (2012) a presença de compostos xenobióticos nos ecossistemas aquáticos. Ohe et al. (2004) destacam os efluentes domésticos e industriais como sendo as principais fontes de poluição aos ambientes aquáticos.

Em função da genotoxicidade de determinados poluentes, tornam-se imprescindíveis estudos que avaliem a sua ação nos organismos e também no ecossistema como um todo. Os trabalhos de genética toxicológica contribuem para a detecção de ecossistemas aquáticos contaminados e serve como subsídio para a tomada de medidas que visem à adequação dos níveis de poluentes descartados nos corpos d'água em concentrações não prejudiciais ao ecossistema. Neste contexto, este trabalho tem o objetivo de monitorar a genotoxicidade do Rio Ijuí utilizando o teste de micronúcleo em peixes.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

¹ Doutorando em Qualidade Ambiental (Feevale). Bolsista Capes/Fapergs.

² Doutor em Ciências Biológicas (neurociências). Universidade Feevale.

² Doutor em Genética e Biologias Molecular. Orientador do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental (Feevale).

A contaminação de ambientes aquáticos por poluentes químicos tóxicos pode apresentar diferentes origens. Uma delas pode ser através do descarte de efluentes domésticos e industriais, que se caracteriza em um sério e grave problema que apesar da legislação vigente continua ocorrendo irresponsavelmente (Claxton et al., 1998, White e Rasmussen, 1998). Outra fonte de contaminação pode ser a agricultura que utiliza em sua prática atual diversos tipos de agrotóxicos com o intuito de combater organismos indesejáveis. Estes agrotóxicos podem alcançar os corpos de água através da aplicação intencional, deriva e escoamento superficial a partir de áreas onde ocorreram aplicações (Tomita e Beyruth, 2002).

Os peixes são considerados bons organismos para análise da genotoxicidade de ambientes aquáticos, pois acumulam poluentes diretamente através da água contaminada ou indiretamente pela ingestão de outros organismos contaminados (Matsumoto et al., 2006). O método de análise da ação de compostos mutagênicos mais utilizados em peixes é o teste de micronúcleo (MN) (Al-Sabti e Metcalf, 1995; Udriou, 2006).

A frequência de micronúcleos em peixes de água doce é um biomarcador que possibilita detectar danos genotóxicos devido às descargas urbanas ou industriais, metais pesados e pesticidas (Bolognesi & Hayashi, 2011).

A Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí pertence à Região Hidrográfica do Uruguai, destacando-se as atividades econômicas ligadas ao setor primário, predominando as lavouras de soja. Alguns municípios desta bacia apresentam também os setores secundários e/ou terciários mais desenvolvidos. Os principais usos da água se destinam a irrigação e ao abastecimento público (Profill, 2011). Como principais problemas ambientais da região citam-se a descarga de esgotos sem tratamento nos corpos hídricos e atividades agrícolas sem utilização de práticas de conservação dos solos (Fepam, 2012). Diante destas fontes de contaminação, torna-se importante monitorar a genotoxicidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí, como forma de avaliar a qualidade desses ambientes, devido à disposição de contaminantes de fontes distintas que combinadas, constituem uma complexidade de químicos na água.

METODOLOGIA

Para a realização deste trabalho, foram monitorados três pontos, sendo dois ao longo do rio Ijuí, nos municípios de Santo Ângelo e Rolador, e um ponto no rio Ijuizinho, no município de Entre-Ijuís, este sendo considerado um ponto de referência sem índices elevados de contaminação.

Até o momento, foi realizada uma coleta de peixes (espécie *Astyanax jacuhiensis* - lambari) nos pontos selecionados, no verão de 2014.

Após a coleta, lâminas com esfregaços sanguíneos foram preparadas para análise de micronúcleos e anormalidade nucleares, de acordo com Grisolia (2002) e Carrasco et al. (1990). Em cada ponto de coleta, foram coletados dez exemplares da espécie *Astyanax jacuhiensis*, sendo analisados 2.000 eritrócitos por peixe.

Os dados foram comparados utilizando o teste de Kruskal-Wallis considerando o nível de significância de $p < 0,05$.

RESULTADOS

A frequência de células com micronúcleo variou entre 0,25‰ e 1,65‰ e para outras anormalidades a variação foi maior, entre 1,6‰ e 8,0‰.

Para análise de micronúcleo, não houve diferença significativa entre o ponto de referência e o ponto no município de Rolador, onde as médias foram de $0,25 \pm 0,35$ e $0,65 \pm 0,82$, respectivamente. No entanto, comparando com o ponto localizado no município de Santo Ângelo com os demais, observa-se diferença significativa, onde a média obtida para este ponto foi de $1,65 \pm 1,18$. Da mesma forma, para as outras alterações nucleares não foi observada diferença significativa entre ponto de referência e o ponto no município de Rolador, onde as médias foram de $1,6 \pm 1,3$ e $4,0 \pm 2,4$ e valores significativamente maiores foram observados no ponto em Santo Ângelo, onde a média foi $8,0 \pm 3,0$.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos apresentam uma variação na frequência, tanto para micronúcleos, como para outras anormalidades nucleares, permitindo a conclusão de que as condições no ponto de coleta localizado no município de Santo Ângelo apresenta efeito de genotoxicidade e citotoxicidade maior sobre a espécie estudada em relação às condições dos demais pontos.

Trabalhos desenvolvidos por Ayllón & Garcia-Vazquez (2001), Palhares & Grisolia (2002), Çavas & Ergene-Gozukara (2003) e Souza & Fontanetti (2006), consideram que alterações no núcleo das células são derivadas da ação de misturas complexas, que possuem compostos que causam danos de ordem genotóxica e citotóxica. Ayllón & Garcia-Vazquez (2001), Gravato & Santos (2002) e Kirschbaum et al. (2009), utilizando outras espécies de peixes, comentam ainda que

a análise de anormalidade nucleares é um parâmetro de grande utilidade na avaliação de possíveis efeitos de ordem genotóxica derivados de poluentes ambientais. Benincá (2006) comenta que anormalidades nucleares são biomarcadores que acusam danos nas células de ordem citotóxica, já a ocorrência de micronúcleo, um biomarcador de atividade genotóxica.

Portanto, verifica-se que a espécie estudada, está exposta a substâncias que possuem capacidade de provocar alterações na estrutura genética e celular destes peixes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dados mais detalhados e conclusivos serão obtidos com o prosseguimento do monitoramento nos três locais de coleta.

REFERÊNCIAS

Ayllon, F. & Garcia-Vazquez, E. Induction of micronuclei and other nuclear abnormalities in European minnow *Phoxinus phoxinus* and mollie *Poecilia latipinna*: an assessment of the fish micronucleus test. *Mut. Res.*, 467: 177-186. doi:10.1016/S1383-5718(00)00033-4. 2000

Ayllon, F. & Garcia-Vazquez, E. Micronuclei and other nuclear lesions as genotoxicity indicators in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ecotox. Environ.Saf.*, 49:221-225. doi:10.1006/eesa.2001.2065. 2001

Al-Sabti K; Metcalfe C. D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutat Res* 343:121-135. 1995.

Bolognesi, C. & Hayashy, M. 2011. Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis*, 26: 205-213.

Cabanelas, I. T. D.; Moreira, L. M. A. Danos citogenotóxicos em ecossistema aquático submetido a esgotamento sanitário urbano. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, V. 7, n. 2, 2012, 31-35.

Claxton, L. D., Houk, V. S. & Hughes, T. J. 1998. Genotoxicity of industrial wastes and effluents. *Mutation Research*, 410: 237-243.

Benincá, C., 2006, Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho – Jaguaruna (SC) e Santa Marta – Laguna (SC); utilizando *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae). Dissertação de Mestrado, Curitiba: UFPR (Universidade Federal do Paraná), PR.

Carrasco, K. R.; Tilbuty, K. L.; Myers, M. S. Assessment of the piscine micronucleus test as an *in situ* biological indicator of chemical contaminant effects. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 47, n. 11, p. 2123-2136. 1990.

Castillo, G. C.; Vila, I. C.; Neild, E.; Environ. Toxicol. 2001, 15, 370.

Costa, Carla R.; Olivi, Paulo; Botta, Clarice M. R. & Espíndola, Evaldo L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. Química Nova, Vol. 31, No 7, 1820-1830, 2008.

Çavas, T. & Ergene – Gozukara, S. Micronuclei, nuclear lesions and interfase silver-stained regions (AgNORs) as cytogenotoxicity indicators in *Oreochromis niloticus* exposed to textile mill effluent. Mutation research, 538:81-91. 2003.

Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM, 2012. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/baciahidrograficarioijui.asp>

Grisolia C. K.; Carla L.G. Rivero; Fernando L.R.M. Starling; Izabel C.R. da Silva; Antonio C. Barbosa and Jose G. Dorea. Profile of micronucleus frequencies and DNA - damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake. Genetics and Molecular Biology, 32, 1, 138-143. 2002.

Hinton, D. E.; Baumann, P. C.; Gardner, G. R. et al. Histopathology biomarkers. In: Hugget, R. J.; Kimerle, R. A.; Mehrle Jr., P. M. et al. Biomarkers biochemical, physiological and histological markers of antropogenic stress. Florida: Lewis, 1992. p.155-209.

Matsumoto, S. T; Mantovani, M. S; Malagutti, M. I. A; Dias, A. L; Fonseca, I. C; Marin-Morales, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in on root-tips. Genetics and Molecular Biology. 29, (1) 148-158. 2006.

Meletti, Paulo Cesar; Rocha, Odete; Martinez, Cláudia Bueno dos Reis. Avaliação da degradação ambiental na bacia do Rio Mogi-Guaçu por meio de testes de toxicidade com sedimentos e de análises histopatológicas em peixes. 2003

Palhares, D. & Grisolia, C. K. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomycin C treatment. *Genetics and Molecular Biology*, 25, 3, 281-284. 2002.

PROFIL- Engenharia e Ambiente- 2011. Disponível em www.profill.com.br/planoijui/bacia

Kirschbaum A.A.; Seriani, R.; Ranzani-Paiva, M.J.T.; Abessa D.M.S. & Pereira, C.D.S. 2009, Cytogenotoxicity biomarkers in fat snook *Centropomus parallelus* from Cananéia and São Vicente estuaries, SP, Brazil. *Gen. Mol. Biol.*, 32: 151-154. doi: 10.1590/S1415-47572009005000007

Souza, T. da S.; Fontanelli, C. S. Micronucleus test and observation of nuclear alterations in erythrocytes of Nile tilapia exposed to waters affected by refinery effluents. *Mutation Research*, 605:87-93. 2006

Schwaiger, J.; Wanke, R.; Adam, S. et al. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.*, v.6, p.75-86,1997.

Tomita, R.Y; Beyruth, Z. Divulgação Técnica Toxicologia de Agrotóxicos em Ambiente Aquático. *Biológico*, São Paulo, v.64, n.2, p.135-142, jul./dez., 2002.

Udroiu, I. The micronucleus test in piscine erythrocytes. *Aquatic Toxicology* 79. 201-204. 2006.

Ohe, T.; Watanabe, T. & Wakabayashi, K. 2004. Mutagens in surface waters: a review. *Mutat. Res.* 567, 109-149.

White, P. A. e Hamussen. The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. *Mutat. Res.* 410:223-226. 1998.

CARACTERIZAÇÃO DA CONSERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO CADEIA EM SANTA MARIA DO HERVAL POR MEIO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Ivanete Teresinha Mallmann – FEEVALE¹

Fernando Junges – FEEVALE²

Jairo Lizandro Schmitt – FEEVALE³

Palavras-chave: Monitoramento Ambiental. Recursos hídricos. Ações antropogênicas.

INTRODUÇÃO

Em qualquer lugar do planeta, seja numa metrópole ou num pequeno vilarejo, a vida está profundamente ligada aos sistemas lóticos ou ambientes dulcícolas (ALLAN e FLECKER, 1993). Como consequência das ações antropogênicas nas bacias hidrográficas, principalmente urbanização e atividades agropecuárias, rios e riachos vêm sofrendo intervenções ambientais. Estas alterações não se limitam às características físico-químicas e ambientais dos corpos d'água propriamente ditos, mas também se estendem às margens ao longo de seus cursos, sendo raros os que mantêm preservadas e íntegras suas condições naturais (ALLAN, 1995).

Em Santa Maria do Herval são poucos os estudos sobre ecossistemas em geral. No entanto, indicadores ecológicos são essenciais para avaliação do estado do meio ambiente ou para observar tendências na sua qualidade ao longo do tempo, fornecendo alertas de alterações precoces neste meio. Sendo assim, esses indicadores tornam-se imprescindíveis para orientação das complexas questões ambientais (DALE & BEYELER, 2001).

Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as condições ambientais do Rio Cadeia, no município de Santa Maria do Herval por meio de um Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR).

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios são compostos por *check lists* que ponderam determinados parâmetros atribuindo pontuação do estado de conservação em que os rios se encontram (BIZZO *et al.*, 2014). A avaliação da diversidade de habitats oferece condições para avaliar os níveis de impactos antrópicos em trechos de bacias hidrográficas (GAIDEAN *et al.*,

¹Mestre em Qualidade Ambiental, doutoranda em Qualidade Ambiental, bolsista CAPES.

²Graduado em Ciências Biológicas, bolsista FAPERGS

³Doutor em Botânica, professor titular do PPG em Qualidade Ambiental.

2000), constituindo-se em importante ferramenta em programas de monitoramento ambiental (CALLISTO *et al.*, 2001).

Atualmente, estudos acerca das avaliações rápidas têm sido desenvolvidos propondo uma descrição geral e qualitativa dos vários atributos que são pontuados ao longo de um gradiente, utilizando observações visuais com um mínimo de medidas (CALLISTO *et al.*, 2001). Estas técnicas destinam-se avaliar a composição e funcionamento dos sistemas lóticos, auxiliando no manejo e conservação destes ecossistemas apoiados por protocolos simplificados com parâmetros de fácil entendimento e utilização (CALLISTO *et al.*, 2002).

A preocupação em caracterizar os atributos físicos dos rios surgiu em meados da década de 1980, em programas de monitoramento dos recursos hídricos, a exemplo do Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP) da Agência Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e o National Water- Quality Assessment Program (NAWWA) do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (BARBOUR *et al.*, 1999).

METODOLOGIA

O município de Santa Maria do Herval (29°29'53"S e 50°59'34"W) localiza-se na região da Encosta Inferior do Nordeste no estado do Rio Grande do Sul (FORTES, 1959). De acordo com a classificação de Koeppen, o clima é do tipo Cfa, (PEEL *et al.*, 2007) e a precipitação pluviométrica anual média é de 1671 mm (CEEE, 2008). O Rio Cadeia é um dos seis maiores afluentes do Rio Caí, principal curso d'água da Bacia Hidrográfica do Caí (SEMA, 2007).

Para a coleta de dados sobre a situação da qualidade do Rio Cadeia foi aplicado um PAR em cinco diferentes pontos ao longo do rio, abrangendo toda sua extensão no território municipal, que é percorrido longitudinalmente pelo mesmo. A escolha dos trechos foi feita de forma a contemplar áreas urbanas e suburbanas. O ponto 1 localiza-se no extremo leste do município (29°31'004"S e 50°54'81"S, alt. 530m), próximo à divisa com o município de Igrejinha, distante 11 km do centro da cidade. A matriz em que ele está inserido é rural, com baixa densidade demográfica, porém, uma estrada assinala a ação antropogênica, próxima às margens do rio. O ponto 2 (29°30'054"S e 50°56'85"W, alt. 443m) dista 6,7 km do centro e está entreposto em matriz suburbana, com edificações próximas às margens do rio. O ponto 3 (29°30'112"S e 50°58'55"W, alt. 368m) também está situado em uma matriz suburbana com adensamento demográfico maior que o dos pontos 1 e 2, sendo este é o segundo maior do município. Neste local uma das margens do rio se

limita com uma área de lazer (camping). O ponto 4 (29°30'91"S e 50°59'77"W, alt. 386m) está localizado no centro da cidade, em uma matriz urbana que apresenta a maior concentração populacional do território municipal. O rio neste trecho é represado pela proximidade da barragem da Usina Hidrelétrica Herval. O ponto 5 (29°29'64"S e 51°02'75"W, alt. 171m) localiza-se a oeste do município, próximo às divisas com Picada Café e Morro Reuter. A matriz em que esse ponto está inserido é rural, porém, uma das margens adota uma área de camping.

O PAR utilizado neste estudo foi modificado da proposta de Hannaford et al.(1997) e da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) – EPA (1987) adaptado pelo pesquisador Marcos Callisto de Faria Pereira para as condições dos ecossistemas lóticos nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. O diagnóstico corresponde à observação visual do pesquisador, que avalia cada parâmetro descrito em dois quadros. O primeiro busca aferir as características de trechos e o nível de impactos decorrentes de atividades antrópicas: 10 parâmetros em categorias descritas e pontuadas em 5-2,5-0. O segundo avalia as condições de habitat e o nível de conservação das condições naturais: 10 parâmetros em categorias descritas e pontuadas em 5-3-2-0. O valor final do protocolo de avaliação para cada ponto foi obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada um dos parâmetros. De acordo com a pontuação total em cada trecho avaliado, os resultados foram classificados em quatro categorias: quando a soma for de 0 a 40, o trecho é considerado “impactado”, de 41 a 60 é “alterado”, de 61 a 80 “levemente alterado” e de 81 a 100 é avaliado como “natural”.

RESULTADOS

Ao analisar os resultados da aplicação do PAR no rio Cadeia em Santa Maria do Herval se observou que a pontuação dos cinco trechos avaliados é bastante distinta: 84,4 pontos no primeiro trecho, 63 no segundo, 68,5 no terceiro, 29,5 no quarto e 70,5 no quinto.

Dessa forma, três pontos (pontos 2, 3 e 5) foram classificados como “levemente alterados”, um (ponto 4) é considerado “impactado” e um (ponto 1) é qualificado como “natural”.

DISCUSSÃO

O monitoramento dos ecossistemas tem se tornado cada vez mais indispensável e através dos parâmetros aferidos nos PARs é possível observar alterações na dinâmica fluvial devido às intervenções antropogênicas na paisagem que influenciam a natureza dos corpos d'água (RODRIGUES *et al.*, 2010).

O método utilizado neste estudo foi adequado para uma avaliação ambiental do rio Cadeia, visto que, os dados mostraram relação entre o grau de impacto de cada local avaliado e o gradiente de urbanização do entorno.

Estes resultados corroboram com os encontrados por Mallmann & Schmitt (2014) que ao analisarem a riqueza e a composição florística da comunidade de samambaias e licófitas em três fragmentos de mata ciliar do rio Cadeia no mesmo município, observaram um gradiente decrescente de riqueza média por parcela à medida que aumentava a urbanização no habitat matriz dos fragmentos.

Ainda em relação aos impactos sobre a mata ciliar, Sarmiento *et al.* (2001) já haviam apontado que em Santa Maria do Herval 37,58% da área de preservação permanente estaria sem a mata prevista pelo Código Florestal. Sendo assim, nota-se que o atual estado de degradação do rio Cadeia não é consequência apenas de impactos recentes, uma vez que, observou-se a fragmentação da mata ciliar para a agricultura, agropecuária, construção de estradas, construção civil, áreas de lazer (camping), bem como a introdução de espécies vegetais exóticas, entre outros.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no que foi apresentado, pode-se observar que o PAR é um instrumento de baixo custo para aplicação e de alto valor ecológico.

Os resultados obtidos com os PAR's aliados a análises físico-químicas e biológicas de qualidade da água poderão em estudos futuros atribuir um caráter mais completo à avaliação ambiental. Dessa forma, poderão dar subsídio aos gestores ambientais que necessitam do diagnóstico das condições ambientais para a tomada de decisões.

REFERÊNCIAS

- ALLAN J. D. Stream Ecology. Structure and function of running waters. Chapman & Hall, New York. 1995.
- ALLAN J. D, FLECKER A S (1993). Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. Biodiversity conservation in running waters. **Bio Science**, 43 (1):32-42.
- BARBOUR, M.T. *et al.* **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: peryphyton, benthic macroinvertebrates and fish.** Second Edition. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, office of water, 1999.
- BIZZO, M. R.O. MENEZES, J. ANDRADE, S.F. Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR) Caderno de Estudos Geoambientais- CADEGEO - v. 5, n. 1 (2014).
- CALLISTO, M., FERREIRA, W., MORENO, P., GOULART, M.D.C.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnológica Brasiliensia. 14(1): 2002. p.91 - 98.
- CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 6 (1)71-82.
- CEEE, 2008. **Registro de precipitação pluviométrica** (totais mensais e média) desde 1961. Dados obtidos no Posto: 2951033 – USINA HERVAL, Santa Maria do Herval.
- DALE, V.H.; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. Elsevier Science Ltda: Ecological Indicators, 1, 2001. p. 3-10.
- FORTES, A.B. 1959. **Geografia Física do Rio Grande do Sul** – Instituto Anchieta de Pesquisas, RS, Oficina gráfica da Livraria do Globo, Porto Alegre.
- GAIDEAN, N., CALLISTO, M. & BARBOSA, F. A. R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). Brazilian journal of Biology, 61: 1-4. 2000
- HANNAFORD, M.J, BARBOUR, M.T. & RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. Journal of the North American Benthological Society, 4:853-860. 1997.
- MALLMANN, I. T.; SCHMITT, J. L. Riqueza e composição florística da comunidade de samambaias na mata ciliar do Rio Cadeia, Rio Grande do Sul, Brasil. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 97-109, jan./mar. 2014.

PEEL M.C; FINLAYSON B.L. & MCMAHON T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol Earth Syst Sci 11: p.1633–1644

RODRIGUES, A.S.L.; CASTRO, P.T.A.; MALAFAIA, G. Utilização dos Protocolos de Avaliação Rápida de Rios como Instrumentos Complementares na Gestão de Bacias Hidrográficas Envolvendo Aspectos da Geomorfologia Fluvial: Uma Breve Discussão. Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer, Goiânia, v.6, n.11, 2010. p. 1-9

SARMENTO, E.C.; WEBER, E. & HASENACK H. 2001. **Avaliação da cobertura vegetal na microbacia Feitoria/Cadeia utilizando técnicas de geoprocessamento.** Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/artigos/cadeia.pdf> (acessado em 06/06/2007).

SEMA. **Sistema Estadual de Recursos Hídricos.** Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/jsp/rhbacias.jsp>. Acessado em 02 maio, 2007.

MONITORAMENTO DA GENOTOXICIDADE DA ÁGUA DE BANHADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS UTILIZANDO PEIXES E MOLUSCOS COMO BIOINDICADORES

Bruna Ehlert (Universidade Feevale)¹
Luciano Basso da Silva (Universidade Feevale)²

Palavras- chave: Áreas úmidas. Micronúcleos. Efeitos genotóxicos. Qualidade ambiental.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano, agrícola e industrial tem provocado perda das áreas úmidas em diversas regiões. A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, é considerada muito impactada devido às atividades econômicas de um dos maiores parques industriais do Brasil e a alta densidade populacional.

Produtos mutagênicos no meio aquático são freqüentes e o estudo dos seus efeitos nos organismos é parte importante para o diagnóstico ambiental. Organismos como peixes e moluscos têm sido empregados como bioindicadores para monitorar a genotoxicidade em ecossistemas de água doce com diferentes níveis de poluição. Neste sentido, o teste de micronúcleos vem sendo usado em peixes e moluscos, devido à simplicidade da técnica e à capacidade de concentração de poluentes destes organismos.

O objetivo geral deste trabalho é de monitorar a genotoxicidade da água em banhados dos trechos superior, médio e inferior da Bacia do Rio dos Sinos utilizando peixes e moluscos como bioindicadores.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos é considerada impactada devido às atividades econômicas e a alta densidade populacional que possui. A região superior da bacia, que naturalmente era coberta por florestas, agora é caracterizada por plantações de hortaliças, cana de açúcar e plantações de arroz, no trecho médio da bacia há áreas utilizadas para o cultivo de arroz e criação de gado e a seção inferior é representada por áreas densamente urbanizadas com atividades industriais (FEPAM, 2006).

¹Graduada em Ciências Biológicas/Unisinos, mestranda do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, bolsista do Projeto VerdeSinós/Petrobrás.

²Professor doutor do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental/Feevale, mestre em Biotecnologia Molecular, graduado em Ciências Biológicas/UFRGS. *e-mail: lucianosilva@feevale.br

Há um grande aumento de produtos químicos mutagênicos no meio aquático devido às atividades humanas, sendo que o estudo dos seus efeitos nos organismos é parte importante do diagnóstico ambiental (COSTA; MENK, 2000). Nesse sentido, uma grande variedade de organismos, tais como peixes (HAYASHI et al., 1998) e moluscos (TUAN & BORTOLATO, 2001) tem sido largamente empregados como bioindicadores para monitorar ecossistemas de água doce com diferentes níveis de poluição.

Moluscos são conhecidos por bioconcentrar metais pesados em seus tecidos moles e conchas (JARA-MARINI, et al. 2009, LI et al. 2009, TAPIA et al. 2010). Isto, combinada com a sua ampla distribuição geográfica, alta abundância no ambiente bentônico, a absorção seletiva de certos íons e natureza sedentária os tornam biomonitores úteis de poluição ambiental (BLACKMORE & WANG, 2003).

Estudos com animais aquáticos expostos a poluentes ambientais têm demonstrado que a exposição crônica pode causar dano genético (BICKHAM et al., 2000). As alterações no DNA provocadas pela poluição estão relacionadas à redução da fertilidade e da longevidade, bem como das taxas de crescimento e sobrevivência dos organismos (LEE & STEINERT, 2003).

A frequência de micronúcleos vem sendo usada em peixes e moluscos como indicação rápida e sensível de danos citogenéticos, tanto de quebras como de perdas cromossômicas (MATEUCA et al., 2006). Dentre as principais vantagens na utilização desta metodologia está a simplicidade, sensibilidade e rapidez de resposta, comparando-se a outros ensaios de avaliação citogenética (AL-SABTI & METCALFE, 1995; AYLLON & GARCIA-VAZQUEZ, 2000; RUSSO et al., 2004; LEMOS et al., 2007).

3 METODOLOGIA

As coletas serão realizadas nos trechos superior, médio e inferior da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Os peixes serão capturados com redes de espera com malhas de 15 mm até 40 mm entre nós adjacentes e puçás. Os moluscos serão coletados com o auxílio de puçás.

Para a análise de micronúcleos de peixes, uma amostra de sangue será obtida a partir da veia caudal, e para moluscos uma amostra de hemolinfa dos tecidos moles do indivíduo será coletada. Após, será realizado um esfregaço do material (sangue e hemolinfa) em lâmina

de citologia. A frequência de micronúcleos e de outras anormalidades nucleares será estimada a partir da contagem de 2.000 células em microscópio óptico com aumento de 1.000x.

Também serão analisados os seguintes parâmetros físico-químicos de qualidade da água: pH, turbidez, DBO5 (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, fósforo total, alumínio, chumbo, cromo, cobre, níquel, ferro, zinco, coliformes totais e fecais e oxigênio dissolvido. As análises serão realizadas na Central Analítica da Universidade Feevale (credenciada pela Fundação Estadual de Proteção de Meio Ambiente - FEPAM) de acordo com *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

4 RESULTADOS

As coletas serão bimensais com início em agosto de 2014 e término em julho de 2015. Serão coletados peixes e moluscos em dois banhados de cada trecho da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos para que seja comparada genotoxicidade entre os diferentes tipos de organismos (peixes e moluscos), pontos de coleta (seis banhados) e períodos de coleta.

5 DISCUSSÃO

Os banhados são locais estratégicos de conservação, devido à sua alta diversidade biológica, sendo constituídos por formações comuns na paisagem pampeana do Rio Grande do Sul (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2004). Atualmente, podem ser considerados como ecossistemas ameaçados no Rio Grande do Sul, principalmente na região do Rio dos Sinos, onde as atividades antropogênicas causam profundas alterações em suas características físicas e químicas, afetando de maneira negativa os organismos aquáticos, através de contaminações crônicas ou agudas nestas populações, comprometendo o seu funcionamento natural (FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA, 2002). Neste sentido, estudos de monitoramento da qualidade da água dos banhados na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos podem contribuir para a avaliação do impacto das atividades antropogênicas nestes ambientes.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados permitirão realizar comparações da genotoxicidade entre os diferentes tipos de organismos (peixes e moluscos), pontos de coleta (seis banhados) e períodos de coleta. Juntamente com as análises físico-químicas da água, os dados poderão contribuir para o diagnóstico da qualidade destes ecossistemas e possíveis ações de manejo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-SABTI, K. & METCALFE, C. D. 1995. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutat. Res.*, 343: 121-135.
- ANDRADE, V., MANDRADE, V. M., SILVA, J., SILVA, F. R., HEUSER, V. D., DIAS, J. F., YONEAMA, M. L. & FREITAS, T. R. 2004. Fish as bioindicators to assess the effects of pollution in two southern Brazilian rivers using the Comet assay and micronucleus test. *Environ. Mol. Mutagen*, 44: 459-68.
- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., *American Public Health Association*, Washington DC.
- AYLLON, F. & GARCIA-VAZQUEZ, E. 2000. Induction of micronuclei and other nuclear abnormalities in European minnow *Phoxinus phoxinus* and mollie *Poecilia latipinna*: an assessment of the fish micronucleus test. *Mutat. Res.*, 467: 177-186.
- BICKHAM, J. W., SANDHU, S., HERBERT, P. D. N., CHIKHI, L. & ATHWAL, R. 2000. Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. *Mutation Research*, 463:33-51.
- BLACKMORE, G. & WANG, W.X. 2003. Comparison of metal accumulation in muscle at different local and global scales. *Environ Toxicol Chem*, 22:388-395.
- COMITESINOS, 2009. Acesso online: <http://www.comitesinos.com.br/site> em 19 Março de 2014.
- DEPLEDGE, M. H. 1994. Genotypic toxicity: implications for individuals and populations. *Environ Health Perspect.*, 102:101-104.
- DONNELLY, K. C., ADAMS, S. M. 2000. Relationship between genotoxicity, mutagenicity, and fish community structure in a contaminated stream. *Journal of Aquatic Ecosystem. Stress Recovery*, 7:131-143.
- FEPAM, 2007. Acesso online: <http://www.fepam.rs.gov.br> em: 21 de março de 2014.
- FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA DO RIO GRANDE DO SUL. 2002. *Mapeamento, Diagnóstico e Gerenciamento de Ambientes de Áreas Úmidas na Bacia do Guaíba, tendo em vista sua Preservação ou Conservação*. Pró-Guaíba – Subprograma Parques e Reservas – Projeto II. Estudos para consolidação do Sistema de Parques e Reservas Naturais na Bacia do Guaíba. Porto Alegre. 189p.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. 2005. *Almanaque Brasil Socioambiental*. 1. ed. São Paulo: 479p.
- LEE, R. F. & STEINERT, S. 2003. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutation Research.*, 544:43-64.
- LEMOES, C. T., RODEL, P. M., TERRA, N. T., OLIVEIRA, N. C. D. & ERDTMANN, B. 2007. River water genotoxicity evaluation using micronucleus assay in fish erythrocytes. *Ecotoxicol. Environ Saf.*, 66: 391-401.
- LI, X., JIA, L., ZHAO, Y., WANG, Q. & CHENG, Y. 2009. Seasonal bioconcentration of heavy metals in *Onchidium struma* (Gastropoda: Pulmonata) from Chongming Island, the Yangtze Estuary, China. *J. Environ Sci*, 21:255-262.
- MATEUCA, R., LOMBAERT, N., AKA, P. V., DECORDER, I. & KIRSCH-VOLDERS, M. 2006. Chromosomal changes: induction, detection methods and applicability in human biomonitoring. *Facets Environ. Nuclear Toxicol.*, 88: 1515-1531.
- RUSSO, C., ROCCO, L., MORESCALCHI, M. A. & STINGO, V. 2004. Assessment of environmental stress by the micronucleus test and the Comet assay on the genome of teleost populations from two natural environments. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 57:168-174.
- SILVA, J. & FONSECA, M. B. 2003. Estudos toxicológicos no ambiente e na saúde humana. *Genética Toxicológica*, 424 p.
- TAPIA, J., VARGAS-CHACOFF, L., BERTRÁN, C., CARRASCO, G., TORRES, F., PINTO, R., URZÚA, S., VALDERRAMA, A. & LETELIER, L. 2010. Study of the content of cadmium, chromium and lead in bivalve molluscs of the Pacific Ocean (Maule Region, Chile). *Food Chem*, 121:666-671.
- THEODORASKIS, C. W., SWARTZ, C. D., ROGERS, W. J., BICKHAM, J. W., DONNELLY, K. C., ADAMS, S. M. 2000. Relationship between genotoxicity, mutagenicity, and fish community structure in a contaminated stream. *Journal of Aquatic Ecosystem. Stress Recovery*, 7:131-143.
- TUAN, R. & BORTOLATO, P.C. 2001. Genetic markers from *Biomphalaria tenagophila* (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae) obtained by the double stringency polymerase chain reaction technique. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 96: 435-436.

SAMAMBAIAS E LICÓFITAS COMO INDICADORAS DO EFEITO DE BORDA EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Vinícius Leão da Silva – FEEVALE¹

Jairo Lizandro Schmitt – FEEVALE²

Palavras chave: Floresta com Araucária, Fragmentação, Microclima, Riqueza.

INTRODUÇÃO

As unidades de conservação são relictos de biodiversidade que possuem papel fundamental na preservação e manutenção da biota. Entretanto, elas estão sujeitas aos impactos da presença de estradas que cruzam suas extensões, causando fragmentação (GOOSEN, 1997) e consequente efeito de borda. Apesar de formação de bordas serem proeminentes, seus efeitos ainda não são bem conhecidos, principalmente em formações florestais, que são ecossistemas complexos.

Samambaias e licófitas são plantas vasculares caracterizadas por apresentarem reprodução esporofítica e ausência de sementes e acordo com Grime (1985) muitas delas não são resilientes perante alterações ecológicas consequentes do efeito de borda. Com base na hipótese de que a comunidade de samambaias e licófitas são influenciadas negativamente pela presença de uma estrada na FLONA-SFP e consequente efeito de borda, o presente estudo teve como objetivo: analisar a influência deste efeito em Floresta com Araucária, considerando parâmetros vegetacionais, microclimáticos e edáficos, utilizando esse grupo de plantas como bioindicador de qualidade ambiental.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nas últimas décadas, fatores como perda e fragmentação de habitats alteraram a maior parte da Floresta Atlântica, levando à extinção local de muitas espécies (LAGOS e MULLER 2007) e à redução de sua área original a menos de 100.000 km² (TABARELLI et. al., 2005). A redução da área florestal diminui a heterogeneidade interna dos habitats, diminuindo os recursos naturais e aumentando a área de efeito de borda (MURCIA 1995; METZGER 1999; FAHRIG 2003; TONHASCA Jr. 2005). O micro-habitat na borda é diferente do interior dos remanescentes, sendo que alguns dos efeitos mais evidentes estão intimamente ligados à baixa umidade, ao aumento da luminosidade, temperatura e da incidência dos ventos (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; RODRIGUES 1998).

[1]Mestre em Qualidade Ambiental, doutorando em Qualidade Ambiental, bolsista CAPES

[2] Doutor em Botânica, professor titular do PPG em Qualidade Ambiental.

A Floresta Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira. Ela é classificada como um dos 34 *hotspots* de biodiversidade, e uma das cinco principais áreas de conservação mundial (MITTERMEIER et al., 2005). Dentre suas fitofisionomias, destaca-se a Floresta Ombrófila Mista, com predominância da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. Essa formação é praticamente restrita a região sul e sudeste do Brasil, encontra-se extremamente fragmentada e possui menos de 5% da sua superfície original (MMA/SBF, 2002).

A Floresta Atlântica é o bioma mais rico em plantas vasculares sem sementes no Brasil e cerca de 40% dessas espécies são endêmicas deste bioma (FORZZA et al. 2012). Samambaias e licófitas são sensíveis às maiores incidências de vento e luminosidade, além disso, possuem uma amplitude ecológica pequena e quase que restritas às condições do micro-habitat, mostrando-se consideravelmente sensíveis às modificações do ambiente (SENNA e KAZMIRCZAK 1997), e neste caso aos efeitos causados por bordas artificiais.

No Brasil, Paciencia e Prado (2004, 2005), Nervo (2012) e Silva et al. (2011, 2014) realizaram análises comparativas entre borda e interior de áreas florestais e verificaram decréscimo na riqueza de espécies de samambaias e licófitas, em parcelas de borda quando comparadas com as de interior florestal. As samambaias exibem forte afinidade por locais úmidos e sombreados, sendo conhecidas por habitarem, preferencialmente, o interior das Florestas Pluviais Tropicais (PÁUSAS e SÁEZ, 2000). Somado à característica do grupo em ser independente de dispersores e polinizadores na sua reprodução, são consideradas chave em estudos sobre conservação, pois sua diversidade e capacidade de colonização podem ser diretamente atribuídas aos fatores ambientais abióticos e neste sentido, seria um bom indicador de processos antrópicos (SILVA et al., 2014).

METODOLOGIA

Área de estudo: O trabalho foi desenvolvido na Floresta Nacional do município de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), Rio Grande do Sul, Brasil (29° 25' 08''S e 50° 23' 44''O; 960m alt.). A coleta de dados foi conduzida no local denominado Macaco Branco com área de floresta com borda decorrente de estrada com 10 m de largura.

Foram sorteadas a partir de uma transecção de 250m, 12 parcelas de 10x10m na borda e a uma distância de 100m em direção ao interior florestal, totalizando 24 unidades amostrais. Em cada parcela, foram inventariadas as espécies terrícolas de samambaias e licófitas e coletados parâmetros vegetacionais (riqueza e cobertura de terrícolas); microclimáticos (velocidade do vento, umidade relativa do ar e temperatura, sendo que essa coleta foi realizada por 12 horas, com intervalo de uma

hora das 6h às 18h em um dia de verão e de um de inverno); edáficos (umidade do solo e serapilheira medidos em três pontos no verão e três no inverno, dentro de cada parcela) e de abertura de dossel (em todas as parcelas). Esses dados foram analisados quanto à normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e como apresentaram distribuição não normal, foi aplicado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (U) utilizando o software Bioestat 5.0.

RESULTADOS

O levantamento florístico totalizou 30 espécies de samambaias e uma de licófitas distribuídas em 14 famílias e 23 gêneros. A borda obteve a riqueza de 17 espécies e 27 foram encontradas no interior florestal. Dryopteridace foi a família mais rica (sete espécies), seguida por Aspleniaceae (quatro espécies), Polypodiaceae e Thelypteridace que apresentaram três espécies cada. O gênero de maior representatividade foi *Asplenium* com quatro espécies seguido de *Thelypteris* (três).

A média de riqueza de espécies terrícolas no interior do sítio foi o dobro daquela registrada na borda, sendo que nele, uma única parcela apresentou 11 espécies, ou seja, quase o dobro do número máximo encontrado em qualquer unidade amostral da borda. Com relação à área de cobertura de espécies por parcela, observou-se que o interior também obteve o valor médio elevado, cerca de seis vezes mais que na borda (Tabela 1).

O grau de abertura de dossel do interior foi significativamente mais fechado em comparação à borda. Já com relação à temperatura, velocidade do vento e umidade relativa do ar não houve diferenças significativas entre borda e interior. Apesar disso, o solo da borda foi em média mais seco e apresentou maior altura de serapilheira em comparação ao do interior. (Tabela 1)

Tabela 1: Comparação entre bordas e interiores dos sítios Macaco Branco
Macaco Branco

Parâmetro	Borda	Interior	U	P
	Méd. ± DP	Méd. ± DP		
ST (espécies parcela ⁻¹)	4,0 ± 1,7	8,3 ± 2,0	6	<0,001
CH (m ² parcela ⁻¹)	9,5 ± 9,1	69,1 ± 16,9	0	<0,001
AD (%)	15,3 ± 1,2	12,6 ± 2,4	23	0,005
T (°C)	18,6 ± 5,5	18,8 ± 5,5	284	0,943
UR (%)	72,9 ± 10,9	72,5 ± 10,8	288	1,000
VV (km/h)	0,4 ± 0,8	0,4 ± 0,7	280	0,869
SERA (cm)	4,6 ± 1,6	3,1 ± 1,1	1113,5	<0,001
US (%)	21,3 ± 6,8	32,7 ± 13,6	1298,5	<0,001

Valores médios ± desvio padrão: Méd. ± DP; Riqueza de terrícolas: ST; Notas de cobertura de terrícolas: Grau de abertura de dossel: AD; Temperatura: T; Umidade relativa do ar: UR; Velocidade do vento: VV; Serapilheira: SERA; Umidade do solo: US; U: teste de Mann-Whitney; P: significância em nível de 5%.

DISCUSSÃO

Os resultados sustentam que o interior do fragmento é a área mais preservada entre as duas analisadas. A alta umidade edáfica, associada a uma menor camada de serapilheira e dossel mais fechado no interior florestal são fatores que favorecem a colonização por um maior número de espécies de samambaias e licófitas (WINDISCH, 1992). A maior riqueza em interior florestal também foi verificada por outros autores (AMBRÓSIO e BARROS, 1997; SILVA, PEREIRA e BARROS, 2011), em diferentes formações florestais.

Uma serapilheira mais espessa com influencia de um dossel mais aberto em solos mais secos teria sua taxa de decomposição reduzida nas bordas florestais e consequente acúmulo (PORTELA, 2007). Um estoque liteiro mais espesso é capaz elevar a suscetibilidade a incêndios por compor maior biomassa em bordas florestais (LAURANCE et al., 2001).

Embora a borda do sítio esteja localizada no interior da Unidade de Conservação associada a uma estrada de passagem de veículos e pessoas, foi observado efeito deletério significativo sobre a riqueza, composição e cobertura de espécies em comparação ao seu interior, bem como diferenças nos parâmetros edáficos e de abertura de dossel.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que a comunidade de samambaias e licófitas sofrem influências deletérias em função do efeito de borda. Ainda são poucos os estudos que relacionam fragmentação e formações de bordas artificiais, bem como a intensidade que esses efeitos podem causar sobre a assembleia de samambaias e licófitas. Dessa forma, estudar o maior número de espécies perante esses efeitos é fundamental, afinal, florestas pluviais estão entre as fisionomias mais degradadas no mundo.

Fica clara a necessidade do estabelecimento de estratégias de mitigação dos efeitos que as estradas internas causam em unidades de conservação. Quanto maior o número de estradas nessas unidades possivelmente maior seja o efeito de borda, e dependendo da quantidade dessas estradas muitas unidades podem estar experimentando esses efeitos na sua totalidade.

REFERÊNCIAS

AMBRÓSIO, S.T.; BARROS, I.C.L. Pteridófitas de uma área remanescente de Floresta Atlântica do Estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 11, n. 2, p. 105-113. 1997.

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

FORZZA, R. C. et al. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. **BioScience**, n. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.

GOOSEN, M. Internal fragmentation: The effects of roads, Highways, and powerlines clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In Lawrence, W.F. and Bieregaard, jr. R.O. Tropical forest remains. **University of Chicago Press**. 616 pp. 1997.

GRIME, J. P. Towards a functional description of vegetation. In: WHITE, J. (Ed.) **The Population Structure of Vegetation**. Junk, Dordrecht: The Netherlands, 1985, p. 503- 514.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

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

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, p. 105-116, 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-462, 1999.

MITTERMEIER, R. A., R. P. GIL, M. HOFFMAN, J. PILGRIM, T. BROOKS, C. G. MITTERMEIER, J. LAMOREUX, AND G. A. B. FONSECA. 2005. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Boston: **University of Chicago Press**. 392 p.

MMA/ SBF. Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **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, 2002. 404p.

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

NERVO, M. H. **Diagnóstico da composição florística e do efeito de borda sobre a comunidade de samambais e licófitas em remanescente de Floresta Atlântica da Bacia do Rio dos Sinos, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) Universidade Feevale, 2012. 77p.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. **Plant Ecology**, v. 180, n. 1, p. 87-104, 2005.

PÁUSAS J. G, SÁEZ L. Pteridophyte richness in the NE Iberian Peninsula: biogeographic patterns. **Plant Ecology**, v. 148, p. 195-205. 2000.

PORTELA, R. C. Q.; SANTOS, F, A, M. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 271-280, 2007.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in north Paraná.** Tese (Ph.D. Biology) Harvard University, 1998. 192p.

SENN, R. M.; KAZMIRCZAK, C. Pteridófitas de um remanescente florestal no Morro da Externa, Porto Alegre, RS. **Revista Faculdade Zootecnia e Veterinária Agropecuária**, v. 4, n. 1, p. 47-57, 1997.

SILVA, I. A. A.; PEREIRA, A. F. N.; BARROS, I. C. L. Edge effects on fern community in an Atlantic Forest remnant of Rio Formoso, PE, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 421-430, 2011.

SILVA, I. A. A.; PEREIRA, A. F. N.; BARROS, I. C. L. Silva, Pereira e Barros, Fragmentation and loss of habitat: consequences for the fern communities in Atlantic forest remnants in Alagoas, north-eastern Brazil. **Plant Ecology & Diversity**. v. 1, p. 1-9, 2014.

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

TONHASCA JUNIOR, A. Ecologia e história natural da Mata Atlântica. Ed. **Interciência Ltda**, Rio de Janeiro, Brasil, 198p. 2005.

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. 110p.