

TELOSCHISTES FLAVICANS (SW.) NORMAN COMO INDICADOR DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM PARANAGUÁ – PR

TELOSCHISTES FLAVICANS (SW.) NORMAN AS ATMOSPHERIC POLLUTION INDICATOR IN PARANAGUÁ – PR, BRAZIL

Bruno Martins Gurgatz

Graduado em Gestão Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Setor Litoral. Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável da UFPR – Matinhos (PR), Brasil.

Camila Arielle Buffato Moreira

Graduada em Gestão Ambiental pela UFPR Setor Litoral. Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UFPR), *Campus* Londrina – Londrina (PR), Brasil.

Gisele Antoniaconi

Graduada em Saúde Coletiva pela UFPR Setor Litoral. Mestre em Saúde Coletiva pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Residente de Vigilância em Saúde na Escola de Saúde Pública do Rio Grande do Sul – Porto Alegre (RS), Brasil.

Rodrigo Arantes Reis

Professor associado na UFPR, Setor Litoral. Coordenador do Programa Laboratório Móvel de Educação Científica da UFPR, Setor Litoral. Professor no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável da UFPR Litoral – Matinhos (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Rodrigo Arantes Reis –
Rua Jaguariaíva, 512 – Balneário
Caiobá – 83260-000 – UFPR Litoral –
Matinhos (PR), Brasil –
E-mail: reisra@gmail.com

Recebido: 26/10/2015

Aceito: 29/05/2017

RESUMO

A poluição atmosférica proveniente de áreas portuárias é responsável por um expressivo número de mortes, merecendo destaque no litoral paranaense, área que abriga o maior porto graneleiro do Brasil. Apesar disso, o monitoramento da qualidade do ar não é realizado devido ao alto custo. A alta sensibilidade dos líquens à poluição atmosférica faz deles ótimos bioindicadores para estudos de qualidade do ar. Este estudo utilizou a degradação da clorofila em feofitina em líquens da espécie *Teloschistes flavicans*, visando identificar áreas de maior risco ambiental no município de Paranaguá. Os resultados da análise de variância mostraram que, ao decorrer de 78 dias, as amostras localizadas na região portuária e nas vias de acesso sofreram degradação da clorofila em níveis significativamente representativos em relação às amostras localizadas em áreas residenciais ($p \leq 0,001$), demonstrando que o porto e as vias apresentam poluentes atmosféricos em níveis suficientes para causar a degradação líquênica.

Palavras-chave: bioindicadores; líquens fruticosos; litoral do Paraná; poluição do ar.

ABSTRACT

Atmospheric pollution derived from port operations is responsible for an expressive number of cardio respiratory deaths; this link is of special interest to the Paraná coast as it hosts the largest grain port in Brazil. Nevertheless, air monitoring is not carried out extensively in this region due to the high cost of monitoring. The high sensitivity of lichens to air pollution makes lichens good bioindicators in air quality studies. This study presents the use of the chlorophyll degradation into pheophytin in *Teloschistes flavicans* lichens, to identify the areas of higher environmental risk in the city of Paranaguá. The results showed that in the course of 78 days, the samples located in the port area and the access roads have suffered degradation of chlorophyll in significant levels when compared to samples located in residential areas ($p \leq 0.001$). These data demonstrate that the port and road accesses in the city of Paranaguá are exposed to air pollutants at levels sufficient to cause lichen degradation.

Keywords: bioindicators; fructifose lichens; Parana's coast; air pollution.

INTRODUÇÃO

Atualmente, a poluição atmosférica é considerada o maior risco ambiental para áreas urbanas (WHO, 2014), sendo responsável por cerca de 3,3 milhões de mortes prematuras relacionadas a doenças pulmonares obstrutivas, cânceres de pulmão, doenças isquêmicas do coração, ataques agudos das vias aéreas inferiores e doenças cerebrovasculares (BURNETT *et al.*, 2014; LELIEVELD *et al.*, 2015). Além de óbitos, a poluição atmosférica também está associada a patologias do sistema respiratório, como asma e bronquite (GUARNIERI; BALMES, 2014; KAMPA; CASTANAS, 2008). Tais efeitos refletem em custos para a sociedade, e a diminuição das emissões resulta em redução dos custos externos (DEVOS *et al.*, 2015). Somente para a cidade de São Paulo, o custo total para agravos na saúde ligados à poluição atmosférica chega a US\$ 3.222.676 (MIRAGLIA *et al.*, 2005). Entre os principais poluentes do ar, é possível citar os gasosos, os poluentes orgânicos persistentes, os metais pesados e o material particulado (KAMPA; CASTANAS, 2008).

Compreender as dinâmicas relativas à qualidade do ar é determinante para que se diminuam os riscos. Em países com maior número de publicações relativas ao tema, são menores os níveis de poluentes encontrados, pois os tomadores de decisão na área da saúde são mais bem capacitados para responder aos conflitos entre desenvolvimento econômico e saúde (FAJERSZTAJN *et al.*, 2013). Apesar desse fator, muitos locais não dispõem de sistemas de monitoramento, já que a implementação

dessas redes depende de técnicas custosas. Alternativas se dão por meio de técnicas como amostragem passiva ou biomonitoramento, que não visam ao acompanhamento diário, mas focam em avaliar o estado do ambiente estudado (MARC *et al.*, 2015).

A atividade portuária é responsável por emissão considerável de poluentes atmosféricos. Somente a navegação oceânica lança ao ar de 4,7 a 6,5 milhões de toneladas de SO_x (óxidos de enxofre), sendo que 70% dessas emissões ocorrem em até 400 km dos continentes e são responsáveis por aproximadamente 60.000 mortes por complicações cardíacas e pulmonares por ano (CORBETT *et al.*, 2007). Além disso, portos trazem consigo diversos fatores potencialmente poluidores, como alto fluxo de veículos de grande porte (BAILEY; SOLOMON, 2004).

A atividade portuária merece destaque na região do litoral paranaense: em 2011, por exemplo, o Porto de Paranaguá movimentou cerca de 41 milhões de toneladas de carga em geral (GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ, 2015) e foi considerado o maior porto graneleiro da América Latina. A região da Baía de Paranaguá ainda abriga atividades pesqueiras, turísticas e industriais, em um sistema estuarino de grande importância ambiental que apresenta ecossistemas insulares, manguezais, salinas, rios, costões rochosos e praias arenosas (MARTINS *et al.*, 2010), é circundada por uma grande área de floresta atlântica, além de ser conhecida como um dos *hotspots* de conservação da natureza (MYERS *et al.*, 2000).

Líquens como bioindicadores

Líquens são organismos simbióticos compostos por um fungo (micobionte) e um organismo fotossintetizante, o qual pode ser uma alga verde (ficobionte) e/ou uma cianobactéria (cianobionte). A distribuição de suas espécies se dá por todos os ambientes terrestres (NASH, 2008); eles são mundialmente utilizados como bioindicadores em diversos estudos de qualidade do ar (AUGUSTO *et al.*, 2013; HAWKSWORTH *et al.*, 2005; MARC *et al.*, 2015; NIMIS *et al.*, 2002). Bioindicadores são organismos que podem ser utilizados para identificação e determinação quantitativa de impactos ambientais, respondendo à poluição de alguma forma em suas funções vitais (BATIČ, 2002; CONTI; CECCHETTI, 2001).

A alta sensibilidade dos líquens à poluição atmosférica se dá em razão de características como: falta de sistema vascular, obtendo água e nutrientes da atmosfera; captação de água a partir de partículas em suspensão, que concentram mais poluentes que a chuva; não apresentam partes decíduas, que poderiam eliminar partes dos poluentes; não apresentam estômatos ou cutículas, absorvendo aerossóis por todo o talo (NASH, 2008).

Na América do Sul, são notáveis os trabalhos realizados na cidade argentina de Córdoba, onde foram encontrados resultados referentes à poluição provocada por indústrias de cimento e metalúrgicas (CARRERAS; PIGNATA, 2002) e tráfego (CARRERAS *et al.*, 1998). Na Costa Rica, um estudo de diversidade e riqueza líquênica com Siste-

mas de Informação Geográficas (SIGs) encontrou resultados que correspondem aos de contaminação por óxidos de nitrogênio (NEUROHR BUSTAMANTE *et al.*, 2013).

No Brasil, foram realizados estudos no Rio Grande do Sul (KÄFFER *et al.*, 2011, 2012; MARTINS *et al.*, 2008), em São Paulo (FUGA *et al.*, 2008; SAIKI *et al.*, 2007) e em Pernambuco (MOTA FILHO *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2014). Em Curitiba, no Paraná, um levantamento de espécies com objetivo de subsidiar o biomonitoramento foi realizado (ELIASARO *et al.*, 2011). Tais trabalhos demonstram diversas potencialidades no uso de líquens como bioindicadores e biomonitores no Brasil.

O principal poluente associado à sensibilidade líquênica é o SO_2 (dióxido de enxofre). Um importante trabalho que corrobora tal afirmação utilizou uma rede de monitoramento de SO_2 instalada na Inglaterra, associando os resultados com os padrões de distribuição das espécies líquênicas encontradas, inclusive criando uma escala de poluição e espécies indicadoras (HAWKSWORTH; ROSE, 1970). Desde então, diversos estudos contribuíram para o estabelecimento dessa relação (GEEBELEN; HOFFMANN, 2001; NASH; GRIES, 2002; SEAWARD, 1993). Também se sabe que os níveis de SO_2 encontrados nos líquens são proporcionais aos encontrados na atmosfera (RICHARDSON; NIEBOER, 1983). Cislighi e Nimis (1997) encontraram relações significativas para SO_2 ($r=0,93$), bem como para NO_3 ($r=0,87$), poeira ($r=0,86$) e SO_4^{2-} ($r=0,85$); também identificaram que a biodiversidade de líquens apresenta alta correlação com câncer de pulmão em homens abaixo de 55 anos ($r=0,82$).

O trabalho de Hawksworth e Rose (1970) classifica a espécie *Teloschistes flavicans* como altamente sensível ao SO_2 , sendo encontrada somente em áreas consideradas “puras”. É um líquen fruticoso, cortícola, encontrado em florestas abertas, em ambientes secos e ensolarados (MARTINS *et al.*, 2011), inclusive na região de Mata Atlântica no Sul do Brasil (MARTINS *et al.*, 2011). Sua distribuição se dá em ambientes quentes e temperados de ambos os hemisférios (GLAVICH *et al.*, 2005). Vários trabalhos utilizam o gênero *Teloschistes* para avaliações da poluição atmosférica empregando diversas metodologias (CORTÉS, 2004; ELIASARO *et al.*, 2011; GARTY, 1985; KÄFFER *et al.*, 2012; MARTINS *et al.*, 2008).

Um dos modelos de trabalhos com bioindicadores são os *surveys*, que consistem em observações qualitativas ou quantitativas padronizadas em períodos de tempo restrito, sem pretensões de monitoramento (HELLAWELL, 1991; NIMIS *et al.*, 2002). Um método para avaliação do stress líquênico devido a fatores ambientais é a avaliação da degradação da clorofila em feofitina em líquens transplantados (BOONPRAGOB, 2002; RONEN; GALUN, 1984), sendo a exposição ao SO_2 um dos principais fatores para esse efeito (RAO; LEBLANC, 1966). Tal método já foi utilizado para avaliar o impacto causado por atividades industriais (CARRERAS; PIGNATA, 2001; GARTY *et al.*, 2000) e de despejo de resíduos sólidos (PAOLI *et al.*, 2015).

Assim, o objetivo deste estudo foi obter uma avaliação preliminar da qualidade do ar no município de Paranaguá, no Paraná, utilizando o líquen *Teloschistes flavicans*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O município de Paranaguá (48° 30' W 25° 31' S) tem população estimada de 150.660 habitantes e área de 826,675 km² (IBGE, 2015). Apresenta clima temperado e chuvoso, moderadamente quente, tendo temperatura média anual entre 19 e 21°C e pluviosidade média de 2.000 a 2.200 mm/ano, com chuvas distribuídas por todo o ano (VANHONI; MENDONÇA, 2011). Está situado em domínio de Floresta Atlântica de Terras Baixas, com predomínio de manguezais e vegetação de restinga nas áreas costeiras. Abriga um dos principais portos do Brasil, o que proporciona diversos conflitos devido ao modelo de desenvolvimen-

to contraditório que proporciona (ABRAHÃO, 2011). Até a realização do estudo, não havia nenhum tipo de monitoramento relativo à poluição atmosférica no município. Portanto, este estudo se baseia em uma avaliação preliminar para subsidiar futuros investimentos em Paranaguá.

A área de estudo abrange o perímetro urbano do município, subdividido em 22 quadrantes segundo metodologia adaptada de Ferrari (2009). Buscando cobrir todos os quadrantes e todas as áreas de interesse, 20 amostras foram colocadas de forma aleatória, distribuídas por toda a cidade, e 10 de forma proposital, em áreas de grande fluxo de veí-

culos e/ou área industrial. Os pontos estabelecidos foram: 1 (48°32'46,375"W 25°30'59,542"S), 2 (48°34'34,771"W 25°34'15,784"S), 3 (48°32'42,8"W 25°32'56,813"S), 4 (48°33'52,107"W 25°34'16,462"S), 5 (48°32'7,187"W 25°30'48,696"S), 6 (48°33'54,19"W 25°34'41,543"S), 7 (48°32'16,429"W 25°32'39,188"S), 8 (48°30'58,196"W 25°30'44,968"S), 9 (48°31'25,207" W 25°31'8,015"S), 10 (48°30'58,638"W 25°30'14,125"S), 11 (48°30'37,206"W 25°30'47,34"S), 12 (48°33'20,501"W 25°33'47,992"S), 13 (48°30'39,426"W 25°31'16,279"S), 14 (48°32'26,262"W 25°32'55,118"S), 15 (48°31'21,789"W 25°31'46,654"S), 16 (48°32'27,203"W 25°30'53,102"S), 17 (48°30'5,704"W 25°30'44,29"S), 18 (48°30'18,43"W 25°30'40,9"S), 19 (48°32'4,978"W 25°32'39,188"S), 20 (48°31'31,223"W 25°30'20,903"S), 21 (48°32'9,574"W 25°31'17,166"S), 22 (48°32'56,383"W 25°31'52,754"S), 23 (48°33'30,226"W

25°33'24,266"S), 24 (48°32'51,909"W 25°32'55,796"S), 25 (48°30'20,979"W 25°31'17,844"S), 26 (48°31'54,475"W 25°32'18,852"S), 27 (48°31'43,946"W 25°31'30,385"S), 28 (48°31'57,264"W 25°32'46,984"S), 29 (48°30'16,57"W 25°31'34,791"S), 30 (48°30'0,295"W 25°30'54,458"S).

O líquen escolhido foi *Teloschistes flavicans* (Figura 1), por conta de sua distribuição e facilidade de identificação, além de seu uso como biomonitor já ter sido validado na literatura (KÄFFER et al., 2012).

Os espécimes foram coletados no município de Pontal do Paraná, no Estado do Paraná, em região de vegetação de restinga no balneário de Pontal do Sul (48°21'02.3"W 25°34'07.1"S). O local possui grande parte de vegetação nativa e abundância liquênica, além de apresentar aspectos fitossociológicos muito semelhantes aos de



Autoria: Gisele Antoniaconi.

Figura 1 – Líquen *Teloschistes Flavicans* em ambiente natural na região de Pontal do Sul, no município de Pontal do Paraná, no Paraná, em área de vegetação de restinga.

Paranaguá (TROPMAIR, 2011), situando-se a cerca de 17 km desse município.

O método de armazenagem e exposição das amostras foi adaptado de Carreras e Pignata (2001, 2002), sendo que os talos e seus substratos coletados foram armazenados em sacos de papel perfurados e permaneceram em laboratório em temperatura ambiente até sua exposição. Uma amostragem piloto, na qual os líquens foram alocados em árvores a 1,5 m do solo, resultou

em grande perda das amostras, portanto, padronizou-se a amostragem a 2,5 m do solo. Para simular as condições de insolação do seu local de origem (vegetação de restinga), não foram utilizados sombrites ou estruturas protetoras.

O transplante ocorreu em janeiro de 2011; a cada três semanas, eram realizadas as coletas de pequenas alíquotas dos líquens em Paranaguá, totalizando três coletas até final de abril de 2011.

Determinação dos percentuais de clorofila e feofitina

Para a obtenção da concentração de clorofila total e feofitina, foram pesados 20 mg do talo liquênico. Esse material foi lavado três vezes com acetona saturada em carbonato de cálcio (CaCO_3), visando eliminar metabólitos secundários do córtex, visto que podem interferir na leitura dos resultados. Após a evaporação, o talo foi macerado e imerso em 5 mL de dimetilsulfóxido (DMSO), e colocado em temperatura de 65°C por 45 minutos no escuro. Em seguida, foram adicionados mais 5 mL de DMSO. As leituras foram feitas no espectrofotômetro Spectrum SP 2000V, nos comprimentos de onda 415 e 435 nm, segundo metodologia proposta por Boonpragob (2002).

Para a produção da curva de calibração, foram utilizados 360 mg de amostra lavada com acetona satu-

rada em CaCO_3 . Após a evaporação, o talo foi imerso em 55 mL de DMSO e colocado em temperatura de 65°C por 45 minutos no escuro. Em seguida, foram adicionados 55 mL de DMSO. O material é dividido em duas amostras de 55 mL. Em uma delas é adicionado 0,3 mL de ácido clorídrico 1 normal (HCl 1 N), visando tornar toda a clorofila disponível em feofitina. Repousou-se a amostra por uma hora no escuro sob temperatura ambiente. Logo após, neutralizou-se a amostra com CaCO_3 e o material foi centrifugado durante 1 minuto a 3.600 RPM; o sobrenadante, contendo apenas feofitina, é utilizado na construção da curva com a amostra que não sofreu ação do ácido (contendo clorofila).

Análise dos resultados

Ao longo da pesquisa ocorreram perdas de amostra, algumas devido à ausência de material liquênico, outras por quedas ou vandalismo. Para a análise dos dados, foram consideradas as amostras que permaneceram em campo até a última coleta, ao decorrer de 78 dias, em 15 de abril de 2011.

A produção de mapas foi realizada por meio do *software* ArcGis, disponível na Universidade Federal do Paraná (UFPR) Setor Litoral, e a análise de va-

riância (ANOVA) foi feita com o auxílio dos *softwares* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) e Jasp (JASP Team, 2017).

Embora o período amostral tenha ocorrido em 2011, o atraso na publicação dos resultados ocorreu somente após a consolidação do grupo de pesquisa proponente, sendo que os resultados encontrados complementam outros estudos que vêm sendo desenvolvidos na região.

RESULTADOS

Onze amostras mantiveram-se disponíveis até o final do estudo, sendo que os resultados encontrados são apresentados na Tabela 1. Nota-se diminuição dos níveis de clorofila e aumento nos níveis de feofitina acentuada nas amostras localizadas nas vias de acesso e no porto.

A média dos resultados de feofitina encontrados foi de 15,91% no momento do transplante, 45% ao decorrer de 22 dias, 51,55% ao decorrer de 55 dias e 60,82% ao decorrer de 78 dias, o que demonstra um acréscimo constante nos níveis de degradação de clorofila, porém os resultados variam entre as amostras. As amostras

10P e 20P, localizadas na região portuária, foram as que sofreram maior degradação ao longo do período estudado, inclusive atingindo 100% de degradação na amostra 10P; resultado com grande diferença das amostras 6R, 28R e 29R, localizadas em áreas residenciais, que pouco alteraram seus teores de feofitina/clofotina (Tabela 1).

A Figura 2 apresenta a distribuição dos níveis de feofitina no início e no final do estudo, acompanhado do resultado do teste ANOVA. Como esperado, as médias mostraram-se pouco distintas no momento do transplante ($p=0,137$). Ao decorrer de 78 dias, as médias encontradas foram diferentes ($p<0,001$), demonstrando que as amostras localizadas na região portuária e nas

Tabela 1 – Percentuais de feofitina/clofotina das amostras nos períodos analisados.

Amostra	Local	Transplante	22 dias	55 dias	78 dias
5V	Via de acesso	24/76	56/44	61/39	72/28
6R	Residencial	27/73	28/72	28/72	28/72
9V	Via de acesso	9/91	27/73	37/63	64/36
10P	Porto	18/82	79/21	87/13	92/8
18P	Porto	9/91	52/48	66/34	72/28
20P	Porto	7/93	57/43	88/12	100/0
21R	Residencial	14/86	16/84	18/82	26/74
26V	Via de acesso	24/76	63//37	70/30	88/12
28R	Residencial	21/79	29/71	23/77	24/76
29R	Residencial	16/84	26/74	27/73	26/74
30P	Porto	11/89	62/38	62/38	77/23

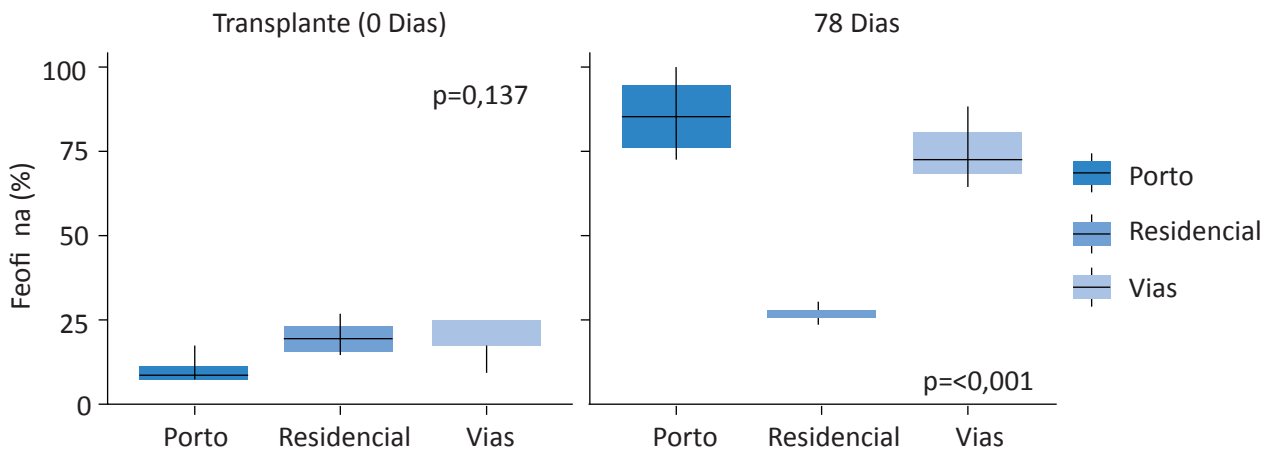


Figura 2 – Distribuição e análise de variância dos percentuais de feofitina no momento do transplante e em 78 dias de exposição entre as categorias de localidades. Nota-se que, ao final do estudo, as amostras localizadas em pontos de regiões portuárias e próximas às vias de acesso sofreram maior degradação, com médias significativamente distintas aos 78 dias de estudo.

vias de acesso sofreram degradação da clorofila em níveis significantemente representativos.

A partir da análise da estrutura do talo liquênico, percebeu-se perda da coloração e deformações em sua estrutura. Destacam-se as alterações observadas nas amostras 10P, 20P e 26V. No mesmo sentido, foi possível observar que a amostra 6R manteve sua coloração semelhante a que apresentou quando foi transplantada de Pontal do Paraná para Paranaguá.

A Figura 3 apresenta a diferença de coloração entre o líquen em Pontal do Paraná (Figura 3A), as amostras transplantadas para Paranaguá, que estão próximas

às fontes potenciais de poluição (Figuras 3B e 3C), e a amostra 6, que está em uma área aparentemente menos poluída (Figura 3D).

Buscando um indicativo sobre as possíveis fontes de emissão de poluentes atmosféricos, a Figura 4 apresenta os percentuais de feofitina de forma espacializada geograficamente, permitindo a visualização dos resultados relacionados a possível distribuição de poluentes no município de Paranaguá. Novamente é possível identificar uma degradação significativa ocorrendo nas amostras próximas ao porto e às vias de acesso (5V, 9V, 26V, 10P, 18P, 20P, 30P), assim como índices menores de degradação nas amostras localizadas em áreas residenciais (6R, 21R, 28R, 29R).

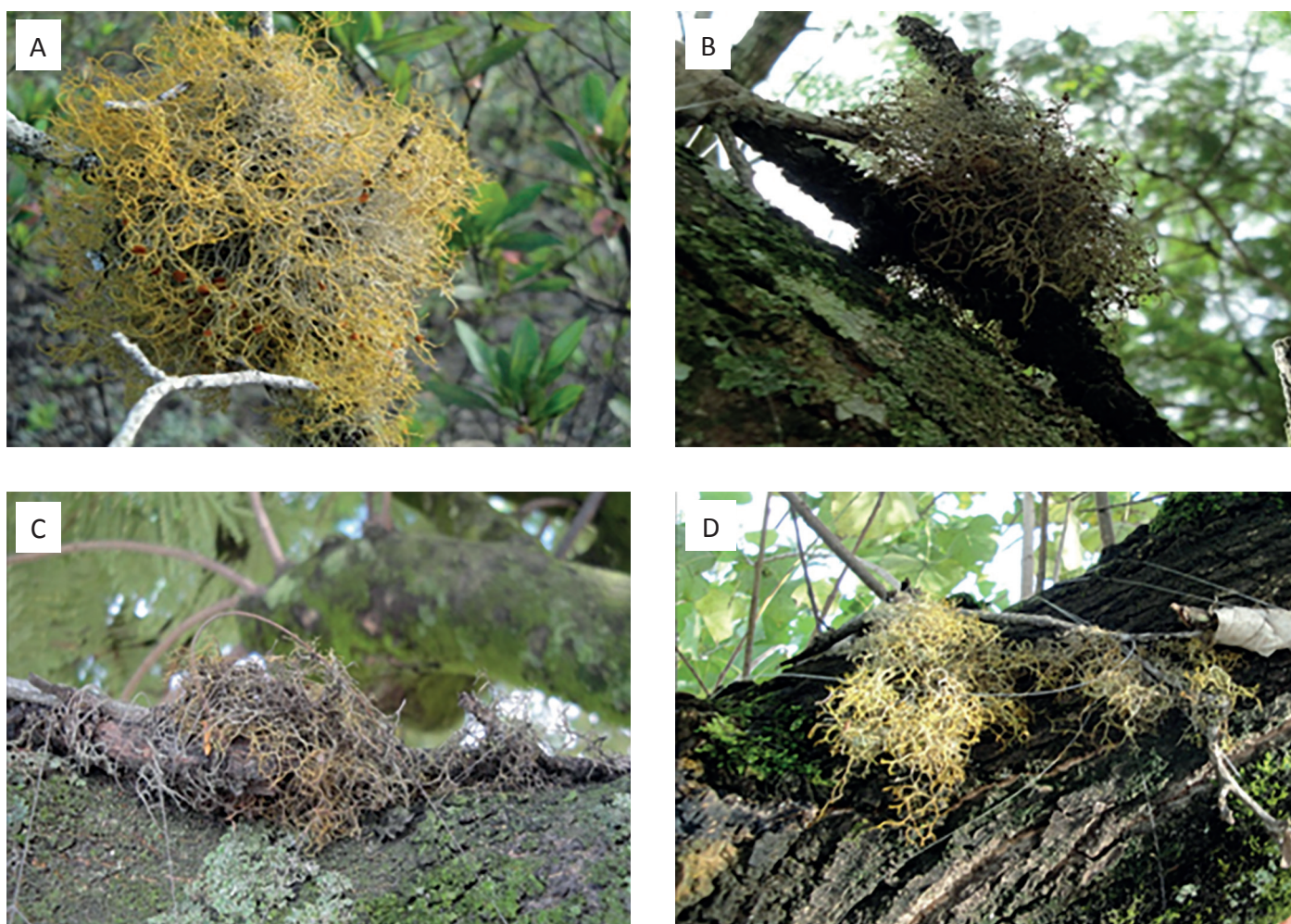


Figura 3 – Mudança da coloração e estrutura do talo liquênico de *T. flavicans* durante o experimento. (A) Líquen em ambiente natural (Pontal do Paraná). (B e C) Amostras 10P e 20P, localizadas em ambiente próximo às fontes potenciais de poluição, apresentando visível degradação. (D) Amostra 6R, localizada em ambiente distante do complexo industrial ou rodovias, sem sinais visíveis de degradação, ainda conservando cores originais.

DISCUSSÃO

O processo de transplante dos talos de líquen, por si só, pode influenciar o decréscimo nas médias de clorofila. Porém, os resultados da ANOVA demonstram diferença não significativa entre as categorias de locais no período de transplante ($p=0,137$); já entre as categorias analisadas no último período ($p\leq 0,001$), verificou-se uma diferença altamente significativa, com a região portuária e as vias de acesso apresentando níveis de degradação superiores aos da região residencial (Figura 2). Käffer *et al.* (2012) encontraram alterações morfológicas e altos níveis de contaminantes em *Teloschistes exilis* em uma área com influência de tráfego no Sul do Brasil. No mesmo sentido, Carreras *et al.* (1998) identificaram o tráfego como causador de degradação em *Usnea sp.* na Argentina. Dessa forma, estima-se que o tráfego seja o principal fator relacionado à degradação de clorofila encontrado neste trabalho, além de, possivelmente, ser uma das principais atividades poluidoras no município.

O método de transplante e análise da degradação de clorofila é reconhecido como válido e eficiente, uma vez que fornece informações sobre o impacto da atividade antrópica em determinada área, além de ser considerado um índice válido para avaliar o impacto das concentrações de SO_2 (BOONPRAGOB, 2002; CONTI; CECCHETTI, 2001; RAO; LEBLANC, 1966).

T. flavicans apresenta grande sensibilidade a esse poluente (HAWKSWORTH; ROSE, 1970) e o gênero *Teloschistes* já foi utilizado como indicador no Sul do Brasil em estudos anteriores (KÄFFER *et al.*, 2012). Carreras e Pignata (2001) e Käffer *et al.* (2012) também identificaram relações entre os níveis de degradação de clorofila e a concentração de ozônio (O_3) na atmosfera. Devido à inexistência de qualquer tipo de monitoramento atmosférico no período estudado em Paranaguá, não foi possível estabelecer quais poluentes são mais presentes no município. Porém, os resultados sugerem que as áreas

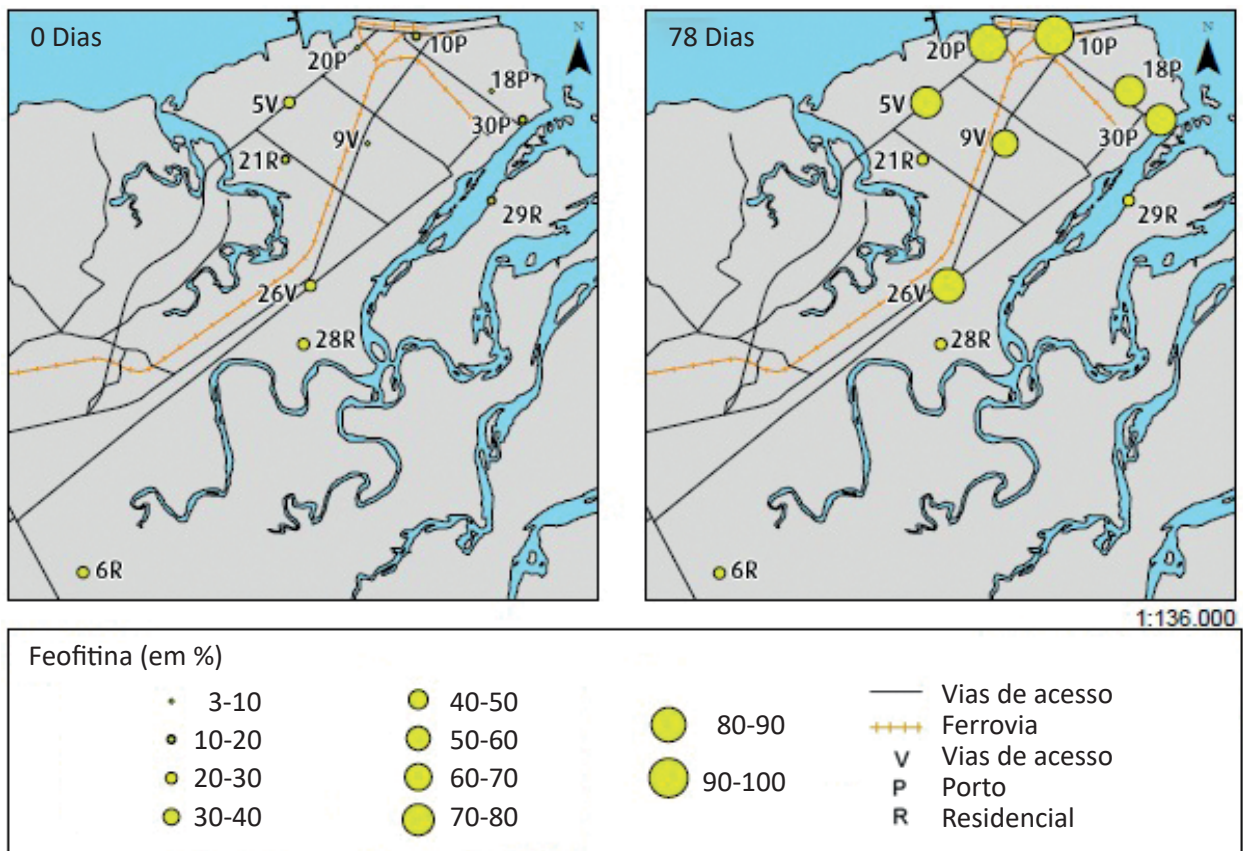


Figura 4 – Espacialização dos percentuais de feofitina no momento do transplante e em 78 dias de exposição. Os locais próximos a regiões portuárias e vias de acesso apresentaram maiores níveis de degradação de clorofila em feofitina.

prioritárias para investigação são próximas ao porto e às vias de acesso, assim como o tráfego como atividade potencialmente poluidora. Nota-se que os líquens são indicadores interessantes para estudos preliminares de contaminação atmosférica em geral, quando a análise de determinados compostos isoladamente pode não representar a complexidade apresentada nesses contextos. Em estudo provido por Tretiach *et al.* (2007), verificou-se que, em comparação com o uso de musgos, os líquens apresentaram maior vantagem para uso em ambientes urbanos, pois, apesar de ambos apresentarem danos em um curto espaço de tempo, os organismos líquenicos tiveram maior resiliência, sendo possível uma análise duradoura de suas alterações fisiológicas.

A Figura 4 mostra que houve grande degradação de clorofila em feofitina nas amostras que se encontram sob influência de rodovias e do complexo portuário; no mesmo sentido, a amostra localizada na Ilha de Valadares (29R), uma área residencial sem fluxo de veículos até o término do período estudado, manteve-se estável em todas as análises. Gonzalez e Pignata (1994) classificam áreas utilizando um índice de contaminação que utiliza a degradação da clorofila como um de seus indicadores, encontrando resultados crescentes em áreas de alto tráfego e atividades industriais. Dessa forma, o método apresenta potencial para geração de mapas de risco ambiental. Yildiz *et al.* (2011) também utilizaram os resulta-

dos encontrados para degradação de clorofila para criar mapas de poluição. É importante destacar que a possibilidade de localizar áreas de concentração de poluentes pode auxiliar a avaliação de riscos para a saúde humana, servir como referencial em estudos de licenciamento ambiental, bem como constitui boa ferramenta para gestores envolvidos no planejamento urbano. Outro uso em potencial está na avaliação da toxicidade ambiental de determinados compostos, como no caso descrito por Vannini *et al.* (2015), em que a exposição do líquen *Xanthoria parietina* ao pesticida glifosato desencadeou processos de degradação da clorofila, além de redução da taxa fotossintética e acumulação do composto.

Com relação à questão de saúde, Ricieri *et al.* (2010) observaram altos índices de asma para o município, relatado como segundo maior no Brasil. Segundo Spinelli *et al.* (2007), a prevalência de asma em Paranaguá é de 23,5%, maior que a média de grandes cidades brasileiras. Estima-se que as emissões de materiais particulados relacionadas à atividade de navegação sejam responsáveis por aproximadamente 60.000 mortes por câncer de pulmão e complicações cardiopulmonares (CORBETT *et al.*, 2007). Dessa forma, uma análise mais aprofundada sobre os contaminantes atmosféricos proveniente das atividades portuárias e seus possíveis impactos na saúde da população na região se apresenta como um promissor objeto de estudos futuros.

CONCLUSÕES

Os resultados encontrados proveram informações relativas à distribuição da degradação de clorofila em feofitina em líquens transplantados como indicadores da poluição atmosférica no município portuário de Paranaguá, validando o método proposto por Boonpragob (2002) na região do litoral paranaense, utilizando uma espécie facilmente encontrada em áreas preservadas da região. Os resultados sugerem que Paranaguá apresenta índices de contaminantes atmosféricos suficientes para causar alterações na estrutura do líquen utilizado em regiões próximas ao porto e às suas vias de acesso.

Tais dados são reforçados pela constatação da mudança na coloração dos líquens em determinados am-

bientes (Figura 3). O dano morfofisiológico é resultado de alterações como modificações nos percentuais de carbono orgânico, número de células vivas e valores de clorofila, sendo caracterizado pelo surgimento de cloroses, necroses e exposição de medula (KÄFFER *et al.*, 2012).

As informações produzidas se mostram extremamente relevantes por não serem encontrados na literatura referentes à qualidade do ar para a região. A ausência de grandes polos industriais nas cidades ao redor, assim como a presença da Floresta Atlântica, coloca o município como um modelo para estudos sobre a relação entre poluição atmosférica e organizações portuárias.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Msc. Rangel Angelotti, pela orientação quanto ao uso do *software* ArcGis, e ao

Dr. Emerson Joucoski, pela introdução ao *software* estatístico R.

REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, C. M. S. *Porto de Paranaguá: transformações espaciais decorrentes do processo de modernização capitalista e integração territorial entre os anos 1970 e 2010*. Tese (Doutorado em Geografia) – Curitiba: Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Paraná, 2011.
- AUGUSTO, S.; MÁGUAS, C.; BRANQUINHO, C. Guidelines for biomonitoring persistent organic pollutants (POPs), using lichens and aquatic mosses – A review. *Environmental Pollution*, v. 180, p. 330-338, set. 2013.
- BAILEY, D.; SOLOMON, G. Pollution prevention at ports: clearing the air. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 24, n. 7-8, p. 749-774, 2004.
- BATIČ, F. Bioindication of Sulphur Dioxide Pollution with Lichens. In: KRANNER, D. I. C.; BECKETT, P. D. R. P.; VARMA, P. D. A. K. (Eds.). *Protocols in Lichenology*. Springer Lab Manuals. Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2002. p. 483-503.
- BOONPRAGOB, K. Monitoring Physiological Change in Lichens: Total Chlorophyll Content and Chlorophyll Degradation. In: NIMIS, P. L.; SCHEIDEGGER, C.; WOLSELEY, P. A. (Eds.). *Monitoring with Lichens: Monitoring Lichens*. NATO Science Series. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002. p. 323-326.
- BURNETT, R. T.; POPE, C. A.; EZZATI, M.; OLIVES, C.; LIM, S. S.; MEHTA, S.; SHIN, H. H.; SINGH, G.; HUBBELL, B.; BRAUER, M.; ANDERSON, H. R.; SMITH, K. R.; BALMES, J. R.; BRUCE, N. G.; KAN, H.; LADEN, F.; PRÜSS-USTÜN, A.; TURNER, M. C.; GAPSTUR, S. M.; DIVER, W. R.; COHEN, A. An Integrated Risk Function for Estimating the Global Burden of Disease Attributable to Ambient Fine Particulate Matter Exposure. *Environmental Health Perspectives*, 11 fev. 2014.
- CARRERAS, H. A.; GUDIÑO, G. L.; PIGNATA, M. L. Comparative biomonitoring of atmospheric quality in five zones of Córdoba city (Argentina) employing the transplanted lichen *Usnea* sp. *Environmental Pollution*, v. 103, n. 2-3, p. 317-325, 1.º nov. 1998.
- CARRERAS, H. A.; PIGNATA, M. L. Biomonitoring of heavy metals and air quality in Cordoba City, Argentina, using transplanted lichens. *Environmental Pollution*, v. 117, n. 1, p. 77-87, abr. 2002.
- _____; _____. Comparison among air pollutants, meteorological conditions and some chemical parameters in the transplanted lichen *Usnea amblyoclada*. *Environmental Pollution*, v. 111, n. 1, p. 45-52, jan. 2001.
- CISLAGHI, C.; NIMIS, P. L. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*, v. 387, n. 6.632, p. 463-464, 29 maio 1997.
- CONTI, M. E.; CECCHETTI, G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment--a review. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), v. 114, n. 3, p. 471-492, 2001.
- CORBETT, J. J.; WINEBRAKE, J. J.; GREEN, E. H.; KASIBHATLA, P.; EYRING, V.; LAUER, A. Mortality from Ship Emissions: A Global Assessment. *Environmental Science & Technology*, v. 41, n. 24, p. 8512-8518, 2007.
- CORTÉS, E. Investigation of air pollution in Chile using biomonitors. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 262, n. 1, p. 169-276, out. 2004.
- DEVOS, S.; COX, B.; DHONDT, S.; NAWROT, T.; PUTMAN, K. Cost saving potential in cardiovascular hospital costs due to reduction in air pollution. *Science of The Total Environment*, v. 527-528, p. 413-419, 15 set. 2015.
- ELIASARO, S.; VEIGA, P. W.; DONHA, C. G.; NOGUEIRA, L. Inventário de macrolíquens epífitos sobre árvores utilizadas na arborização urbana em Curitiba, Paraná, Brasil: Subsídio para biomonitoramento urbano. *Biotemas*, v. 22, n. 4, p. 1-8, 25 abr. 2009.
- FAJERSZTAJN, L.; VERAS, M.; BARROZO, L. V.; SALDIVA, P. Air pollution: a potentially modifiable risk factor for lung cancer. *Nature Reviews Cancer*, v. 13, n. 9, p. 674-678, set. 2013.

- FERRARI, J. B. *Variação espacial e temporal do lixo marinho depositado na praia deserta*. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos). Pontal do Paraná: Universidade Federal do Paraná, 21 dez. 2009.
- FUGA, A.; SAIKI, M.; MARCELLI, M. P.; SALDIVA, P. H. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*, v. 151, n. 2, p. 334-340, jan. 2008.
- GARTY, J. The amounts of heavy metals in some lichens of the Negev Desert. *Environmental Pollution, Series B, Chemical and Physical*, v. 10, n. 4, p. 287-300, 1.º jan. 1985.
- GARTY, J.; WEISSMAN, L.; TAMIR, O.; BEER, S.; COHEN, Y.; KARNIELI, A.; ORLOVSKY, L. Comparison of five physiological parameters to assess the vitality of the lichen *Ramalina lacera* exposed to air pollution. *Physiologia Plantarum*, v. 109, n. 4, p. 410-418, 1.º ago. 2000.
- GEEBELEN, W.; HOFFMANN, M. Evaluation of bio-indication methods using epiphytes by correlating with SO₂-pollution parameters. *The Lichenologist*, v. 33, n. 3, p. 249-260, maio 2001.
- GLAVICH, D. A.; GEISER, L. H.; MIKULIN, A. G. The Distribution of Some Rare Coastal Lichens in the Pacific Northwest and Their Association with Late-seral and Federally-protected Forests. *The Bryologist*, v. 108, n. 2, p. 241-254, 1.º jun. 2005.
- GONZALEZ, C. M.; PIGNATA, M. L. The Influence of Air Pollution on Soluble Proteins, Chlorophyll Degradation, MDA, Sulphur and Heavy Metals in A Transplanted Lichen. *Chemistry and Ecology*, v. 9, n. 2, p. 105-113, 1.º nov. 1994.
- GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ. Negócios. Disponível em: <<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=98>>. Acesso em: 22 set. 2015.
- GUARNIERI, M.; BALMES, J. R. Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet*, v. 383, n. 9.928, p. 1581-1592, 2014.
- HAWKSWORTH, D. L.; ITURRIAGA, T.; CRESPO, A. Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología*, v. 22, n. 2, p. 71-82, jun. 2005.
- HAWKSWORTH, D. L.; ROSE, F. Qualitative Scale for estimating Sulphur Dioxide Air Pollution in England and Wales using Epiphytic Lichens. *Nature*, v. 227, n. 5.254, p. 145-148, 11 jul. 1970.
- HELLAWELL, J. M. Development of a rationale for monitoring. In: GOLDSMITH, B. (Ed.). *Monitoring for Conservation and Ecology*. Conservation Biology. Dordrecht: Springer Netherlands, 1991. p. 1-14.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades - Paranaguá*. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pr/paranagua/panorama>>. Acesso em: 26 set. 2015.
- KÄFFER, M. I.; LEMOS, A. T.; APEL, M. A.; ROCHA, J. V.; MARTINS, S. M. A.; VARGAS, V. M. F. Use of bioindicators to evaluate air quality and genotoxic compounds in an urban environment in Southern Brazil. *Environmental Pollution*, v. 163, p. 24-31, abr. 2012.
- KÄFFER, M. I.; MARTINS, S. M. A.; ALVES, C.; PEREIRA, V. C.; FACHEL, J.; VARGAS, V. M. F. Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1319-1332, set. 2011.
- KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*, v. 151, n. 2, p. 362-367, 2008.
- LELIEVELD, J.; EVANS, J. S.; FNAIS, M.; GIANNADAKI, D.; POZZER, A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, v. 525, n. 7569, p. 367-371, 17 set. 2015.
- JASP Team. *JASP (Version 0.8.1.2)* [Computer software]. 2017.
- MARĆ, M.; TOBISZEWSKI, M.; ZABIEGALA, B.; GUARDIA, M.; NAMIESNIK, J. Current air quality analytics and monitoring: A review. *Analytica Chimica Acta*, v. 853, p. 116-126, 1.º jan. 2015.

- MARTINS, C. C.; BRAUN, J. A. F.; SEYFFERT, B. H.; MACHADO, E. C.; FILLMANN, G. Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 11, p. 2137-2143, nov. 2010.
- MARTINS, S. M. A.; KAFFER, M. I.; ALVES, C. R.; PEREIRA, V. C. Fungos liquenizados da mata atlântica, no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 2, p. 286-292, jun. 2011.
- MARTINS, S. M. A.; KÄFFER, M. I.; LEMOS, A. Lichens as bioindicators of air quality in an area of thermoelectric power plant, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hoehnea*, v. 35, n. 3, p. 425-433, 2008.
- MIRAGLIA, S. G. E. K.; SALDIVA, P. H. N.; BÖHM, G. M. An Evaluation of Air Pollution Health Impacts and Costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 35, n. 5, p. 667-676, 16 maio 2005.
- MOTA FILHO, F. O.; PEREIRA, E. C.; LIMA, E. S.; SILVA, N. H.; FIGUEIREDO, R. C. B. Influência de poluentes atmosféricos em Belo Jardim (PE) utilizando *Cladonia verticillaris* (líquen) como biomonitor. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1072-1076, out. 2007.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 24 fev. 2000.
- NASH, T. H. *Lichen Biology*. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008.
- NASH, T. H.; GRIES, C. Lichens as bioindicators of sulfur dioxide. *Symbiosis*, v. 33, n. 1, p. 1-21, 2002.
- NEUROHR BUSTAMANTE, E.; MONGE-NÁJERA, J.; MÉNDEZ-ESTRADA, V. H. Use of a Geographic Information System and lichens to map air pollution in a tropical city: San José, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, v. 61, n. 2, p. 557-563, jun. 2013.
- NIMIS, P. L.; SCHEIDEGGER, C.; WOLSELEY, P. A. (Eds.). *Monitoring with Lichens: Monitoring Lichens*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002.
- PAOLI, L.; GRASSI, A.; VANNINI, A.; MASLANAKOVÁ, I.; BIL'OVÁ, I.; BACKOR, M.; CORSINI, A.; LOPPI, S. Epiphytic lichens as indicators of environmental quality around a municipal solid waste landfill (C Italy). *Waste Management*, v. 42, p. 67-73, ago. 2015.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2008.
- RAO, D. N.; LEBLANC, F. Effects of Sulfur Dioxide on the Lichen Alga, with Special Reference to Chlorophyll. *The Bryologist*, v. 69, n. 1, p. 69-75, 1.º abr. 1966.
- RICHARDSON, D. H. S.; NIEBOER, E. Ecophysiological responses of lichens to sulphur dioxide. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, n. 54, p. 331-351, maio 1983.
- RICIERI, D. V.; ROSÁRIO FILHO, N. A.; KONNO, K. M.; FERRO, E.; VALÉRIO, M. O. Demografia da Asma no Município de Paranaguá/PR e no contexto das Doenças Respiratórias no Litoral do Paraná. *Inspirar*, v. 2, 2010.
- RONEN, R.; GALUN, M. Pigment extraction from lichens with dimethyl sulfoxide (DMSO) and estimation of chlorophyll degradation. *Environmental and Experimental Botany*, v. 24, n. 3, p. 239-245, ago. 1984.
- SAIKI, M.; FUGA, A.; ALVES, E. R.; VASCONCELLOS, M. B. A.; MARCELLI, M. P. Biomonitoring of the atmospheric pollution using lichens in the metropolitan area of São Paulo city, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 271, n. 1, p. 213-219, jan. 2007.
- SEAWARD, M. R. D. Lichens and sulphur dioxide air pollution: field studies. *Environmental Reviews*, v. 1, n. 2, p. 73-91, 1.º jul. 1993.

SILVA, A. K. D. O.; PEREIRA, I. M. C.; SILVA, N. H.; MOTA-FILHO, F. O.; PEREIRA, E. C. G. Líquens utilizados como biomonitores da qualidade do ar no Parque da Jaqueira – Recife – Pernambuco. *Geo UERJ*, v. 1, n. 25, 4 set. 2014.

SPINELLI, L. M.; ROSARIO, N. A.; RIEDI, C. A.; SCHMIDT, A. V.; JORGE, J. J.; MALUCELLI, M.; CRAMER, M. S. CORREA-CELI, J. C.; ALBANUS, A. Risk Factors for Asthma in Adolescents: ISAAC Phase II in a Brazilian Coast City. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, v. 119, n. 1, Supplement, p. S103, jan. 2007.

TRETIACH, M.; ADAMO, P.; BARGAGLI, R.; BARUFFO, L.; CARLETTI, L.; CRISAFULLI, P.; GIORDANO, S.; MODENESI, P.; ORLANDO, S.; PITTAO, E. Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part I: Influence of exposure on sample vitality. *Environmental Pollution*, v. 146, n. 2, p. 380-391, 2007.

TROPPEMIR, H. Perfil fitoecológico do Estado do Paraná. *Boletim de Geografia*, v. 8, n. 1, p. 67-83, 2011.

VANHONI, F.; MENDONÇA, F. O clima do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 3, 18 maio 2011.

VANNINI, A.; GUARNIERI, M.; BAČKOR, M.; BILOVÁ, I.; LOPPI, S. Uptake and toxicity of glyphosate in the lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 122, p. 193-197, 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 7 million premature deaths annually linked to air pollution. *Media Centre*, 2014. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>>. Acesso em: 29 jul. 2015.

YILDIZ, A.; AKSOY, A.; AKBULUT, G.; YILMAZ, D. D.; ISLEK, C.; ALTUNER, E. M.; DUMAN, F.; EM, A.; DUMAN. Correlation Between Chlorophyll Degradation and the Amount of Heavy Metals Found in *Pseudevernia furfuracea* in Kayseri (Turkey). *Ekoloji*, v. 20, n. 78, p. 82-88, 2011.