



Biomonitoramento e variabilidade espacial do dióxido de enxofre em ar urbano

(<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.628>)

Pedro Daniel da Cunha Kemerich¹; Noeli Júlia Schüssler de Vasconcellos²;
Sérgio Roberto Mortari²; Éder Elisandro de Moraes Flores³

¹Universidade Federal de Santa Maria – UFSM/CESNORS e-mail: eng.kemerich@yahoo.com.br;

²Centro Universitário Franciscano – UNIFRA e-mails: noejuabio@yahoo.com.br; mortari@unifra.br;

³Universidade Federal de Santa Maria – UFSM/CESNORS e-mail: ederflores@gmail.com

RESUMO

Os líquens são reconhecidos como indicadores biológicos de poluição ambiental e por excelência também biomonitoradores da qualidade do ar devido a sua alta capacidade de resposta quando expostos a ambientes poluídos principalmente por gases tóxicos como o dióxido de enxofre (SO₂) dióxido de carbono (CO₂) metais pesados fluoretos ozônio óxidos de nitrogênio e peroxiacetil nitrato. O objetivo deste trabalho é avaliar a concentração de dióxido de enxofre presente no ar de Santa Maria RS Brasil utilizando-se o líquen do gênero *Usnea* como biomarcador. Extratos acompanhados de seus substratos foram coletados em área sem influência de poluentes e expostos em pontos da cidade com intenso tráfego de veículos automotivos. Esse procedimento foi repetido nas quatro estações do ano. Após cada exposição procedeu-se a análise do teor de enxofre acumulado pela técnica de turbidimetria. O gênero *Usnea* mostrou ser um bom monitor para dióxido de enxofre atmosférico. Apesar dos combustíveis comercializados na atualidade conterem baixa concentração de poluentes o constante aumento de veículos automotores no centro urbano de Santa Maria RS é o fator que contribui de forma significativa para a presença de altas concentrações de dióxido de enxofre no ar atmosférico.

Palavras-chave: poluição atmosférica; biomarcador; *Usnea* sp.

Biomonitoring and spatial variability of sulphur dioxide in urban air

ABSTRACT

Lichens are recognized as biological indicators of environmental pollution and also biomonitorers of air quality due to their response capacity when exposed to polluted environments especially toxic gases such as sulfur dioxide (SO₂) carbon dioxide (CO₂) heavy metals fluorides ozone nitrogen oxides and peroxyacetyl nitrate. This work evaluated the sulfur dioxide concentration of in the air in Santa Maria city using lichen kind *Usnea* as biomarker. Extracts including their substrates were collected in an area without the influence of pollutants and exposed in regions of the city with intense automotive traffic. This procedure was repeated throughout four seasons of one year. After each exposure the analysis of sulfur accumulated was done using the turbidimetric technique. The *Usnea* sp species showed to be good for monitoring of the atmospheric sulfur dioxide. In spite of the fuels commercialized today show low pollutants concentration the increase in the number of automotive vehicles in the urban center in Santa Maria city contributes significantly to the high concentration of sulfur dioxide in the atmospheric air.

Keywords: atmospheric pollution; biomarker; *Usnea* sp.

1. INTRODUÇÃO

A presença de agentes poluentes em altas concentrações nos espaços urbanos ameaça a qualidade de vida de todos os organismos vivos vegetais animais e humanos além de comprometer a integridade do meio abiótico. Cresce no mundo todo o número de estudos com vistas na busca de novas alternativas para detectar a presença desses agentes contaminantes do ar atmosférico antes mesmo que seus efeitos sejam visíveis.

Uma das metodologias que vêm sendo amplamente utilizada em vários países é o uso de organismos vivos denominados biomarcadores como por exemplo os musgos líquens e vegetais superiores para detectar os níveis de poluentes na atmosfera dos centros urbanos. (Hawksworth 2005; Klumpp et al. 1998). Entre esses organismos biomarcadores da qualidade do ar merecem destaque os líquens conhecidos como a simbiose mais bem-sucedida da natureza em termos de hábitat e colonização sendo portanto encontrados nas regiões mais inóspitas do planeta como desertos e geleiras bem como em diferentes altitudes (Galloway 1998). Segundo esse autor a capacidade de colonização está relacionada a estratégias químicas e fisiológicas de sobrevivência a diferentes ambientes e o sucesso ecológico dos líquens tem sido associado aos metabólitos secundários sintetizados e acumulados em seus talos. A pureza do ar atmosférico é um fator crucial à sobrevivência dos líquens visto sua enorme capacidade de fixar e acumular os elementos nele dispersos notadamente o nitrogênio. Estes seres absorvem e retêm elementos radioativos íons metálicos dentre outros poluentes o que possibilita sua utilização como indicadores biológicos de poluição atmosférica (Nieboer et al. 1972; Seaward 1977) funcionando como filtros altamente desenvolvidos no monitoramento do ar e também da chuva (Hawksworth 1992).

Os líquens são reconhecidos por serem muito sensíveis à poluição atmosférica e desde o século XIX são utilizados como biomarcadores sendo objeto de vários trabalhos que visam o controle das alterações atmosféricas em vários locais (Hawksworth et al. 1973; Marcelli 1998; Scutari and Theinhardt 2001; Kricke and Loppi 2000; Valencia and Ceballos 2002; Calvelo and Liberatore 2004; Giordano et al. 2005; Wolseley et al. 2006; Munzi et al. 2007). Muitas espécies são sensíveis aos dióxidos de nitrogênio e enxofre assim como a metais pesados compostos que podem estar presentes em maior ou menor grau na atmosfera de áreas industriais (Hawksworth et al. 1973; Schlensoog and Schroeter 2001; Kricke and Loppi 2000; Minganti et al. 2003; Rinino et al. 2005; Mikhailova 2007).

Os produtos do metabolismo primário são processados e em metabolismo secundário são produzidas as substâncias liquênicas únicas nesse taxon (Culberson 1977; Nash 1996). Entretanto cerca de 550 produtos naturais são reportados para os líquens dos quais 350 são metabólitos secundários. As substâncias liquênicas antes designadas como “ácidos liquênicos” são na maioria compostos fenólicos dentre eles os ácidos alifáticos para e meta depsídeos depsídonas benzil ésteres dibenzofuranos ácidos úsnicos xantonas antraquinonas terpenoides e derivados do ácido pulvínico (Lawrey 1995).

No interior do talo esses compostos tomam forma cristalina e são depositados sobre as hifas do micobionte conferindo ao líquen grande capacidade de adaptação às adversidades visto esses cristais funcionarem como fotorreceptores e/ou fotoindutores selecionando o tipo de radiação que a eles seja conveniente. Os fenóis liquênicos acumulados sobre as hifas do córtex superior participam do mecanismo adaptativo de diversas espécies (Lawrey 1995).

O ácido úsmico um dos mais frequentes compostos de líquens protege o fotobionte da radiação de baixo comprimento de onda (Rundel 1987) sendo considerado inclusive como recurso energético em casos de estresse nutricional (Vicente et al. 1980).

Estes organismos apresentam também uma alta capacidade de resposta quando expostos a ambientes poluídos principalmente por gases tóxicos como o dióxido de enxofre (SO₂) dióxido de carbono (CO₂) metais pesados fluoretos ozônio óxidos de nitrogênio e peroxiacetil

nitrito (Cañas et al. 1997). A resposta pode ser verificada pela determinação de parâmetros que indicam alterações fisiológicas morfológicas genéticas ou ainda podem ser usados como monitores acumulativos de poluentes persistentes (Loppi et al. 2004).

O transplante de espécies líquênicas de áreas rurais não poluídas para regiões onde haja um nível de poluição mais elevado é um método ecofisiológico de estudo de campo sobre a ação de poluentes presentes na atmosfera que serve ainda como confirmação das experiências realizadas em laboratório com a mesma finalidade (Le Blanc and Rao 1975). Embora este método tenha sido empregado pela primeira vez em Munique por Arnold no fim do século passado (Seaward 1977) foi Brodo (1966) com sua técnica de transplantar discos de casca de árvores contendo líquens que fundamentou os importantes trabalhos sobre monitoramento ativo de poluição do ar atmosférico que se seguiram (Seaward 1977).

Assim este trabalho foi conduzido com a finalidade de avaliar a concentração de dióxido de enxofre presente no ar de Santa Maria com a utilização de líquens do gênero *Usnea*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área em estudo

Santa Maria possui uma estimativa populacional de 268.969 mil habitantes e aproximadamente 98.000 veículos automotores (IBGE 2009). A grande quantidade de veículos é a principal fonte de emissão de poluentes atmosféricos em virtude da economia da cidade ser baseada principalmente no comércio e na prestação de serviço sem a presença de grandes indústrias. A cidade está localizada no centro do estado do Rio Grande do Sul (Brasil) a 29° 41' 25" S e 53° 48' 42" W com altitude média de 150 m. O relevo do município de Santa Maria é composto por planícies de topografia plana e sujeita a inundações coxilhas constituídas por colinas alongadas com uma topografia suavemente ondulada e serra com relevo modelado em rochas basálticas. O clima é temperado quente com chuvas bem distribuídas.

A temperatura média anual é de 19,2°C e Santa Maria é frequentemente atingida por ventos de diferentes quadrantes porém predominam os de E (Este) e de ESSE (Este-Sudeste) como segunda maior frequência com velocidade média anual de 19 m.s⁻¹. As médias mensais de precipitação no município oscilam de 1201 mm (novembro) e 1268 mm (agosto) a 159 mm (setembro e outubro) acumulando-se no ano uma média normal de 17124 mm (Heldwein et al. 2009).

2.2. Biomarcador de dióxido de enxofre

Foram utilizados líquens do gênero *Usnea* acompanhados de substrato conforme ilustra a figura 1. Esse gênero é caracterizado por apresentar talo fruticoso (arbustivo) com apotécios (corpo de frutificação dos Ascomycetos) terminais com fibrilas nas margens epitécios geralmente de cor paleácea mais ou menos concolor com o talo. A principal substância medular encontrada nas espécies desse gênero é a β -orcínol depsídone (Calvelo et al. 2004). As espécies pertencentes ao gênero *Usnea* se popularizaram como as mais sensíveis aos contaminantes presentes no ar das regiões urbanas.

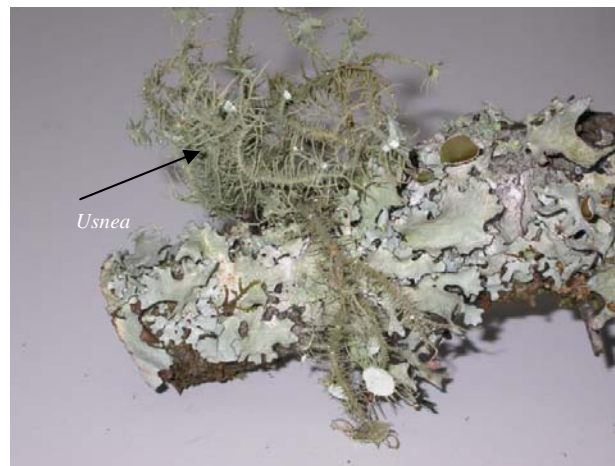


Figura 1. Amostra de líquen do gênero *Usnea* acompanhado de substrato.

2.3. Transplante e exposição das amostras

Os extratos de líquens do gênero *Usnea* juntamente com seus substratos foram coletados na zona rural (local sem fluxo de veículos devido ao difícil acesso) da cidade de Santa Maria e acondicionados em redes de nylon. O material foi exposto em três locais do centro urbano da cidade com grande fluxo de veículos automotores a uma altura aproximada de 3m.

Os pontos foram denominados 1 (Rua Presidente Vargas) 2 (Avenida Nossa Senhora das Dores – Próximo ao Colégio Centenário) e 3 (Rótula da avenida Nossa Senhora das Dores – Próximo ao Hospital da Brigada Militar). A Figura 2 ilustra a localização pontos de monitoramento.



Figura 2. Pontos de monitoramento.
Fonte: Google Maps (2011).

O tempo de exposição foi de aproximadamente três meses a cada estação entre o ano de 2003 e 2004 compreendendo: inverno primavera verão e outono. No final de cada período de exposição as redes com os extratos foram recolhidas e as amostras de líquens foram removidas de seus substratos e preparadas para a análise química do teor de dióxido de enxofre. E novas amostras foram colocadas em exposição nos três pontos de biomonitoramento.

2.4. Avaliação do teor de Dióxido de Enxofre (SO₂) e espacialização

As amostras após a exposição foram recolhidas secas em estufa com circulação de ar a 60°C trituradas em moinho de facas e digeridas conforme Krug et al. (1983): pesou-se 500 ± 30 mg de amostra e colocou-se em tubo de vidro adicionando-se 10 mL de HNO₃ (PA Merck bidestilado) levando a aquecimento em bloco digestor a 120°C até quase secura. Adicionaram-se então 5 mL de HClO₄ e aqueceu-se a 120°C por mais uma hora. Após o resfriamento a solução foi transferida para tubos de polipropileno (Sarsted capacidade 50 mL) e aferiu-se o volume a 25 mL com água Milli – Q (Millipore 18 M Ω cm).

Para a determinação de enxofre na forma de sulfato utilizou-se o método turbidimétrico com análise em fluxo (Sistema FIA) (Krug et al. 1983) em que o sulfato reage em meio ácido com íons Ba²⁺ resultando na formação de um precipitado de BaSO₄. Uma amostra de referência certificado (citrus leaves - NBS 1572) foi utilizada para checar a metodologia obtendo-se uma concordância de 1022% para o dióxido de enxofre dando confiabilidade à metodologia empregada.

Os mapas da distribuição das concentrações dos elementos encontrados na análise dos líquens foram obtidos usando o programa Surfer 8 (Golden Software 2002).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os dados obtidos na análise da concentração de enxofre acumuladas nas amostras de *Usnea* expostos nas estações inverno e primavera de 2003 e verão e outono de 2004.

Tabela 1. Concentração de enxofre nas amostras expostas no perímetro urbano da cidade de Santa Maria – inverno e primavera do ano de 2003 e verão e outono do ano de 2004 (n=3). Valor Basal 224 ± 4 mg/kg de Enxofre.

Ponto de Exposição	Período de Coleta	Concentração de S (mg/kg)	DPR (%)
Ponto 1	Inverno	1093 ± 93	85
	Primavera	4075 ± 145	35
	Verão	928 ± 145	156
	Outono	442 ± 106	240
Ponto 2	Inverno	1057 ± 47	47
	Primavera	3705 ± 212	57
	Verão	2270 ± 106	47
	Outono	627 ± 208	332
Ponto 3	Inverno	1640 ± 60	37
	Primavera	4700 ± 106	22
	Verão	2062 ± 223	108
	Outono	3057 ± 303	99

A Figura 3 ilustra a espacialização do dióxido de enxofre na estação inverno os valores variaram de 1040 a 1640 mg/kg de dióxido de enxofre. Os maiores valores encontrados localizam-se no Noroeste do cartograma (Ponto 3).

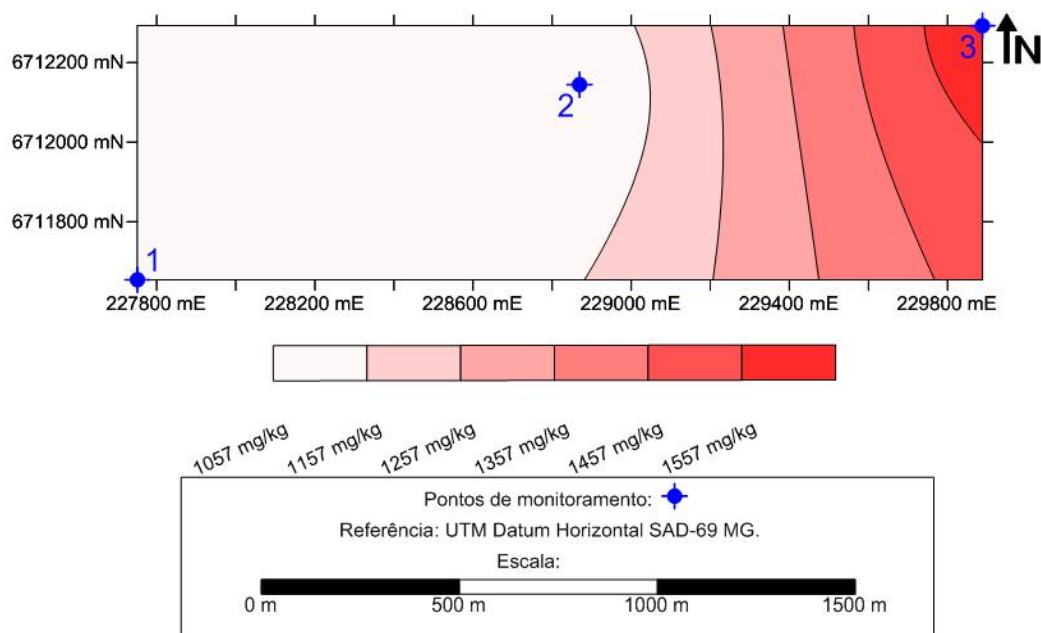


Figura 3. Espacialização da concentração do dióxido de enxofre na estação inverno.

Como se pode observar as concentrações do dióxido de enxofre na estação primavera variaram entre 3700 e 4740 mg/kg (Figura 4) sendo que o valor máximo encontrado situa-se na região do Ponto 3 (região noroeste do cartograma).

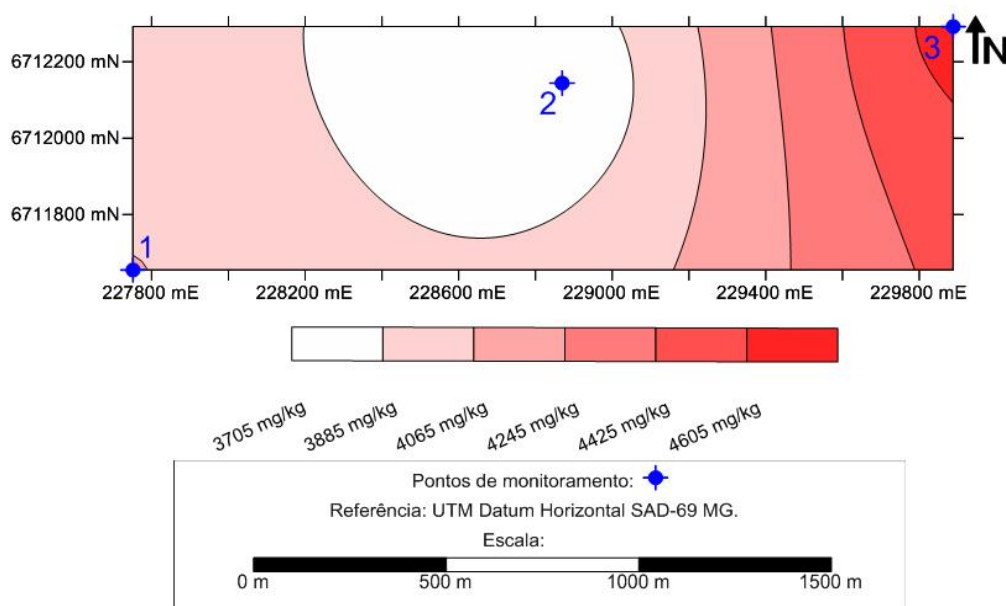


Figura 4. Espacialização da concentração do dióxido de enxofre na estação primavera.

Na Figura 5 é apresentada a espacialização da concentração de dióxido de enxofre na estação verão. Os valores variaram entre 900 e 2300 mg/kg de dióxido de enxofre sendo que os maiores valores foram nos pontos 2 e 3 (região Norte e região Noroeste do cartograma).

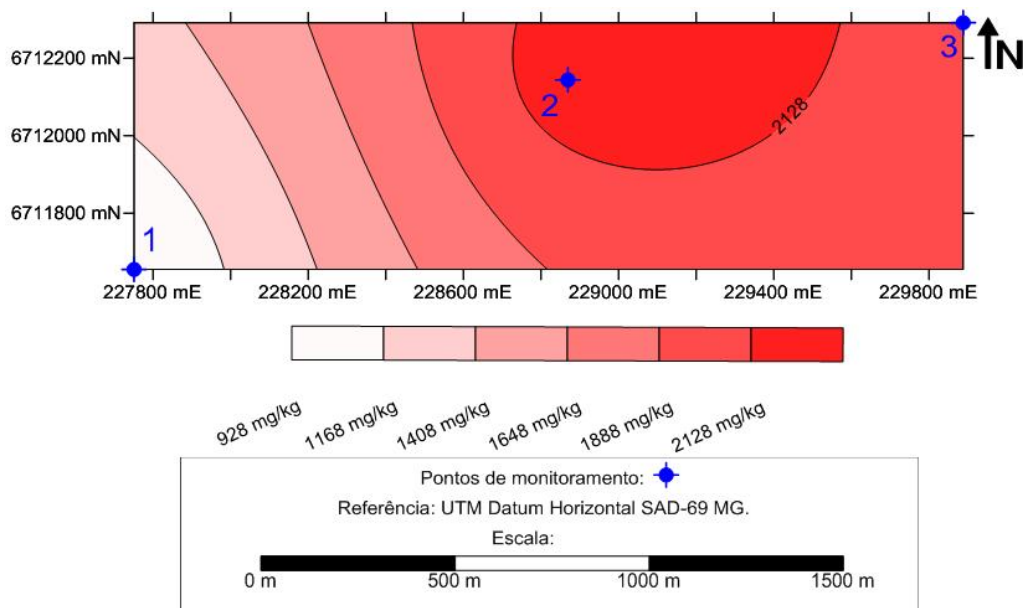


Figura 5. Espacialização do dióxido de enxofre na estação verão.

Os valores de concentração de dióxido de enxofre na estação outono são apresentados na Figura 6. Como pode ser observado os valores variaram entre 400 e 3100 mg/kg de dióxido de enxofre. Os maiores valores encontrados situam-se na região noroeste do cartograma (Ponto 3).

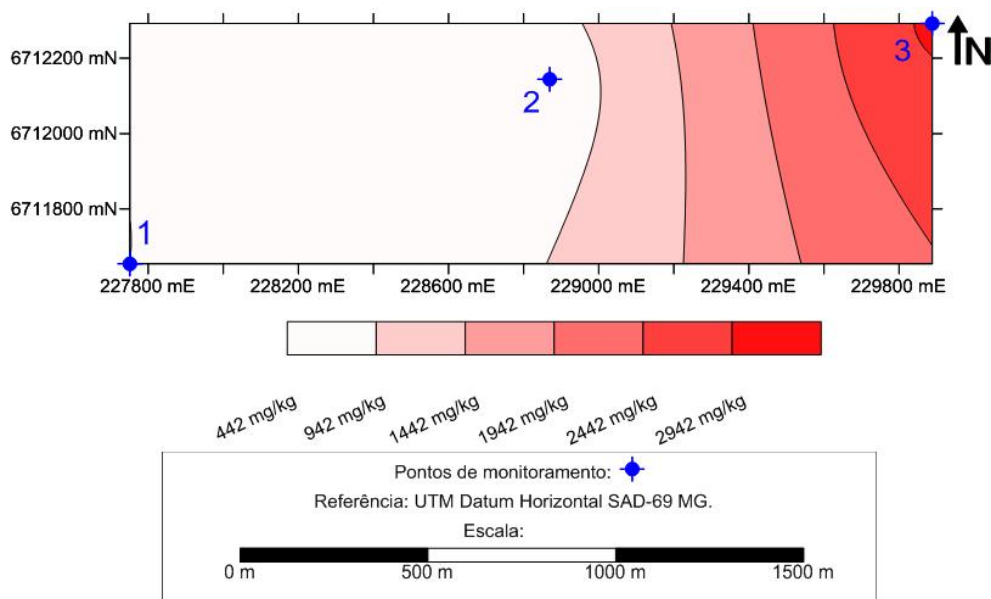


Figura 6. Variação da concentração de dióxido de enxofre na estação outono.

Os resultados obtidos confirmam a alta capacidade de resposta do gênero *Usnea* às concentrações de enxofre emitidas por indústrias e veículos automotores conforme relatam outros estudos desenvolvidos em todo mundo (Canãs et al. 1997; Baffi et al. 2002 Carreras et al. 2005).

A primavera foi a estação que mostrou maior concentração de enxofre com valores até 21 vezes maior do que o teor detectado na amostra basal conforme ilustra a figura 2. A primavera é também a estação mais chuvosa no município de Santa Maria podendo as características químicas da precipitação serem as responsáveis pelo acréscimo do SO₂. Lisboa e Sant'anna

(1990) realizaram estudos sobre a qualidade das águas da chuva em Santa Catarina localizada numa região carbonífera onde a emissão de enxofre é a principal causadora das chuvas ácidas.

Destacam-se ainda as regiões dos pontos 2 e 3 (norte e nordeste) com as maiores concentrações de dióxido de enxofre. Os valores elevados de enxofre nos líquens expostos evidenciam uma emissão considerável do poluente no ar da cidade de Santa Maria oriundo provavelmente de veículos automotores visto que o tráfego é intenso nos pontos escolhidos para o estudo e a cidade é pouco industrializada.

A circulação de veículos com o motor em más condições leva à queima incompleta do óleo diesel e a uma maior emissão desse gás na atmosfera sendo outro fator que pode contribuir para a presença desse poluente na atmosfera. A topografia da cidade rodeada por morros evitando que os poluentes se dispersem também é um fator que pode favorecer a concentração de poluentes. Sendo assim ter-se-ia mais de um fator contribuindo para o alto teor de enxofre acumulado nos líquens.

Os padrões de qualidade do ar definem legalmente o limite máximo para a concentração de um poluente na atmosfera que garanta a proteção da saúde e do meio ambiente. Os padrões de qualidade do ar são baseados em estudos científicos dos efeitos produzidos por poluentes específicos e são fixados em níveis que possam propiciar uma margem de segurança adequada.

Os padrões nacionais foram estabelecidos pelo IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e aprovados pelo CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente por meio da Resolução CONAMA 03/90 (Brasil 1990).

A Resolução CONAMA n.º 03/90 regulamenta os seguintes parâmetros: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio. Com relação ao dióxido de enxofre são considerados 80 µg/m³ como padrão primário e 40 µg/m³ como padrão secundário como média aritmética anual.

Uma vez que os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 03/90 considera concentração de substâncias em um volume de ar amostrado diferentemente do biomonitoramento realizado no presente trabalho em que os líquens foram expostos pelo período de três meses (uma estação do ano) não é possível uma comparação dos resultados. Porém os resultados demonstram acúmulo crescente do dióxido de enxofre nas amostras em função do tempo de exposição evidenciando a eficiência do gênero *Usnea* como bioindicador.

4. CONCLUSÃO

O gênero *Usnea* mostrou ser um bom monitor para dióxido de enxofre atmosférico. Também apesar dos combustíveis comercializados na atualidade conterem baixa concentração de poluentes o constante aumento de veículos automotores no centro urbano de Santa Maria RS é o fator que contribui de forma significativa para a presença de altas concentrações de dióxido de enxofre no ar atmosférico.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Centro Universitário Franciscano – UNIFRA pela viabilização do estudo.

6. REFERÊNCIAS

- BAFFI C.; BETTINELLI M.; BEONE G. M.; SPEZIA S. Comparison of different analytical procedures in the determination of trace elements in lichens. **Chemosphere** v. 48 p. 299-306 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00094-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00094-2)
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 3 de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil** Poder Executivo Brasília DF 22 ago. 1990. Seção 1. p. 15937 - 15939.
- BRODO I. M. Lichen growth and cities: a study on Long Island New York. **Bryologist** v. 69 n. 4 p. 427-449 1966.
- CAÑAS M.; ORELANA L.; PIGNATA M. L. Chemical response of the lichens *Parmotrema austrosinense* and *P. conferendum* transplanted to urban and non-polluted environments. **Annales Botanici Fennice** v. 34 p. 27-34 1997.
- CALVELO S.; LIBERATORE S. Applicability of *in Situ* or transplanted lichens for assessment of atmospheric pollution in Patagonia Argentina. **Journal of Atmospheric Chemistry** v. 49 p. 199-210 2004. <http://dx.doi.org/10.1007/s10874-004-1225-8>
- CARRERAS H.; WANNAS E.; PEREZ C.; PIGNATA M. The role of urbana air pollutants on the performance of heavy metal accumulation in *Usnea amblyoclada*. **Environmental Research** v. 97 p. 50-57 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2004.05.009>
- CULBERSON C. F. Improved conditions and new data for the identification of lichen products by standardized thin layer chromatographic method. **J. Chromatog.** v. 72 p. 113-25 1972. [http://dx.doi.org/10.1016/0021-9673\(72\)80013-X](http://dx.doi.org/10.1016/0021-9673(72)80013-X)
- GALLOWAY D. J. The lichens of Chile: present knowledge and future prospects. In: MARCELLI M. P.; SEAWARD M. R. D. **Lichenology in America Latina**: history current knowledge and application. São Paulo: CETESB 1998. p. 165-169.
- GIORDANO S.; ADAMO P.; SORBO S.; VINGIANI S. Atmospheric trace metal pollution in the Naples urban area based on results from moss and lichen bags. **Environmental Pollution** v. 136 p. 431-442 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.017>
- Golden Software Inc. **Surfer 8**: contouring and 3D mapeamento de superfície para cientistas e engenheiros guia do usuário. Golden 2002. 640 p. (software versão 8.05). Disponível em: <<http://www.goldensoftware.com/products/surfer/surfer.shtml>>. Acesso em: 13 mar. 2011.
- GOOGLE MAPS. **Santa Maria Rio Grande do Sul**. 2011. Disponível em: <maps.google.com.br>. Acesso em: nov. 2011.
- HAWKSWORTH D. L.; ROSE F.; COPPINS B. J. Changes in the lichens flora of England and Wales attributable to pollution of the air by sulphur dioxide. In: FERRY B. W.; BADDELEY M. S.; HAWKSWORTH D. L. (eds.). **Air pollution and lichens**. London: The Athlone Press 1973. p. 330-367.
- HAWKSWORTH D. L. The long-terms effects of air pollutants on lichen communities in Europe and North America. In: WOODWELL G. M. (ed.). **Pattern and processes of biotic impoverishment**. Cambridge: Cambridge University Press 1992. p. 45-64.

- KEMERICH P. D. C.; VASCONCELLOS N. J. S.; MORTARI S. R.; FLORES E. E. M. Biomonitoramento e variabilidade espacial do dióxido de enxofre em ar urbano. **Ambi-Agua** Taubaté v. 6 n. 3 p. 210-220, 2011. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.628>)
- HAWKSWORTH D. L. Mycological research news. **Mycology Research** v. 109 n. 9 p. 961-963 2005.
- HELDWEIN A.; BURIOL G. A.; STRECK N. A. O clima de Santa Maria. **Revista Ciência e Ambiente** v. 38 p. 33-48 2009.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Contagem da população**. Rio de Janeiro 2009.
- KLUMPP A.; ANSEL W.; KLUMPP G.; FOMIN A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede. In: MARCELLI M. P.; SEAWARD M. R. D. **Lichenology in America Latina**: history current knowledge and application. São Paulo: CETESB 1998. p. 165-169.
- KRICKE R.; LOPPI S. Bioindication: the I. A. P. approach. In: NIMIS P. L.; SCHEIDEGGER C.; WOLSELEY P. A. (eds.). **Monitoring with lichens – Monitoring lichens**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers 2000. p. 21-38.
- KRUG F. J.; ZANATO E. A. G.; REIS B. F.; BAHIA O.; JACINTHO O.; JORGENSEN S. S. Turbidimetric determination of sulphate in plant digests and natural waters by flow injection analysis with alternating streams. *Anal. Chim. Acta* v. 145 p. 179-187 1983. [http://dx.doi.org/10.1016/0003-2670\(83\)80060-9](http://dx.doi.org/10.1016/0003-2670(83)80060-9)
- LAWREY J. D. Lichen Allelopathy: a review. In: INDERJIT T. K.; DAKSHINI M.; EINHELLIG F. A. A. **Allelopathy**: organisms processes and applications. Washington D.C.: American Chemical Society 1995. (ACS Symposium Series 582).
- LE BLANC F.; RAO D. N. Effects of pollutants on lichens and bryophytes. In: MUDD J. B.; KOZLOWSKI T. T. **Responses of plant to air pollution**. London: Academic Press 1975. p. 237 – 272. Cap. 11.
- LISBOA H. de M.; SANT’ANNA F. S. Análise da qualidade das águas da chuva em Tubarão – SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA 6. 1990 Salvador. **Anais...** Salvador: SBM 1990. V. 2.
- LOPPI S.; FRATI L.; PAOLI L.; BIGAGLI V.; ROSSETTI C.; BRUSCOLI C. et al. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). **Science of The Total Environment**. Elsevier B.V. v. 326 n. 1-3 p. 113-122 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.003>
- MARCELLI M. P. History and current knowledge of Brazilian lichenology. In: MARCELLI M. P.; SEAWARD M. R. D. (eds.). **Lichenology in Latin America**: history current knowledge and application. São Paulo CETESB 1998. p. 25-45.
- MIKHAILOVA I. N. Populations of epiphytic lichen under stress conditions: survival strategies. **The Lichenologist** v. 39 p. 83-89 2007. <http://dx.doi.org/10.1017/S0024282907006305>
- MINGANTI V.; CAPELLI R.; DRAVA G.; PELLEGRINI R. D.; BRUNIALTI G.; GIORDANI P. et al. Biomonitoring of trace metals by different species of lichens (*Parmelia*) in north-west Italy. **Journal of Atmospheric Chemistry** v. 45 p. 219-229 2003. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1024215023633>

KEMERICH P. D. C.; VASCONCELLOS N. J. S.; MORTARI S. R.; FLORES E. E. M. Biomonitoramento e variabilidade espacial do dióxido de enxofre em ar urbano. **Ambi-Agua** Taubaté v. 6 n. 3 p. 210-220, 2011. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.628>)

MUNZI S.; RAVERA S.; CANEVA G. Epiphytic lichens as indicators of environmental quality in Rome. *Environmental Pollution* n. 146 p. 350-258 2007.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.042>

NASH T. H. **Lichen biology**. Cambridge: Cambridge University Press 1996. 303p.

NIEBOER E.; AHMED H. M.; PUCKETT K. J.; RICHARDSON D. H. S. The heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury Ontario. *The Lichenologist* v. 5 p. 292-304 1972.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0024282972000301>

RUNDEL P. W. The ecological role of secondary lichen metabolites. **Biol. System. Ecol.** v. 6 p. 157-170 1987.

RININO S.; BOMBARDI V.; GIORDANI P.; TRETACH M.; CRISAFULLI P.; MONACI F. et al. New histochemical techniques for the localization of metal ions in the lichen thallus. *The Lichenologist* v. 37 p. 463-466 2005.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0024282905014908>

SEAWARD M. R. D. **Lichen ecology**. London: Academic Press 1977. 550p.

SCHLENSOG M.; SCHROETER B. A new method for the accurate *in situ* monitoring of chlorophyll a fluorescence in lichens and bryophytes. *The Lichenologist* v. 33 p. 443-452 2001. <http://dx.doi.org/10.1006/lich.2001.0340>

SCUTARI N. C.; THEINHARDT N. I. Identification of urban lichens in the field: a case study for Buenos Aires city (Argentina). **Mycotaxon**. v. 53 p. 427-445 2001.

VALENCIA M. C.; CEBALLOS J. A. **Hongos liquenizados**. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia 2002.

VICENTE C.; RUIZ J. L.; ESTÉVEZ M. P. Mobilization of usnic acid in (*Evirnia prunastri*) under critical conditions of nutrient availability. **Phyton** v. 39 p. 15-20 1980.

WOLSELEY P. A.; JAMES P. W.; THEOBALD M. R.; SUTTON M. A. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. *The Lichenologist* v. 38 p. 161-176 2006.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0024282905005487>