

Universidade Federal do Triângulo Mineiro



PPGCTA

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Dissertação de Mestrado

UTILIZAÇÃO DE LIQUENS NO MONITORAMENTO ATIVO E PASSIVO DA
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Autor: William Raimundo Costa

Oritnador(a): Dra Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

Uberaba
2018

William Raimundo Costa

UTILIZAÇÃO DE LIQUENS NO MONITORAMENTO ATIVO E PASSIVO DA
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

Uberaba
2018

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

C876u Costa, William Raimundo
Utilização de líquens no monitoramento ativo e passivo da poluição
atmosférica / William Raimundo Costa. -- 2018.
58 f. : il., fig., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) --
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2018
Orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

1. Poluição. 2. Ar - Poluição. 3. Líquens. 4. Plantas - Efeito da poluição do
ar. 5. Indicadores biológicos. I. Senhuk, Ana Paula Milla dos Santos. II. Uni-
versidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 504.5

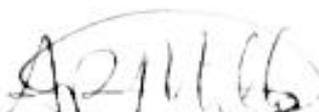
WILLIAM RAIMUNDO COSTA

Utilização de líquens no monitoramento ativo e passivo da poluição atmosférica

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito parcial para obtenção do título de mestre.

24 de Agosto de 2018

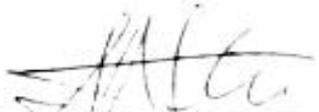
Banca examinadora



Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk
Orientadora - PPGCTA - UFTM



Prof. Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira
Membro Titular - UFTM



Prof. Dr. Sergio Hayato Seike
Membro Titular - IFTM

Dedico esse trabalho ao Deus do meu coração, à todos os meus familiares, aos meus poucos mas caríssimos amigos, a meu pai e à minha mãe (*in memoriam*), e a minha noiva (em breve esposa) Driele, e a todos que fazem da ciência a força motriz que impulsiona suas vidas.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao Deus do meu coração, *nnDnn*, por permitir que eu passasse por tudo o que passei nesta vida, aprendendo a dar valor ao que realmente importa, especialmente por ter vivido tudo o que vivi, me tornando o que sou, e me orgulhar da pessoa que me tornei.

Agradeço ao meu pai, Sebastião Raimundo (*in memoriam*), por ser meu herói e por ter demonstrado em vários momentos o orgulho que sentia de mim, me enxergando, por inúmeras vezes, muito maior do que realmente era e sou. Viver isso me fez aprender que sempre posso um pouco mais. Sempre te amarei Pai.

Agradeço à minha mãe, Maria da Conceição Costa (*in memoriam*), por ter sido meu anjo nesta vida. Por ter dedicado tanto tempo de sua vida em prol de minha educação e formação humana, abrindo mão de seus próprios sonhos, e por ter se esforçado tanto, mesmo nas épocas mais difíceis de nossas vidas, pra que eu não parasse de estudar e desta forma me tornasse o homem que sou. Vivendo isso aprendi que somos tão fortes quanto pensamos que somos. Sempre te amarei Mãezinha.

Sinto muito a falta de vocês, pai e mãe, e agradeço por tudo o que fizeram por mim ao longo de suas vidas.

Agradeço aos familiares, amigos e àqueles que de uma forma ou de outra participaram deste processo e serviram de base para que eu pudesse seguir adiante, buscando a realização do sonho de cursar o Mestrado. Sonho que é parte de um sonho ainda maior.

Agradeço à Driele, minha noiva, por se mostrar tão companheira, por me incluir em seus planos e por fazer parte dessa etapa final, tendo acompanhado de perto as dificuldades que tiveram de ser superadas para que tudo desse certo, me incentivando e apoiando nos momentos de cansaço. Agradeço por me fazer acreditar que sonhos existem para serem realizados. Agradeço também à sua família por me acolher e permitir viver experiências familiares repletas de carinho e respeito.

Agradeço à minha Professora Orientadora, Dr^a Ana Paula Milla dos Santos Senhuk que me conduziu nos últimos dois anos por um caminho que sozinho, com a mais absoluta certeza não teria um resultado sequer próximo do que hoje se materializa. Levo pra vida seu exemplo de dedicação, compromisso e generosidade genuína. Obrigado Professora pelo incrível aprendizado que me proporcionou.

“É muito melhor arriscar coisas grandiosas, alcançar triunfos e glórias, mesmo expondo-se a derrota, do que formar fila com os pobres de espírito que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem nessa penumbra cinzenta que não conhece vitória nem derrota.”

Theodore Roosevelt

RESUMO

A poluição atmosférica tem sido amplamente estudada em função do alto potencial que apresenta de causar danos à saúde humana, bem como ao meio ambiente. Os líquens têm sido utilizados no monitoramento desse tipo de poluição devido à sua alta sensibilidade a poluentes atmosféricos e ampla distribuição em todos os ambientes. O presente estudo objetivou realizar o biomonitoramento ativo e passivo com líquens em diferentes pontos de Uberaba-MG. Para tanto foram levantadas as espécies de líquens presentes em quatro pontos (urbanos e industrial) como forma de biomonitoramento passivo. Talos de líquens da espécie *Parmotrema tinctorum* foram transplantados de uma área preservada para os pontos de estudo como forma de biomonitoramento ativo, permanecendo expostos por 30 dias consecutivos no período chuvoso e 30 dias no período seco. Em seguida foram analisadas as concentrações dos elementos N, Fe, S, Cu e Zn nos talos dos líquens e aferida a área de clorose. A diversidade de líquens sofreu influência da poluição atmosférica em Uberaba, permitindo identificar áreas com maior perturbação ambiental, como o Distrito Industrial III, e menos impactadas como no ponto A, bairro residencial. Com relação ao estudo dos elementos absorvidos pelos talos do líquen *P. tinctorum* conclui-se que o mesmo se mostrou efetivo como bioacumulador de S, Fe e Cu, uma vez que foi verificada diferença significativa entre os períodos (seca e chuva), e entre os pontos de estudo, para S. No entanto, para os demais elementos (N e Zn) essa espécie de líquen não mostrou diferença significativa após o período de exposição adotado. O estudo das áreas de clorose nos talos de *P. tinctorum* permitiu concluir que a utilização dessa espécie se mostrou eficiente para monitoramento ativo da poluição do ar, apresentando correlação positiva com a concentração de N, S, Fe e Zn, e negativa com a diversidade líquênica.

Palavras-chave: Poluição do ar, bioindicadores, diversidade líquênica, clorose.

ABSTRACT

Air pollution has been widely studied because of its high potential to cause harm to human health as well as to the environment. Lichens have been used to monitor this type of pollution due to their high sensitivity to atmospheric pollutants and also due to their wide distribution in all environments. The present study aimed to perform active and passive biomonitoring with lichens in different points of Uberaba-MG. For this purpose the lichen species were surveyed in four points (urban and industrial regions) as passive biomonitoring. Lichen thalli of the species *Parmotrema tinctorum* were transplanted from a preserved area for the study points as active biomonitoring, remaining exposed for 30 consecutive days in the rainy season and 30 days in the dry period. Afterwards the concentrations of the elements N, Fe, S, Cu and Zn in the lichen thalli were measured and in the chlorosis area were analyzed. The diversity of lichens was influenced by air pollution in Uberaba, allowing the identification of areas with greater environmental disturbance, such as the Industrial District III, and less impacted as in point A, a residential neighborhood. In relation to the study of the elements absorbed by thallus of the *P. tinctorum* lichen was found to be effective as a bioaccumulator of S, Fe and Cu, because a significant difference was observed between the periods (dry and rainy) and between the study points, for S. However, for the other elements (N and Zn), this species of lichen showed no significant difference after the exposure period adopted. The study of the chlorosis areas in the thallus of *P. tinctorum* allowed us to conclude that this species was efficient for the active monitoring of air pollution, presenting a positive correlation with the concentration of N, S, Fe and Zn, and negative correlation with diversity lichen.

Keywords: Air pollution, bioindicators, lichen diversity, chlorosis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Localização dos pontos de estudo.....	32
Figura 2- Líquen da espécie <i>P. tinctorum</i>	34
Figura 3 - Exposição das amostras de líquens por ponto de estudo	35
Figura 4– Gráfico da distribuição de espécies por família	40
Figura 5 – Diversidade de líquens por ponto de estudo	41
Figura 6 - Detalhe de área com clorose	45
Figura 7- Cortes de talos de <i>P. tinctorum</i> antes e depois da exposição à poluição atmosférica.....	45
Figura 8 – Área de clorose verificada nos talos de líquens	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Padrões nacionais de qualidade do ar.....	18
Tabela 2 - Padrões de qualidade do ar do Estado de São Paulo	19
Tabela 3 - Padrões de qualidade do ar da OMS.	20
Tabela 4 – Espécies de líquens registrados nos pontos de estudo em Uberaba-MG.....	38
Tabela 5– Índice de similaridade de Sorensen entre os pontos estudados	42
Tabela 6– Concentração de elementos em amostras de líquens, durante os testes preliminares	42
Tabela 7 – Concentrações de elementos em amostras de líquens em diferentes pontos, no período seco e chuvoso.....	43
Tabela 8 – Área de clorose verificada para cada amostra por ponto de estudo, nos períodos seco e chuvoso.	46
Tabela 9 – Matriz de correlação de Pearson para variáveis coletadas no período seco	48

LISTA DE ABREVIATURAS

Cm² – centímetro quadrado

DI-II – Distrito Industrial 2

DI-III – Distrito Industrial 3

FMC – Fumaça

g.kg⁻¹ – grama por quilo

mg.kg⁻¹ – miligrama por quilo

MP – Material particulado

P. tinctorum – *Parmotrema tinctorum*

PTS – Partículas totais em suspensão

µm - micrômetro

LISTA DE SÍMBOLOS

Cd – Cádmió

Co – Cobalto

CO – Monóxido de carbono

Cr – Cromo

Cu – Cobre

Fe – Ferro

H₂O_(l) – Água no estado líquido

H₂SO_{3(aq)} – Ácido sulfuroso aquoso

H₂SO_{4(aq)} – Ácido sulfúrico aquoso

HClO₄ – Ácido perclórico

HNO₃ – Ácido nítrico

Mn – Mangânes

N – Nitrogênio

N_{2(g)} – Nitrogênio gasoso

NO₂ – Dióxido de nitrogênio

NO_x – Óxidos de nitrogênio

O₂ – Oxigênio molecular

O₃ – Ozônio

Pb – Chumbo

S – Enxofre

SO₂ - Dióxido de enxofre

Th – Tório

U – Urânio

Zn – Zinco

LISTA DE SIGLAS

ANOVA – Análise de variância

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito

HPA – Hidrocarboneto policíclico aromático

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MG – Minas Gerais

OMS – Organização Mundial de Saúde

PE – Pernambuco

RJ - Rio de Janeiro

RPPNVE – Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale Encantado

RS – Rio Grande do Sul

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro

WHO – *World Health Organization*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	17
3.1.1 Parâmetros de qualidade do ar	18
3.1.1.1 <i>Fumaça, PTS e MP</i>	20
3.1.1.2 <i>Dióxido de enxofre (SO₂)</i>	21
3.1.1.3 <i>Monóxido de carbono (CO)</i>	21
3.1.1.4 <i>Ozônio troposférico (O₃)</i>	22
3.1.1.5 <i>Óxidos de nitrogênio (NO_x)</i>	22
3.1.2 Elementos metálicos associados ao MP	23
3.1.2.1 <i>Chumbo (Pb)</i>	24
3.1.2.2 <i>Zinco (Zn)</i>	24
3.1.2.3 <i>Cádmio (Cd)</i>	24
3.1.2.4 <i>Cobre (Cu)</i>	25
3.1.2.5 <i>Óxidos de ferro</i>	25
3.2 BIOMONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DO AR	25
3.2.1 Utilização de líquens no monitoramento da poluição do ar	26
3.2.1.1 <i>Fisiologia dos líquens</i>	27
3.2.1.2 <i>Monitoramento passivo</i>	28
3.2.1.3 <i>Monitoramento ativo</i>	29
4 METODOLOGIA	31
4.1 LOCAL DE ESTUDO.....	31
4.2 COLETA DE DADOS	33
4.2.1 Biomonitoramento passivo	33
4.2.2 Biomonitoramento ativo	33
4.2.2.1 <i>Identificação e coleta de amostras de Parmotrema tinctorum</i>	33
4.2.2.2 <i>Estudo piloto</i>	34
4.2.2.3 <i>Exposição das amostras</i>	35

4.3 ANÁLISE DE DADOS	36
4.3.1 Concentração de elementos poluentes	36
4.3.2 Análise macroscópica	36
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 BIOMONITORAMENTO PASSIVO	38
5.2 BIOMONITORAMENTO ATIVO	42
5.2.1 Concentração de elementos poluentes	42
5.2.2 Análise macroscópica	44
6 CONCLUSÃO.....	49

1 INTRODUÇÃO

O atual cenário mundial mostra que 92% da população do planeta está exposta a níveis preocupantes de poluentes atmosféricos, sendo o número de mortes, vítimas desse tipo de poluição, estimado em cerca de 3 milhões de pessoas por ano (WHO, 2016).

Sabe-se que os poluentes lançados na atmosfera, gerados a partir de fontes fixas, tais como termoelétricas, indústrias petroquímicas, de fertilizantes, de cerâmicas, de asfalto, dentre outras, bem como de fontes móveis, a partir da queima de combustíveis em veículos automotores, são nocivos à saúde humana (SZABO et al., 2003; DE SOUZA et al., 2016).

De acordo com Drumm et al. (2014), em centros urbanos os veículos elevam significativamente as emissões de poluentes atmosféricos, especialmente em locais onde ainda se faz uso de combustíveis que contenham altas concentrações de enxofre em sua composição. Tal fato se torna preocupante uma vez que essa frota veicular cresce de forma desordenada, contribuindo para o aumento de doenças relacionadas à poluição atmosférica, como cardiorrespiratórias e câncer, até a morte prematura em alguns casos (OLMO; PEREIRA, 2011).

A faixa etária mais propensa a problemas relacionados à poluição atmosférica se refere a crianças e idosos, e naturalmente pessoas já portadoras de doenças respiratórias e cardiovasculares (MARTINS et al., 2001; BAKONYI et al., 2004; SALDIVA, 2008).

Como medida de controle da poluição atmosférica, a legislação brasileira estabelece concentrações limites para os seguintes poluentes: partículas totais em suspensão (PTS), fumaça (FMC), partículas inaláveis ou material particulado (MP), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃) e dióxido de nitrogênio (NO₂). O monitoramento do nível desses poluentes na atmosfera pode ser realizado por meios físico-químicos extremamente eficientes, sendo mensurados em escala local, regional ou global (CONAMA, 1990).

No entanto, além de onerosos, esses métodos não são capazes de determinar os efeitos dos poluentes em organismos vivos. Desta forma, o monitoramento da poluição atmosférica por meio de bioindicadores tem sido viável, uma vez que permite que se obtenha resultados a curto, médio e longo prazo, sem necessariamente ter-se de utilizar equipamentos de alto custo (ELIASARO et al., 2009).

A utilização de bioindicadores não pode e não deve substituir os métodos físico-químicos de medição de concentrações de poluentes atmosféricos, uma vez que os mesmos demonstram grande precisão de resultados, mas sim, fornecer informações complementares, no

que se refere a efeitos dos poluentes sobre os organismos vivos, principalmente de forma cumulativa (ARNDT; FLORES; WEINSTEIN, 1995; KLUMP et al., 2001).

Dentre os diversos bioindicadores de poluição atmosférica, os líquens são considerados eficientes, estando entre os organismos vivos mais utilizados para esse fim, em função de uma série de características que os favorecem, tanto para o monitoramento passivo, quanto ativo (NIMIS; CASTELLO; PEROTTI, 1990; GARTY, 1993; MARCELLI, 2006).

Dentre essas características podem ser citadas: ausência de camadas protetoras como cutícula ou camadas serosas como ocorre nas fanerógamas; ampla distribuição geográfica; nutrição por meio da absorção de nutrientes dispersos no ar; ausência de estrutura de excreção e, por isso, os compostos absorvidos durante sua vida ficam retidos no talo líquênico. Além disso, promovem fotossíntese por meio do componente fotobionte, o que permite que cresçam ao longo de todo o ano, ainda que lentamente, e que absorvam elementos do ar de forma contínua (RAVEN; EICHHRON; EVERT, 2001).

No Estado de Minas Gerais, o monitoramento dos padrões de qualidade do ar ocorre apenas na região metropolitana de Belo Horizonte, sendo amostrados por cerca de 10 estações automáticas operadas pela Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM, 2018).

O município de Uberaba, apesar de ser de médio porte, considerada a 4ª maior frota de veículos do Estado de Minas Gerais, com média de veículos a cada 100.000 habitantes maior do que a média nacional (DENATRAN, 2018), cortado por importantes rodovias da região e possuir quatro distritos industriais, não possui um programa de monitoramento e controle da qualidade do ar.

Sendo assim, o presente estudo propôs verificar a qualidade do ar em diferentes pontos da cidade de Uberaba, com diferentes perfis de ocupação, utilizando o biomonitoramento com líquens, uma vez que esta se apresenta como sendo uma metodologia de baixo custo e que pode ser replicada com facilidade, podendo contribuir com os programas de gestão ambiental do município.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Utilizar líquens como bioindicadores da qualidade do ar em Uberaba.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar as espécies de líquens presentes nos quatro pontos de estudos como forma de biomonitoramento passivo;
- Comparar os pontos de estudo quanto à diversidade de espécies e o nível de tolerância dessas à poluição atmosférica, inferindo sobre a qualidade do ar nos diferentes pontos de estudo.
- Analisar efeitos adversos dos poluentes atmosféricos em talos de *P. tinctorum* (concentração de elementos e áreas de clorose), como forma de biomonitoramento ativo;
- Correlacionar os dados de diversidade de espécies, concentração de elementos e percentual de clorose.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica de origem antrópica surgiu principalmente a partir da Revolução Industrial no século XVIII e XIX, onde iniciou-se a utilização de motores à combustão movidos pela queima de combustíveis fósseis (CANÇADO et al., 2006). Esse processo levou à ocorrência de três episódios, dentre outros, em que o acréscimo de poluentes atmosféricos no início do século XX determinou o aumento da morbimortalidade por doenças respiratórias, a saber: no Vale do Meuse – Bélgica, em 1930 (FIRCKET, 1931, apud CANÇADO et al., 2006); em Donora - Pensilvânia – EUA, em 1948 (SHRENK, 1949 apud CANÇADO et al., 2006); em Londres – Inglaterra, em 1952, sendo que tais episódios levaram vários países a estabelecerem padrões de qualidade do ar, com valores máximos permitidos para diversos poluentes, a partir dos quais considera-se que a atmosfera se torna prejudicial à saúde humana (LOGAN, 1953 apud CANÇADO et al, 2006).

Poluição atmosférica, segundo a Resolução CONAMA de 1990, pode ser definida como qualquer forma de energia ou matéria com capacidade de tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde humana, danoso aos materiais, à fauna e flora, e prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

As fontes de poluição do ar podem ser classificadas em fixas quando se originam de locais relativamente limitados que permitem uma avaliação e determinação de emissão de poluentes direta na fonte, como por exemplo indústrias, áreas de mineração, usinas termelétricas, dentre outras, e móveis quando não existe a possibilidade de se fazer essa avaliação e determinação direta na fonte, uma vez que são geradas a partir de veículos automotores, juntamente com trens, aviões e embarcações marítimas (BORTOLUCI; QUINALLIA; DE ANDRADE, 2017; MMA, 2018b).

Segundo Miller e Spoolman (2015), os poluentes atmosféricos podem ser classificados em primários quando são emitidos diretamente pelas fontes geradoras, e secundários quando resultam de reações desencadeadas a partir da combinação dos poluentes primários quando são expostos à radiação ultravioleta na atmosfera. Isso faz com que se combinem com outros gases, como por exemplo oxigênio atmosférico (O_2), e hidrocarbonetos, formando, dentre outros poluentes secundários, o ozônio (O_3), que é um potente oxidante e citotóxico e que pode causar danos nas porções distais das vias aéreas, além de diversos outros poluentes.

Os principais poluentes primários da atmosfera, segundo Guimarães (2017), são o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NO_x), o monóxido de carbono (CO), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e o material particulado (MP), dentre outros (LA-FRANCHI et al., 2009).

3.1.1 Parâmetros de qualidade do ar

No Brasil, a Resolução do Conama 03 de 28 de junho de 1990 estabelece Padrões Nacionais de Qualidade do Ar classificando os mesmos em primários e secundários. Os padrões primários são aqueles que se ultrapassados podem afetar a saúde da população, sendo considerados os valores máximos de tolerância. Enquanto que os padrões secundários são aqueles abaixo dos quais se verificam os mínimos efeitos para a saúde da população, bem como mínimo dano à fauna e à flora e ao meio ambiente como um todo, sendo estes considerados níveis desejáveis de poluentes (CONAMA, 1990; MMA, 2018a).

Contudo a legislação brasileira não prevê, limites para a maioria dos poluentes atmosféricos, estabelecendo controle apenas para partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio (CONAMA, 1990) (Tabela 1).

Tabela 1- Padrões nacionais de qualidade do ar

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário (µg.m⁻³)	Padrão Secundário (µg.m⁻³)
Partículas totais em suspensão* (PTS)	24 horas ¹	240	150
	MGA ²	80	60
Partículas inaláveis	24 horas ¹	150	150
	MAA ³	50	50
Dióxido de enxofre (SO ₂)	24 horas ¹	365	100
	MAA ³	80	40
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	1 hora	320	190
	MAA ³	100	100
Ozônio (O ₃)	1 hora ¹	160	160
Monóxido de carbono (CO)	1 hora ¹	35 ppm	35 ppm
	8 horas ¹	9 ppm	9 ppm
Fumaça* (FMC)	24 horas	150	100
	MAA	60	40

Fonte: CONAMA, 1990

1- Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano

2- Média geométrica anual

3- Média aritmética anual

O Estado de São Paulo se encontra a frente dos demais estados no que concerne à política de monitoramento de qualidade do ar, uma vez que apresenta padrões mais restritivos que a resolução CONAMA 03/90, bem como padrões não previstos na mesma resolução (VORMITTAG et al., 2014).

No ano de 2008 o estado de São Paulo iniciou um trabalho de revisão das políticas de gerenciamento de poluição do ar, com base nas diretrizes publicadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) no ano de 2005, o que culminou na publicação do Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013 que deste então estabeleceu novos padrões de qualidade do ar, bem como as metas a serem alcançadas a médio e longo prazo (CETESB, 2018) (Tabela 2).

Tabela 2 - Padrões de qualidade do ar do Estado de São Paulo

Poluentes	Tempo de amostragem	Padrão vigente ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Padrão final ($\mu\text{g.m}^{-3}$)
Partículas inaláveis (MP ₁₀)	24 horas	120	50
	MAA ¹	40	20
Partículas inaláveis finas (MP _{2,5})	24 horas	60	25
	MAA ¹	20	10
Dióxido de enxofre (SO ₂)	24 horas	60	20
	MAA ¹	40	-
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	1 hora	260	200
	MAA ¹	60	40
Ozônio (O ₃)	8 horas	140	100
Monóxido de carbono (CO)	8 horas	-	9 ppm
Fumaça* (FMC)	24 horas	120	50
	MAA ¹	40	20
Partículas totais em suspensão* (PTS)	24 horas	-	240
	MGA ²	-	80
Chumbo* (Pb)	MAA ¹	-	0,5

Fonte: SÃO PAULO, 2013

1 – Média aritmética anual

2 – Média geométrica anual

* Parâmetros auxiliares a serem utilizados apenas em situações específicas, a critério da CETESB

Quando comparados os padrões de qualidade do ar que são praticados no Brasil com aqueles apontados pela Organização Mundial de Saúde (Tabela 3), verifica-se que os padrões brasileiros toleram níveis ainda elevados nas concentrações de poluentes, como por exemplo partículas inaláveis (CONAMA: 150 $\mu\text{g.m}^{-3}$, OMS: 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$), três vezes acima do que é preconizado por referida organização (VORMITTAG et al., 2014).

Tabela 3 - Padrões de qualidade do ar da OMS.

Poluente	Concentração máxima permitida ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	
	A qualquer momento	Média de 24 horas
Dióxido de enxofre	500	150
Cloro	100	30
Sulfato de hidrogênio	30	10
Dissulfeto de carbono	500	150
Dióxido de carbono	6000	2000
Óxidos de nitrogênio	500	150
Partículas inaláveis (MP_{10}),	500	150
Partículas inaláveis finas ($\text{MP}_{2,5}$)	150	50
Pentóxido de fósforo	150	50
Manganês e compostos	30	10
Compostos de flúor	30	10
Ácido sulfúrico	300	100
Fenol	300	100
Arsênico (compostos não-orgânicos)	-	3
Chumbo e compostos	-	0,7
Mercúrio metálico	-	0,3

Fonte: WHO, 2016

Nos itens a seguir são apresentadas algumas características dos poluentes considerados padrões de qualidade do ar no Brasil, como principais fontes e efeitos à saúde e ao meio ambiente.

3.1.1.1 Fumaça, PTS e MP

Os poluentes gerados pela combustão de biomassa por meio de incineração, bem como a partir da queima de combustíveis fósseis, seja em ambientes internos ou externos, são a fumaça e o material particulado (MP) que compõem as partículas totais em suspensão PTS, e que apresentam os maiores índices de toxicidade da qualidade do ar (ARBEX et al., 2004).

De forma geral, material particulado é o conjunto de micropartículas sólidas e líquidas presentes no ar, compreendendo ácidos, compostos orgânicos, metais, partículas de solo, poeira, pólen, dentre outros (COSTA, 2017). Podem ser divididas em dois grupos sendo o primeiro de partículas grandes, que variam entre 2,5 e 30 micrômetros (μm), e o segundo de partículas menores, com diâmetros menores que 2,5 micrômetros (CANÇADO et al., 2006). Importante salientar que o tamanho das partículas está diretamente associado ao seu potencial de causar danos à saúde, portanto, as que despertam maiores preocupações e que merecem grande atenção

são aquelas com diâmetro igual ou menor a 10 μm , pois, geralmente alcançam os bronquíolos e podem causar inúmeras doenças respiratórias (EPA, 2016a).

Exposições prolongadas ao material particulado podem causar o comprometimento dos pulmões e das vias respiratórias, causando diversas complicações, dentre elas crises asmáticas, agravamento de doenças pulmonares e aumento da vulnerabilidade às doenças respiratórias (EPA, 1993).

3.1.1.2 Dióxido de enxofre (SO_2)

As principais fontes antropogênicas de emissão de SO_2 são a queima de combustíveis fósseis e as atividades industriais, tais como o refino do petróleo, indústria de cimento, metalurgia, enquanto que a atividade vulcânica é a principal fonte responsável pelas emissões naturais. A queima da biomassa também tem sido considerada uma importante fonte de enxofre atmosférico em regiões continentais, especialmente nos trópicos (MARTINS; ANDRADE, 2002).

O SO_2 quando presente no ar na forma de gás, além de apresentar riscos à saúde de quem o inala, pode, combinando-se com água, dar origem a ácidos como o ácido sulfuroso (equação I) e ácido sulfúrico (equação II) ocasionando as chamadas chuvas ácidas (MIRLEAN; VANZ; BAISCH, 2000).



Uma vez lançado na atmosfera, o SO_2 pode ser transportado para regiões distantes das fontes primárias de emissão, o que aumenta sua área de atuação. A maior parte do SO_2 inalado por uma pessoa em repouso é absorvida nas vias aéreas superiores (CANÇADO et al., 2006).

A exposição ao SO_2 pode causar irritação das vias respiratórias, principalmente em pessoas que previamente apresentem alguma complicação nas vias aéreas ou doença crônica como bronquite e asma (MANAHAN, 2001).

3.1.1.3 Monóxido de carbono (CO)

O monóxido de carbono resulta da combustão incompleta de combustíveis fósseis e biomassa, e se apresenta como um gás altamente tóxico, pois, diminui a capacidade de absorção

do oxigênio pela respiração humana, uma vez que apresenta maior afinidade com a hemoglobina que o próprio oxigênio, podendo provocar a morte por asfixia (BOSCH, 2005).

Em locais onde ocorrem muitos congestionamentos esse gás tende a ter maior concentração uma vez que os motores de combustão tendem a funcionar em baixa rotação o que reduz sua eficiência de combustão (MANAHAN, 2001).

3.1.1.4 Ozônio troposférico (O_3)

As concentrações de ozônio troposférico variam de acordo com a concentração de seus precursores e da intensidade da radiação solar, que oscila ao longo do dia apresentando também variações sazonais, amplia sua concentração em função das inversões térmicas (ONURSAL; GAUTAM, 1997).

A formação de ozônio troposférico representa grande risco à saúde humana uma vez que seus efeitos incluem o agravamento da frequência de doenças respiratórias (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), e se dá de acordo com a seguinte fórmula:



. De acordo com Salazar (2006), o ozônio troposférico pode acarretar irritação em respiração curta e dores no tórax em respirações profundas em pessoas jovens e saudáveis quando estas praticam atividades físicas ao ar livre, em ambiente exposto a poluição com referido poluente. A exposição crônica a este gás leva ao envelhecimento precoce dos tecidos que compõem os pulmões podendo levar à morte prematura (MONTES et al., 2010)

Quando em altas concentrações no ar, o ozônio troposférico pode acarretar grande prejuízo à saúde humana, principalmente em crianças, idosos e pessoas portadoras de doenças pulmonares, sendo os efeitos mais comuns da exposição a dor no peito, tosse, irritação na garganta, redução da função pulmonar e inflamação dos tecidos pulmonares de revestimento (EPA, 2016b).

3.1.1.5 Óxidos de nitrogênio (NO_x)

Os óxidos de nitrogênio presentes na atmosfera são os precursores da formação do ozônio troposférico que é altamente tóxico e danoso à saúde (BRAGA et al., 2001). De acordo com Ming-Ho (2005), o nitrogênio pode ser encontrado na atmosfera sob seis formas: óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), óxido nitroso (N₂O), trióxido de dinitrogênio (N₂O₃), tetróxido de dinitrogênio (N₂O₄) e pentóxido de nitrogênio (N₂O₅), sendo que destas formas o NO e NO₂ são chamados de (NO_x) e são poluentes atmosféricos de grande importância devido à sua toxicidade e reatividade (SCHNELLE Jr.; BROWN, 2001).

De acordo com Schnelle Jr. e Brown (2001), o NO₂ é um precursor do ácido nítrico na atmosfera e isso o coloca na condição de contribuinte para a formação das chuvas ácidas, conforme equação VI abaixo.



3.1.2 Elementos metálicos associados ao MP

Dentre os poluentes atmosféricos estão diversos metais que, diferentemente de outros agentes tóxicos, não podem ser produzidos ou destruídos pelo homem, sendo, portanto, obtidos a partir da mineração dos mesmos (BELÓ et al., 2009). A atividade industrial da mineração afeta de forma significativa o tempo de permanência desses metais em seus depósitos naturais tornando-os disponíveis por mais tempo e permitindo que os mesmos passem a se apresentar como agentes poluentes, o que afeta todas as formas de vida (PIMENTEL et al., 2006).

Segundo Sun et al. (2016), estudos recentes demonstraram que o material particulado presente na atmosfera possui agregados metálicos, o que em ausência de biodegradação se torna um risco para saúde humana, uma vez que essas partículas podem ser absorvidas pela inalação ou ingestão e assim desencadear inúmeras doenças. O impacto desse poluente à saúde é condicionado ao tamanho das partículas, concentração dos metais, solubilidade nos tecidos, propriedades físico-químicas, tempo de exposição e o estado de saúde da população exposta (MAGALHÃES et al., 2010).

Alguns desses metais são essenciais, em baixas concentrações, aos processos metabólicos humanos como por exemplo cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e cádmio (Cd), ao passo que tantos outros não possuem função conhecida em nosso metabolismo, como por exemplo chumbo (Pb). No entanto, qualquer um desses metais passa a ser tóxico à saúde humana quando expostos em elevadas concentrações (FERREIRA; HORTA, 2010).

3.1.2.1 Chumbo (Pb)

O chumbo é encontrado como contaminante ambiental devido seu largo emprego industrial, bem como: em indústria extrativa, petrolífera, tintas e corantes, de cerâmica, etc. Seus compostos são lipossolúveis, o que os torna facilmente absorvidos pela pele, além também de serem absorvidos pela respiração. As contaminações por esse metal podem afetar o sistema nervoso central e causar deficiências de elementos essenciais (PROENÇA, 2014).

Este elemento interfere em funções celulares, principalmente através da formação de complexos com ligantes do tipo S, P, N e O, sendo a contaminação por este elemento considerada crítica para o sistema nervoso, a medula óssea e os rins devido à desmielinização e à degeneração dos axônios, prejudicando funções psicomotoras e neuromusculares, tendo como efeitos: irritabilidade, cefaléia, alucinações, interfere em várias fases da biossíntese do heme, contribuindo para o aparecimento de anemia sideroblástica (SILVA; MORAES, 1987). Também pode alterar os processos genéticos ou cromossômicos, inibindo reparo de DNA e agindo como iniciador e promotor na formação de câncer (LARINI, 1987 apud MANZINI; DE SÁ; DE ALMEIDA PLICAS, 2010; NRIAGU, 1988; OGA, 1996).

3.1.2.2 Zinco (Zn)

O zinco é considerado o 25º elemento mais abundante na crosta terrestre, ocorrendo em vários minerais e em diferentes formas (sulfetos ou carbonatos de Zn). Seu maior uso é na galvanização de produtos de ferro (Fe), proporcionando uma cobertura resistente à corrosão. É utilizado em baterias, fertilizantes, aros e rodas de veículos, tintas, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos como pós e bases faciais e produtos farmacêuticos como por exemplo, em complexos vitamínicos (LESTER, 1987; MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

Quando inalado em forma de gases ou pó pode causar irritação das vias aéreas, tosse e espirro, e quando liberado em altas temperaturas se torna extremamente tóxico podendo causar febre, náuseas e distúrbios gástricos (SANTOS; FONSECA, 2012).

3.1.2.3 Cádmio (Cd)

O cádmio é um elemento para o qual se encontra vários usos como por exemplo em fungicidas, baterias, tratamento da borracha (pneus), produção de pigmentos, em indústrias de galvanoplastia dando brilho e resistência à corrosão a objetos (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

A intoxicação por cádmio pode causar pneumonite química, edema pulmonar e destruição das células epiteliais do pulmão. O cádmio pode atuar como agente cancerígeno, causando danos reprodutivos, disfunções renais e hipertensão. A vida média do cádmio no organismo humano é de 19 a 40 anos, sendo justificada pelo seu alto poder acumulativo, especialmente nos rins e no fígado (PROENÇA, 2014).

3.1.2.4 Cobre (Cu)

As principais fontes antropogênicas do metal são: mineração, fundição, queima de carvão como fonte de energia e incineração de resíduos sólidos urbanos, a agricultura, as indústrias de pigmentos, e como agente antiaderente, assim como, é encontrado também em tubulações e válvulas domésticas e industriais, bem como em peças automotivas (KLAASSEN, 2008).

Caracterizado como um micronutriente essencial para os humanos, o cobre, atua no mecanismo de defesa do corpo como antioxidante. Todavia, em altas concentrações no organismo, pode causar desde uma simples irritação nos olhos, nariz, náuseas, diarreia e alergias como pode ser correlacionado à ativação de radicais livres e danos no pulmão (BRAIT; ANTONIOSI-FILHO, 2010).

3.1.2.5 Óxidos de ferro

O elemento ferro que compõe o material particulado em geral se relaciona com o desgaste de peças automotoras, uma vez que durante o trabalho dos motores os mesmos perdem matéria de diversas ligas metálicas contendo ferro, dentre outros (ZIEBA-PALUS, 1998; GONÇALVES; MURILLO; GONZALEZ, 1998).

Os óxidos de ferro podem causar problemas no trato respiratório e, embora mais raras, dentre as sideroses descritas a pneumoconiose simples macular é mais importante do ponto de vista médico, podendo ser causadas pela inalação de poeiras contendo óxidos de ferro (CAPITANI; ALGRANTI, 2006).

3.2 BIOMONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DO AR

Qualquer ser vivo pode ser indicador de uma situação, sendo alguns mais sensíveis, outros mais resistentes, permitindo estabelecer uma escala de indicação para alterações induzidas por algum fator extrínseco ao seu meio. Condição primordial para que seres vivos sejam indicadores de alguma situação é que estes seres demonstrem resultados mensuráveis e dentro de um certo nível de confiança para que possam ser estabelecidos parâmetros a serem avaliados (MAZZITELLI et al., 2006),

O biomonitoramento é uma alternativa econômica e eficiente para o monitoramento de poluição atmosférica, pois, determinados organismos respondem especificamente a determinados poluentes, podendo ser utilizados como bioindicadores, sendo os mais utilizados para monitoramento de poluição atmosférica, os musgos, as plantas vasculares (em menor escala), e os líquens (ELIASARO et al., 2009).

No Primeiro Congresso Europeu sobre a Influência da Poluição Atmosférica na Saúde dos Animais e Plantas, realizado em Wageningen, hoje território holandês, no ano de 1968, aprovou-se a seguinte resolução:

“Os epífitos podem ser fortemente recomendados como bioindicadores de poluição, por serem facilmente manuseados e por mostrarem uma grande sensibilidade específica para os poluentes do ar” (MUDD, 2012).

Diversos autores descrevem que um organismo vivo para ser bom bioindicador deve possuir capacidade de acumulação mensurável de poluentes, ser amplamente distribuído nas áreas de estudo como forma de garantir confiabilidade nos métodos de amostragem, não ser suscetível as variações sazonais, ser de fácil identificação e ser amplamente conhecido (LITTLE; MARTIN, 1974; WITTIG, 1993; MARCELLI, 2006; MAZZITELLI et al., 2006).

Desta forma, os líquens se destacam por serem organismos com ampla distribuição geográfica, grande capacidade de acúmulo de poluentes uma vez que não possuem sistema que seja capaz de excretar substâncias, o que determina que todos os seus metabólitos e elementos absorvidos durante sua vida sejam armazenados em seus talos, baixa resposta as alterações sazonais, ausência de estruturas protetoras que os deixam completamente expostos ao ambiente, e relativa facilidade de identificação (PUCKETT, 1988; NIMIS, 1999, MAZZITELLI et al., 2006).

3.2.1 Utilização de líquens no monitoramento da poluição do ar

Os líquens são organismos que apresentam espécies extremamente sensíveis a determinados poluentes atmosféricos, em especial compostos de enxofre, o que determina que a pureza do ar é fator crucial a sua sobrevivência (SEAWARD, 1977).

Os líquens são encontrados em rochas, solos e árvores e se nutrem obtendo nutrientes e água do ar. São divididos em classes de acordo com o tipo de talo, podendo ser crostosos, compostos, foliosos e fruticosos, sendo os dois últimos mais sensíveis a poluentes atmosféricos (MAZZITELLI et al., 2006). Podem ser classificados ainda quanto a forma em que seus talos são organizados em homômeros, quando os talos são formados a partir de um emaranhado de algas e hifas de fungos, e heterômeros, quando os talos apresentam estrutura mais complexa podendo apresentar córtex superior e inferior, e ainda camada gonidial e medular (MARCELLI, 2006).

O biomonitoramento da poluição atmosférica utilizando os líquens como bioindicadores pode ser realizado com base em duas metodologias diferentes, conhecidas como monitoramento passivo em que se estuda a diversidade de determinada, e o monitoramento ativo em que se promove o transplante de talos de líquens de área despoluída para área potencialmente poluída mantendo os talos no local por determinado período e, em seguida, verifica-se os teores de determinados elementos acumulados (MARCELLI, 2006; MAZZITELLI et al., 2006; ELIASARO et al., 2009).

3.2.1.1 Fisiologia dos líquens

Os líquens, assim como qualquer outro organismo produzem metabólitos primários e secundários como produtos de seus processos fisiológicos, podendo estes serem considerados metabólitos intra e extracelulares, a depender de sua origem. Por se tratar de um talo composto de alga e fungo, muitos desses metabólitos ainda não possuem origem totalmente definida, uma vez que se torna difícil apontar qual a exata participação da alga ou do fungo na produção dessas substâncias (MARCELLI, 2006).

Determinados metabólitos encontrados em líquens também podem ser encontrados em algas e fungos de vida livre, e ainda em plantas superiores. Os metabólitos intracelulares (carboidratos, carotenóides, aminoácidos, vitaminas), são produzidos pelas células das algas e hifas de fungos, ao passo que as substâncias excretadas pelos mesmos dão origem aos

metabólitos extracelulares que, em geral são armazenados nas camadas medular e/ou gonidial, sendo raramente encontrados em ambas as camadas (NASH, 1996; HONDA, 2006).

Dentre os metabólitos presentes nos líquens, alguns tem grande importância sistemática, como é o caso dos ácidos liquênicos (ácido úsnico, lecanórico, pulvínico, etc), pois, estes permitem a utilização de procedimentos químicos que demonstram resultados diferentes de acordo com a presença ou ausência de determinados ácidos, facilitando o processo de identificação de diferentes espécies de líquens, como por exemplo o teste “C” (exposição ao hipoclorito de sódio), e o teste “K” (exposição ao hidróxido de potássio) (HONDA, 2006).

A análise de substâncias acumuladas nos tecidos de líquens permite o conhecimento dos níveis de acumulação/absorção de diversos elementos presentes no ar e que podem apresentar-se como poluentes, de acordo com seu nível em que se encontram no ambiente. Nesse processo os aspectos relacionados à fisiologia dos talos de líquens são de extrema importância para que se entenda os processos pelos quais referidos elementos são incorporados nos talos (MAZITELLI et al., 2006).

Determinados elementos que são incorporados nos talos dos líquens podem ser encontrados em diversas partes do talo sendo desde suas superfícies, ligados às membranas celulares ou em ligações com substâncias intracelulares, como por exemplo as proteínas. Os processos de acúmulo desses elementos nos talos dos líquens ocorrem de diferentes formas, podendo ser por simples deposição nas superfícies do córtex, por acúmulo entre as hifas dos fungos, por transporte passivo em resposta a diferenças de potencial osmótico e elétrico, ou também por processos ativos quando ocorrem ligações em membranas (GADD, 1993 e BROWN, 1987 apud MAZITELLI et al., 2006; KAFFER et al., 2011).

Quando os elementos são acumulados por simples deposição nos talos dos líquens, seja no córtex ou em espaços intercelulares, geralmente são formados sais na forma de oxalatos ou cristais por mineralização dos elementos (PURVIS; GILBERT; JAMES, 1985 apud MAZITELLI et al., 2006).

3.2.1.2 Monitoramento passivo

O monitoramento passivo utilizando os líquens como bioindicadores é aquele em que se estuda a diversidade nativa de determinada área e por meio de comparações estabelece-se relações em que determinadas áreas são consideradas mais ou menos poluídas a depender da riqueza verificada nas mesmas. Referido método é amplamente utilizado em países europeus,

como por exemplo Alemanha e Itália, sendo regulamentado como medida constante de monitoramento da qualidade do ar (VDI, 1995 e NIMIS, 1999 apud MAZITELLI et al., 2006).

No Brasil os estudos da poluição atmosférica com base na diversidade líquênica tiveram início, segundo Xavier-Filho (2006), na década de 80, quando surgiram os primeiros trabalhos relacionados ao tema, como por exemplo, o trabalho realizado por Ferreira (1980) quando verificaram que as áreas industriais na cidade de Cubatão, SP, apresentavam diversidade líquênica menor do que aquelas observadas em outras áreas.

Osório e Fleig (1986) correlacionaram a distribuição da diversidade líquênica à poluição atmosférica na cidade de Porto Alegre (RS). Desde então diversos trabalhos foram desenvolvidos utilizando o monitoramento passivo com base na diversidade de líquens, demonstrando que referida diversidade é inversamente proporcional ao nível de poluentes presentes na atmosfera.

Em Uberaba (MG), Raimundo Costa e Mineo (2013), apontaram que a diversidade líquênica caiu gradativamente em áreas onde haviam incremento de poluição atmosférica, sendo esta diversidade consideravelmente menor em área industrial quando estudo realizado em uma reserva ecológica.

Em trabalho desenvolvido na cidade de Porto Alegre (RS), Martins, Kaffer e Lemos (2008), também verificaram que nas áreas próximas a usina termelétrica a diversidade líquênica era menor quando comparada à diversidade registrada em áreas de parques da cidade, bem como em áreas metropolitanas.

Silva et al. (2014), na cidade de Recife (PE), avaliando a diversidade líquênica do Parque da Jaqueira, verificaram também que esta era menor em áreas que apresentavam maior fluxo de veículos, ao passo que nas áreas mais distantes do parque referida diversidade se mostrou consideravelmente maior.

Diante de todo o exposto, e de acordo com Eliasaro et al. (2009), a diversidade de líquens se apresenta como opção extremamente viável para o monitoramento de poluição atmosférica, sendo, como citado anteriormente, importante ferramenta complementar dos métodos físico-químicos para os estudos relacionados a esse tipo de poluição.

3.2.1.3 Monitoramento ativo

Dados sobre o monitoramento ativo da poluição atmosférica utilizando os líquens como bioindicadores ainda são muito escassos no Brasil, sendo mais comum a relação da diversidade destes com fontes emissoras de poluição (ALENCAR, 2008).

Raposo Júnior, Ré-Poppi e Honda (2007) avaliaram a concentração de diversos íons metálicos em diferentes espécies de líquens, verificando que espécies dos gêneros *Parmotrema* e *Usnea* mostraram sensibilidade para os seis íons metálicos estudados na oportunidade, sendo cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), zinco (Zn) e ferro (Fe).

Alencar (2008), utilizando líquens da espécie *Canoparmelia texana*, demonstrou ser possível quantificar as concentrações de isótopos de urânio (U), e tório (Th), comparando as concentrações obtidas nos talos de líquens coletados em áreas consideradas despoluídas com aqueles coletados nas áreas objeto de estudos.

Utilizando líquens do gênero *Usnea*, Kemerich et al. (2011) demonstraram a variação espacial e sazonal de enxofre na atmosfera da cidade de Santa Maria (RS), concluindo que referido gênero é um bom biomonitor para dióxido de enxofre em ambiente urbano.

Sendo assim, com base nesses estudos, é possível inferir que os líquens podem ser convenientemente utilizados para monitoramento de poluição do ar pelo método de transplantes, também conhecido como monitoramento ativo.

Utilizando a espécie *P. tinctorum*, pesquisadores da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (1981), consideraram referida espécie, mediante observações, como sendo resistente à poluição atmosférica.

Martins-Mazzitelli (1991), monitorando as emissões de dióxido de enxofre em áreas próximas à refinarias de petróleo, apontou que *P. tinctorum* respondeu mais satisfatoriamente a análises de elementos absorvidos no ar, sofrendo menos efeitos agudos do transplante de uma área para outra, ao passo que as espécies *Teloschistes exilis* e *Usnea subcomosa* apresentaram forte sensibilidade e sofreram mais drasticamente os efeitos da exposição à poluição atmosférica, dificultando a avaliação estatística de seus dados.

4 METODOLOGIA

4.1 LOCAL DE ESTUDO

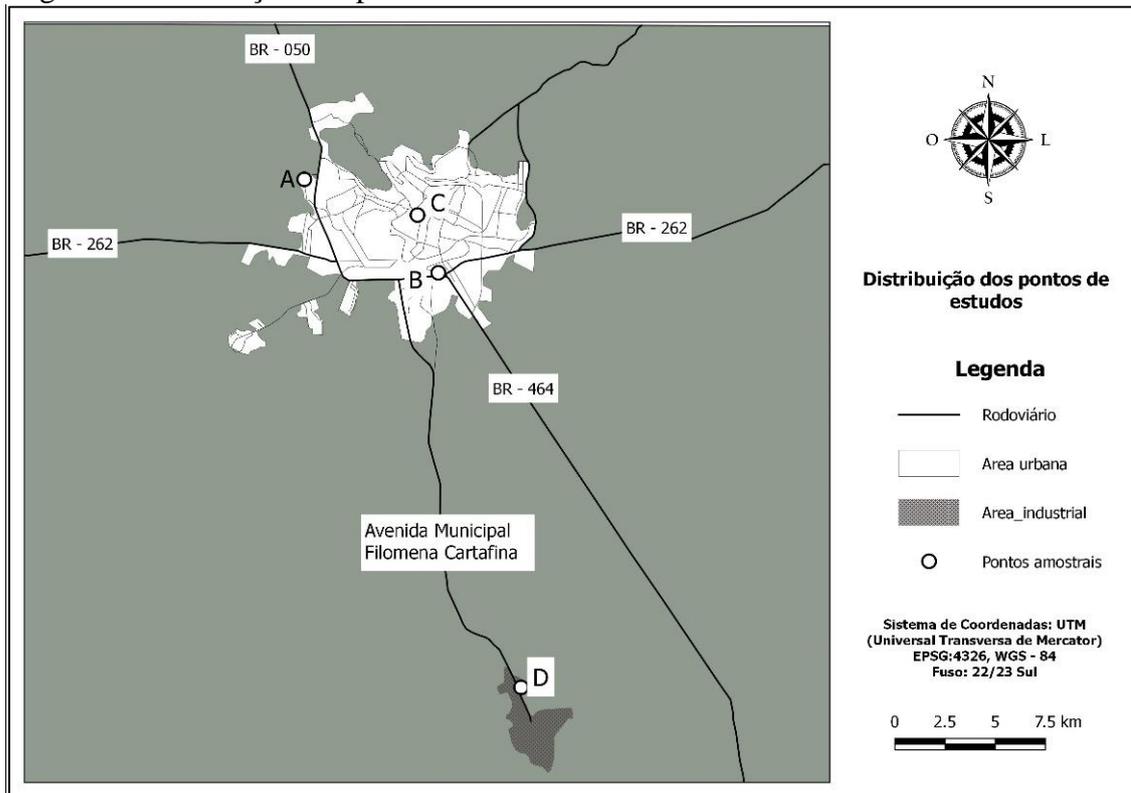
O estudo foi realizado na cidade de Uberaba, região do Triângulo Mineiro, a qual possui população estimada de 328.272 habitantes (IBGE, 2018), distribuída em área territorial de 4.523,957km², apresentando, desta forma, densidade demográfica de 65,43 hab/km² (IBGE, 2018). O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen, caracterizado por apresentar duas estações bem definidas, sendo a estação seca de abril a setembro, e estação chuvosa de outubro a março (KOPPEN-GEIGER, 2017).

Segundo o Departamento Nacional de Trânsito, Uberaba possui frota de 218.794 veículos automotores, dentre automóveis, motocicletas, ônibus, caminhões, entre outros (DENATRAN, 2018). O município conta com quatro distritos industriais, que juntos somam mais de 22 milhões de m² e abrigam indústrias dos mais variados seguimentos, sendo que as do setor químico se concentram no Distrito Industrial III, a 20 km ao sul do centro da cidade (UBERABA, 2018).

As amostras de *P. tinctorum* para os experimentos de biomonitoramento ativo foram coletadas na Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale Encantado (RPPNVE), situada em área rural a 30 km ao Norte do centro da cidade de Uberaba, sob as coordenadas geográficas 19°33'10,94" S e 47°54'00,04" O. Esse ponto foi considerado com menor grau exposição à poluição atmosférica, uma vez que está relativamente afastado da área urbana, não possuindo em seu entorno indústrias ou intenso fluxo de veículos. A RPPNVE possui aproximadamente 40 hectares e apresenta fitofisionomias típicas de Cerrado *lato sensu* (RAIMUNDO COSTA e MINEO, 2013).

Amostras de *P. tinctorum* foram expostas em quatro pontos no município de Uberaba, sendo três em área urbana (A, B e C) e um em área industrial (D), conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1- Localização dos pontos de estudo.



Fonte: Do autor, 2018

A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

O ponto A está localizado no bairro Alfredo Feire, em área com predominância de residências, distante 500 m da rodovia BR-050 e aproximadamente 1 km do Distrito Industrial I, o qual possui em suas instalações empresas do segmento têxtil, madeireiro, elétrico, mecânico e de avicultura.

O ponto B também localiza-se em área residencial, no bairro São Cristóvão, porém, às margens da rodovia BR-050. No entorno não há áreas industriais, contudo, possui intenso fluxo de veículos, os quais trafegam a menos de 30 m do referido ponto.

O ponto C está situado no centro da cidade de Uberaba, no Campus I da UFTM, a 40m da Avenida Leopoldino de Oliveira, corredor do transporte público da cidade, com intenso fluxo de veículos diário. A área é tipicamente comercial, com algumas poucas residências e grande quantidade de condomínios verticais.

O ponto D situa-se no Distrito Industrial III, local de instalação de diversas indústrias químicas, de fertilizantes e distribuição de combustíveis, e apresenta intenso fluxo de veículos pesados, estando distante aproximadamente 30 km do centro da cidade.

4.2 COLETA DE DADOS

4.2.1 Biomonitoramento passivo

A diversidade de líquens foi levantada nos quatro pontos de estudo, a fim de verificar a riqueza de espécies. Para tanto, foram coletadas amostras de líquens encontradas nos troncos das árvores de uma área de raio de 30m, aproximadamente, no entorno dos pontos de estudo. As amostras foram levadas para identificação em laboratório com o auxílio de estereomicroscópio e do teste “C”, conforme Fleig et al. (2008).

Essa técnica consiste na utilização de solução de hipoclorito de sódio como indicador da presença de determinados ácidos liquênicos, sendo aplicada pequena quantidade da solução no córtex do talo liquênico, e observando-se a coloração resultante, a qual de acordo com suas modificações determinam a presença ou ausência de determinadas substâncias no talo (FLEIG et al., 2008).

Ainda, durante o processo de identificação, foram observadas características que possuem importância taxonômica segundo Marcelli (2006), dentre elas o tipo de talo, presença/ ausência de apressórios, rizinas, hápteros, cílios, fibrilas, sorédios, isídios, cifelas, pseudocifelas, corpos de frutificação, dentre outras.

4.2.2 Biomonitoramento ativo

Para o biomonitoramento ativo utilizou-se líquens da espécie *P. tinctorum* uma vez que a mesma é amplamente distribuída na cidade de Uberaba, facilmente reconhecida e apresenta sensibilidade à poluição atmosférica (BENATTI; MARCELLI, 2009; RAIMUNDO COSTA; MINEO, 2013).

4.2.2.1 Identificação e coleta de amostras de *Parmotrema tinctorum*

Aproximadamente 90 talos de *P. tinctorum* foram coletados na RPPNVE, sendo removidos com parte do substrato (casca da árvore). Em seguida permaneceram em laboratório por uma semana para aclimação e homogeneização fisiológica (MAZZITELLI et al., 2006).

A espécie *P. tinctorum* foi caracterizada segundo Fleig et al. (2008) e Benatti e Marcelli (2009), como uma espécie que apresenta talo foliáceo, com cor variando de cinza-metálico a

cinza-esverdeado ou oliva quando úmido, sendo as margens dos talos inteiras ou subcrenadas, sem cílios, com córtex superior liso, podendo apresentar-se rugoso ou com rachaduras, com isídios nas cristas ou nas fissuras, sendo estes simples podendo variar a granulares. Apresenta medula branca, córtex inferior escurecido, variando do castanho ao preto, com rizinas esparsas. Pode apresentar apotécios lecanorinos, porém estes são raros. Esta espécie responde positivamente ao teste “C” (contato ao hipoclorito de sódio), apresentando coloração alaranjada como resultante do contato com o reagente (Figura 2), bem como ao teste “K” - contato com hidróxido de potássio, conforme Fleig et al. (2008) resultando em coloração avermelhada.

Figura 2- Líquen da espécie *P. tinctorum*



Fonte: Do autor, 2017

A seta indica a cor alaranjada resultante do teste “C”

4.2.2.2 Estudo piloto

O estudo piloto foi realizado com o intuito de verificar as respostas do líquen da espécie *P. tinctorum* a determinados elementos poluentes do ar, selecionados com base no potencial de causar danos à saúde humana. Os talos foram expostos nos quatro pontos por 30 dias consecutivos, tendo amostras analisadas quanto ao teor de N, S, Zn, Cd e Pb.

Os resultados serviram para a escolha dos elementos alvo dos testes preliminares, que deram leitura no MPAES-4100 acima do limite de detecção.

4.2.2.3 Exposição das amostras

A exposição das amostras de *P. tinctorum* foi realizada nos períodos seco (agosto a setembro de 2017) e chuvoso (dezembro de 2017 a janeiro de 2018), durante 30 dias consecutivos em cada período.

Em ambas as exposições, os talos de *P. tinctorum* foram transplantados da RPPNVE para cada um dos quatro pontos de estudo, distribuídos em 3 amostras, fixadas em altura máxima de 2 m, conforme figura 3. A quantidade de talos de líquens por ponto variou em função dos tamanhos dos mesmos e da necessidade de se garantir 2g de amostra seca por ponto para a realização das análises de N, S, Zn, Cd e Pb. Desta forma foram expostos pelo menos 36 talos de líquens em cada período.

As amostras do grupo controle permaneceram em laboratório em frascos estéreis durante os períodos de exposição.

Figura 3 - Exposição das amostras de líquens por ponto de estudo



Fonte: Do autor, 2018

4.3 ANÁLISE DE DADOS

4.3.1 Concentração de elementos poluentes

Todas as amostras de líquens expostas nos pontos de estudos, bem como amostradas do grupo controle foram analisadas em espectrômetro de emissão atômica modelo Agilent MP AES 4100.

Após a exposição, as amostras foram recolhidas e secas em estufa com circulação de ar a 60°C, sendo posteriormente trituradas em moinho de facas e digeridas conforme Krug e Frink (1983). Cerca de 500 ± 30 mg de cada amostra foram colocadas em tubos de vidro, adicionando-se 10 mL de HNO₃ (PA Merck bidestilado) e, em seguida, levadas a aquecimento em bloco digestor a 120°C até quase secura, pelo período de 1 hora.

Feito isso, foi adicionado a cada amostra 5 mL de HClO₄ (PA-Química moderna,) e aquecidas a 120°C por mais uma hora. Após o resfriamento, a solução foi transferida para tubos de polipropileno (Sarsted com capacidade 50 mL), completando o volume de cada amostra com água Milli – Q até 25 mL (Millipore 18 M Ω cm) (DA CUNHA KEMERICH et al., 2011).

4.3.2 Análise macroscópica

Durante o período de homogeneização fisiológica dos líquens em laboratório, os mesmos tiveram suas áreas desenhadas e aferidas com o auxílio do programa QGsis, versão 2.18, para determinar as áreas alteradas a nível macroscópico de cada talo liquênico, após o período de exposição.

As fotos dos líquens foram convertidas em arquivos com extensão do tipo Tiff, uma vez que essa é uma extensão de entrada para o programa QGis. Posteriormente, essas imagens foram utilizadas como modelo para que fossem feitos manualmente os desenhos dos talos dos líquens e das respectivas áreas de necrose e/ou clorose.

Em seguida, utilizando o mesmo programa, foram calculadas as áreas totais dos talos dos líquens, calculando-se o percentual de área afetada.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A diversidade de líquens foi comparada entre os pontos amostrados e com dados da literatura sobre as espécies levantadas na RPPNVE (RAIMUNDO COSTA; MINEO, 2013) pelo cálculo do índice de similaridade de Sorensen.

Os dados da concentração de elementos poluentes e áreas de clorose foram comparados entre os pontos de estudo pela Análise de Variância (ANOVA de um fator) e pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados paramétricos ou pelos testes de Kruskal-Wallis e Dunn, para dados não paramétricos, por meio do *software* BioEstat 5.3. Os dados da concentração de elementos poluentes e áreas de clorose também foram comparados entre o período seco e chuvoso pelo teste T de *Student*, para dados paramétricos, ou pelo teste Mann-Whitney, para dados não paramétricos ($p < 0,05$).

Os dados da concentração de elementos e área de clorose no período seco foram correlacionados com a riqueza de espécies nos pontos amostrados pelo cálculo do coeficiente de Pearson.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 BIOMONITORAMENTO PASSIVO

Ao todo foram registrados 28 táxons distribuídos em 18 gêneros e 13 famílias (Tabela 4). A predominância de líquens foliosos foi observada no presente trabalho, representando 78,6% dos líquens registrados, seguidos de 17,9% de líquens crostosos e apenas 3,6% de líquens fruticosos, o que correspondeu a somente um indivíduo do gênero *Usnea sp.*, encontrado no ponto A. Os líquens foliosos são mais resistentes à poluição atmosférica e, portanto, se mostram mais abundantes em ambientes onde existe maior grau de poluição, ao passo que líquens fruticosos se mostram mais sensíveis, sendo assim, verificados com menor frequência nessas áreas (KAFFER et al., 2011).

Tabela 4 – Espécies de líquens registrados nos pontos de estudo em Uberaba-MG

FAMILIA/ ESPÉCIE	PONTOS DE ESTUDO				HÁBITO
	A	B	C	D	
ARTHONIACEAE Rchb. (1941)					
<i>Cryptothecia candida</i> (Kremp) R. Sant.	X	X			crostoso
BIATORACEAE A. Massal. ex Stiz. (1862)					
<i>Bacidia</i> sp. De Not.	X			X	crostoso
CALICIACEAE Chevall.					
<i>Dirinaria applanata</i> (Fée) D.D. Awasthi	X	X			folioso
<i>Dirinaria melanocarpa</i> C.W. Dodge	X				folioso
<i>Dirinaria picta</i> (Sw.) Clem. & Shear		X	X		folioso
CANDELARIACEAE Hakul					
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	X	X			folioso
<i>Candelaria fibrosa</i> (Fr.) Müll.Arg.			X		folioso
CHRYSOTRICACEAE Zahlbr.					
<i>Chrysothrix</i> sp. (Mont.)		X			crostoso
COCCOCARPIACEAE Henssen					
<i>Coccocarpia</i> sp. Pers. (1827)		X			folioso
LECANORACEAE Körb. (1855)					
<i>Lecanora</i> sp. 2 Ach.		X			folioso
<i>Lecanora</i> sp. 3 Ach.		X			folioso
<i>Pyrrhospora russula</i> Ach.	X				folioso
LETROUITIACEAE Bellem. & Hafellner (1982)					
<i>Letrouitia transgressa</i> (Malme) Hafellner & Bellem.		X			folioso
PARMELIACEAE Zenker (1827)					
<i>Bulbothrix</i> sp. (Nyl.) Hale		X			folioso
<i>Canoparmelia texana</i> (Tuck.) Elix & Hale			X	X	folioso
<i>Parmelia</i> sp. 1 (L.)		X			folioso

<i>Parmelia</i> sp. 2 (L.)	X			folioso
<i>Parmelinopsis minarum</i> (Vain.) Elix & Hale	X	X	X	folioso
<i>Parmelinopsis</i> sp. Elix & Hale		X		folioso
<i>Parmotrema aurantiacoparvum</i> Sipman	X			folioso
<i>Parmotrema mesotropum</i> (Müll. Arg.) Hale	X			folioso
<i>Parmotrema sanct-angeli</i> (Lynge) Hale		X		folioso
<i>Parmotrema tinctorum</i> (Despr. ex Nyl.) Hale	X	X	X	folioso
PERTUSARIACEAE Körb. ex Körb. (1855)				
<i>Pertusaria</i> sp. DC.	X			crostoso
PHYSIACEAE Zahlbr. (1898)				
<i>Physcia aipolia</i> (Humboldt) Fürnrohr	X			folioso
<i>Physcia</i> sp. (Schreb.) Michaux (1803)	X			folioso
TELOSCHISTACEAE Zahlbr.				
<i>Caloplaca</i> sp Th.Fr., 1871	X			crostoso
USNEACEAE L.				
<i>Usnea</i> sp. 1 Dill. ex. Adans. (1763)	X			fruticoso

Fonte: Do autor, 2018

A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

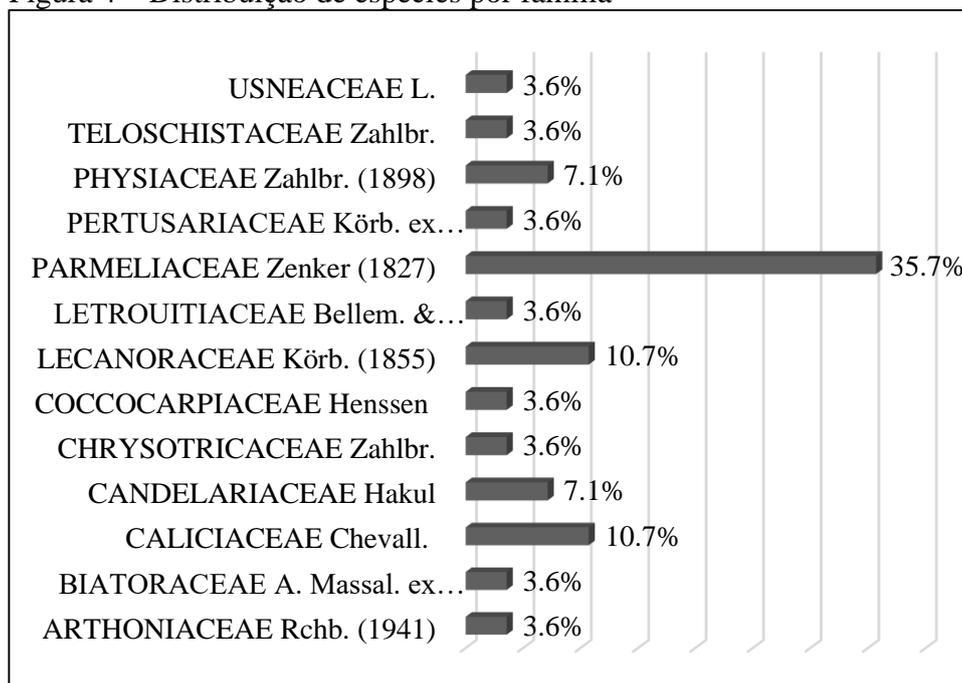
Dentre as 13 famílias registradas, Parmeliaceae foi a mais abundante com 35,7% das espécies, seguida de Lecanoraceae e Calicaceae com 10,7% (Figura 4).

Parmeliaceae é a maior família de líquens com aproximadamente 2.726 espécies distribuídas em cerca de 80 gêneros (THELL et al., 2012). Segundo Fleig (1997), Parmeliaceae é representada por líquens que apresentam estrutura heterômera, córtex superior e inferior, rizinas, cílios presentes ou ausentes, clorofíceas como fotobiontes, apotécios lecanorinos e ascósporos simples.

Lecanoraceae compõem um dos maiores grupo de líquens, englobando espécies com os mais diversos tipos de talos, apresentando quase sempre ascomas típicos, com ou sem margem talina (MARCELLI, 2006).

Calicaceae é uma família de líquens em que a maioria dos componentes de seu grupo possuem ascomas do tipo mazéδιο em que as paráfises e ascos se entrelaçam e dão origem a uma estrutura pulverulenta quando os ascósporos estão maduros. Os talos dos líquens dessa família variam de crostoso a fruticoso e são sempre compostos por clorofíceas em geral unicelulares, e alguns fungos do grupo não formam líquens (MARCELLI, 2006).

Figura 4 – Distribuição de espécies por família



Fonte: Do autor, 2018

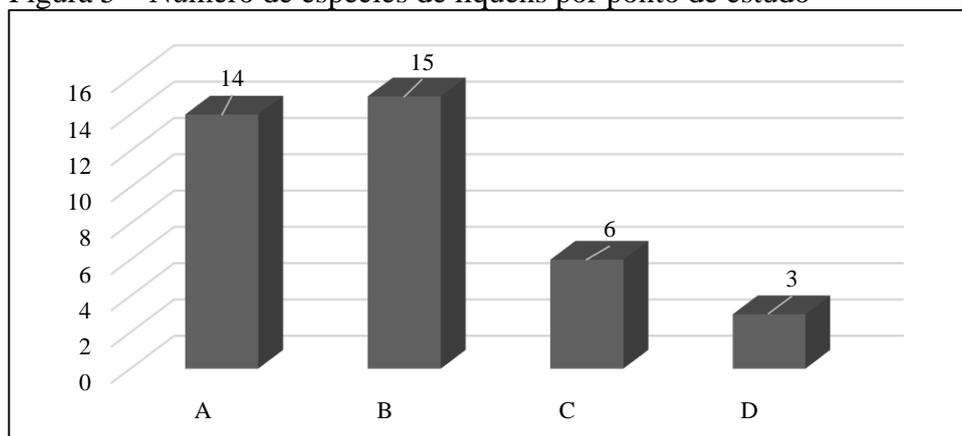
O ponto B, apesar de estar localizado a 30 m da rodovia BR-050, a qual apresenta intenso fluxo de veículos pesados, foi o que apresentou a maior diversidade ($n=15$) dentre os pontos estudados (Figura 5). No entanto, houve predominância de espécies de líquens foliosos (86,7%) que, de acordo com Kaffer et al. (2011), são resistentes a poluentes atmosféricos.

O ponto A, situado em área ocupada na maior parte por residências, distante aproximadamente 500 m da rodovia BR-050 e a 1 km do Distrito Industrial II (DI-II), apresentou a segunda maior diversidade ($n=14$). Nesse ponto ocorreram espécies crostosas (28,6%) e a única espécie fruticosa, que são mais sensíveis a ambientes poluídos.

O ponto C, situado em área central da cidade, tipicamente comercial, com intenso fluxo de veículos automotores durante todo o dia, e com várias construções que dificultam a dispersão dos poluentes do ar, foi o que apresentou a segunda menor diversidade ($n=6$), sendo que todos os líquens verificados eram foliosos.

O ponto D apresentou a menor diversidade de líquens ($n=3$), podendo assim ser considerado o ponto de estudos que recebe maior impacto de poluentes atmosféricos, uma vez que se localiza em área industrial, com predominância de indústrias químicas e apresentando intenso fluxo de veículos pesados. Esses resultados corroboram o que foi verificado por Raimundo Costa e Mineo (2013), há 5 anos quando verificaram a diversidade de líquens no mesmo local.

Figura 5 – Número de espécies de líquens por ponto de estudo



Fonte: Do autor, 2018

A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

Uma das três espécies presentes no ponto D, *Canoparmelia texana*, é apontada por Lehen et al. (2017) e Martins et al. (2008) como resistente à atmosfera poluída. Essa espécie está presente em diversos ambientes, especialmente naqueles considerados poluídos, apresentando maior frequência e cobertura em relação às demais espécies de líquens (MARCELLI; MARK, 1998).

Outra espécie encontrada no ponto D, *Parmelinopsis minarum*, segundo Eliasaro e Adler (2000), é considerada comum nas regiões de cerrado, crescendo tanto sob rochas ou árvores. O terceiro gênero verificado no ponto D, *Bacidia*, inicialmente era inserido na família Ramalinaceae, e hoje pertence à família Biatoraceae (MARCELLI, 2006). Líquens do gênero *Bacidia* são reativamente fáceis de serem identificados uma vez que possuem assomas em forma de agulha, o que facilmente os diferencia dos demais líquens pertencentes à família Biatoraceae (EKMAN, 1996).

Desde que Nylander (1866) correlacionou o desaparecimento de espécies de líquens com o aumento da poluição atmosférica, diversos estudos utilizando os líquens como bioindicadores passaram a ser desenvolvidos (SOMMERFELDT; JOHN, 2000), o que determinou que nos últimos anos, os mesmos tenham sido amplamente empregados nos estudos de monitoramento biológico para avaliação de qualidade do ar (NASH, 1996; VALENCIA; CEBALLOS, 2002; BRUNIALTI; GIORDANI, 2007). Grande parte destes trabalhos está relacionada ao estudo da diversidade líquênica epifítica em uma dada área/cidade (JERAN et al., 2002; GIORDANI, 2007; MUNZI; RAVERA; CANEVA, 2007; MARTINS et al., 2008).

Partindo da premissa de que comparações dos índices de diversidade líquênica de áreas preservadas com áreas potencialmente poluídas podem estabelecer variações, que determinem

o grau de modificações induzidas pela poluição atmosférica, adotou-se como referência a diversidade liquênica da RPPNVE, onde foram registradas 42 espécies diferentes de líquens (RAIMUNDO COSTA; MINEO, 2013).

A análise do índice de Sorensen mostrou baixa similaridade entre a RPPNVE e os pontos de estudo do presente trabalho, principalmente com o ponto D ($S_s=0,14$), considerado com a pior qualidade do ar (Tabela 5). A similaridade entre os pontos também foi baixa, principalmente quando comparados os pontos A e B com o ponto D ($S_s=0,06$).

Tabela 5– Índice de similaridade de Sorensen entre os pontos estudados

	RPPNVE	A	B	C	D
RPPNVE	1	---	---	---	---
A	0,31	1	---	---	---
B	0,33	0,28	1	---	---
C	0,16	0,11	0,1	1	---
D	0,13	0,06	0,06	0,22	1

Fonte: Do autor, 2018

RPPNVE: Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale Encantado. A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

5.2 BIOMONITORAMENTO ATIVO

5.2.1 Concentração de elementos poluentes

As análises obtidas a partir dos testes preliminares em *P. tinctorum* após trinta dias de exposição apontaram detecção para os elementos N, S e Zn, ao passo que para elementos Cd e Pb foi verificado que suas concentrações estavam abaixo do limite de detecção, não sendo, portanto, quantificados no MPAES-4100 (Tabela 6).

Tabela 6– Concentração de elementos poluentes em amostras de líquens, durante os testes preliminares após exposição de 30 dias

Elementos	Pontos de estudo				
	Controle	A	B	C	D
N (g.kg ⁻¹)	11,6	9,4	10,4	11,4	10,8
S (g.kg ⁻¹)	0,7	1,0	1,1	1,1	1,3
Zn (mg.kg ⁻¹)	25,1	24,6	32,1	24,5	31,5
Cd (mg.kg ⁻¹)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Pb (mg.kg ⁻¹)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Fonte: Do autor, 2017

N= nitrogênio; S= enxofre; Zn= zinco; Cd= cádmio; Pb= chumbo. LQ: limite de quantificação. A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

Os resultados dos testes preliminares, embora incapazes de traduzirem estatisticamente qualquer apontamento, demonstraram que houve incremento para o elemento S quando comparados os resultados obtidos entre o grupo controle e os demais pontos, em especial o ponto D. Em função de não ter havido detecção dos elementos Cd e Pb, os mesmos foram substituídos pelos elementos Ferro (Fe) e cobre (Cu).

Após a exposição das amostras de líquens por 30 dias consecutivos, no período seco, foi possível verificar diferença significativa para a concentração de S entre os pontos estudados ($p=0.046$), sendo maiores no ponto D ($1,1 \text{ g.kg}^{-1}$) e menores no ponto A ($0,7 \text{ g.kg}^{-1}$). Para os demais elementos (N, Cu, Fe, e Zn) não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de estudo, no período seco; contudo, houve uma tendência desses valores serem maiores nos pontos C e D (Tabela 7).

O SO_2 é fator limitante para a diversidade líquênica (MIKHAILOVA, 2007), e por isso as maiores concentrações encontradas no ponto D corroboram a menor diversidade encontrada nesse ponto e a baixa similaridade com os demais pontos.

As análises das amostras relativas ao período chuvoso, não apontaram diferença significativa entre os pontos de estudo.

Tabela 7 – Concentrações de elementos poluentes em amostras de líquens em diferentes pontos, no período seco e chuvoso

Elemento/ período	Pontos de estudo					Média
	Controle	A	B	C	D	
N (g.kg^{-1})						
Seco	$10,6 \pm 2,1$	$8,5 \pm 4,3$	$10,8 \pm 0,8$	$10,7 \pm 1,2$	$12,2 \pm 1,2$	$10,5 \pm 1,3$
Chuvoso	$10,1 \pm 1,7$	$10,1 \pm 0,3$	$9,6 \pm 0,8$	$10,9 \pm 1,2$	$9,5 \pm 1,0$	$10,0 \pm 0,6$
S (g.kg^{-1})						
Seco	$0,9 \pm 0,1$	$0,7^a \pm 0,1$	$0,9^{ab} \pm 0,1$	$0,9^{ab} \pm 0,2$	$1,1^b \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,2^*$
Chuvoso	$0,6 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$
Cu (mg.kg^{-1})						
Seco	$8,1 \pm 0,8$	$6,5 \pm 1,3$	$7,8 \pm 0,9$	$12,6 \pm 5,7$	$8,1 \pm 2,2$	$8,6 \pm 2,3^*$
Chuvoso	$6,2 \pm 3,4$	$5,5 \pm 0,6$	$6,3 \pm 1,4$	$7,6 \pm 1,7$	$5,8 \pm 1,3$	$6,3 \pm 0,9$
Fe (mg.kg^{-1})						
Seco	$2724,7 \pm 425,9$	$2335,4 \pm 623,8$	$2598,6 \pm 152,6$	$3264,0 \pm 978,9$	$3461,0 \pm 56,0$	$2876,7 \pm 470,3^*$
Chuvoso	$760,6 \pm 143,3$	$739,2 \pm 263,5$	$791,6 \pm 26,7$	$832,5 \pm 28,6$	$872,7 \pm 44,4$	$799,3 \pm 54,0$
Zn (mg.kg^{-1})						
Seco	$17,6 \pm 2,0$	$16,4 \pm 0,7$	$16,9 \pm 0,8$	$18,6 \pm 3,2$	$18,6 \pm 1,8$	$17,6 \pm 1,0$
Chuvoso	$18,0 \pm 2,4$	$16,7 \pm 3,0$	$20,2 \pm 4,3$	$18,8 \pm 4,2$	$17,7 \pm 4,0$	$18,3 \pm 1,3$

Fonte: Do autor, 2018

A: 500 m da rodovia; B: 30 m da rodovia; C: centro; D: Distrito Industrial III

Letras diferentes indicam diferença significativa entre os pontos do estudo pelos testes Kruskal-Wallis e Dunn ($p<0,05$). *Indica diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso para S e Cu e Fe pelo teste T e para Fe pelo teste Mann-Whitney ($p<0,05$)

As concentrações de S, Cu e Fe apresentaram diferença significativa entre os períodos estudados, sendo cerca de 33,3%, 36,5% e 264,7% maiores no período seco, respectivamente.

No período chuvoso a concentração dos elementos tende a ser menor na atmosfera devido ao fato de os mesmos serem removidos do ar pelas chuvas, uma vez que estes se incorporam nas partículas de água (PLAUDE et al., 2012). Contudo, os elementos N e Zn não apresentaram variação significativa entre os períodos seco e chuvoso.

Fioreze e Dos Santos (2014), utilizando líquens do gênero *Parmotrema*, que cresceram em diferentes ambientes, sendo estes urbano e rural, avaliaram a qualidade do ar da cidade de Frederico Westphalen (RS), e obtiveram concentrações em amostras coletadas na área rural para Zn e Cu próximos dos verificados no presente estudo. No entanto, em ambiente urbano foram verificados valores máximos para Zn e Cu de 88,9 mg.kg⁻¹ e 88,4 mg.kg⁻¹, respectivamente. Provavelmente, os resultados encontrados no presente estudo foram menores em termos de concentração quando comparadas com as amostras coletadas em ambiente urbano por Fioreze e Dos Santos (2014), em função dos autores citados terem utilizados talos de líquens que cresceram nos ambientes estudados, acumulando poluentes atmosféricos durante toda a sua vida nos diferentes ambientes.

Martins-Mazzitelli (1991), utilizando líquens da espécie *P. tinctorum* em exposição por período de 9 meses, demonstraram que a espécie é extremamente viável para estudos envolvendo acúmulo de metais presentes na atmosfera que demandem períodos mais prolongados, devido a sua sensibilidade e coerência nos resultados verificados.

5.2.2 Análise macroscópica

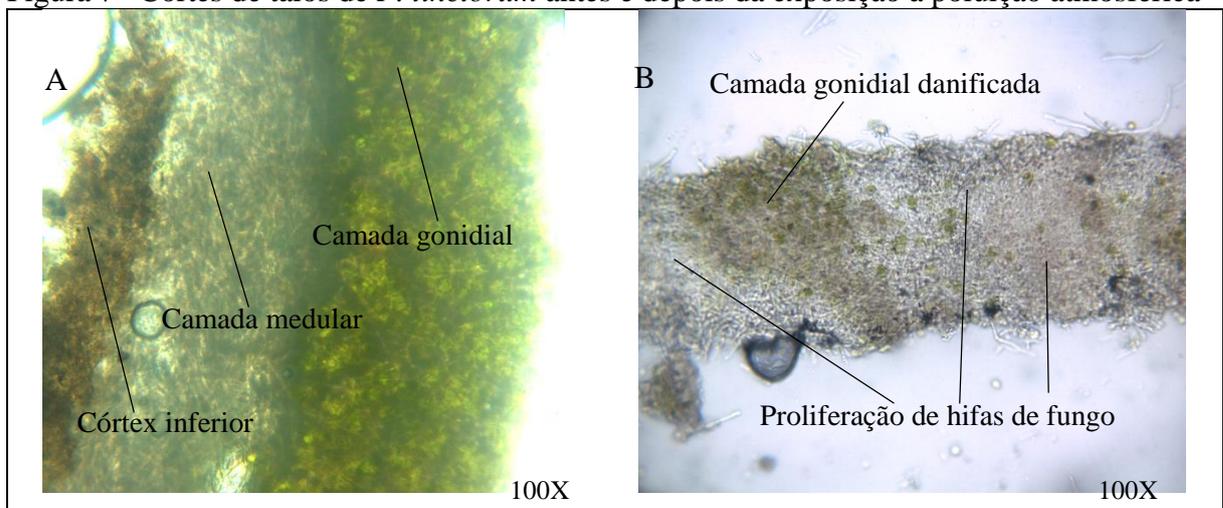
Os talos de líquens expostos em todos os pontos de estudos, nos períodos seco e chuvoso, apresentaram cloroses de tons róseos, em maior ou menor grau, que é característica da exposição ao enxofre (ELLENBERG, 1991 apud ROSSBACH et al., 1999), conforme Figura 6.

Figura 6 - Detalhe de área com clorose



Fonte: Do autor, 2018

Tarhanen (1998) verificou que o componente fotobionte dos líquens são os que primeiro sofrem os efeitos dos elevados níveis de enxofre na atmosfera, sendo observado que alguns elementos apresentam afinidade com os cloroplastos dos componentes fotobiontes e que, por consequência da degradação dos mesmos, surgem as áreas denominadas cloroses. Esse processo foi possível de ser verificado a nível microscópico, uma vez que o fenômeno citado ocasiona a morte do componente fotobionte (Figura 7). Segundo Bargagli e Mikhailova (2002), a clorofila se degrada em feofitina ainda em concentrações baixas de SO_2 na atmosfera.

Figura 7– Cortes de talos de *P. tinctorum* antes e depois da exposição à poluição atmosférica

Fonte: Do autor, 2018

A. Talo de *P. tinctorum* íntegro antes da exposição à poluição atmosférica; B. Talo de *P. tinctorum* após 30 dias de exposição, evidenciando morte do componente fotobionte

No período seco, os líquens foram mais afetados quando comparados com os valores das áreas de clorose registrados no período chuvoso ($p < 0.0001$), o que pode ser observado na Tabela 8 e na Figura 8.

Quanto aos pontos, foi observada diferença significativa para as médias de clorose, sendo maiores no ponto D, no qual observou-se em torno de 34% dos talos dos líquens afetados no período seco. Esse resultado pode estar relacionado ao perfil do local, com indústrias químicas e de fertilizantes que utilizam enxofre nos seus processos produtivos, além do intenso fluxo de veículos pesados que utilizam óleo diesel como combustível, o qual possui entre 0,1 a 0,5% de enxofre em sua composição (BRAUN; APPEL; SCHMAL, 2003; OSLO, 2011).

No período chuvoso não foram observadas diferenças significativas do percentual de clorose entre os pontos, variando de 0,58 a 1,93% dos talos ($p = 0,065$). Contudo, houve a mesma tendência de aumento de cloroses no ponto D, observada no período seco (Tabela 8). Tal queda nos percentuais de clorose pode ser explicada pelo fato de precipitações retirarem do ambiente atmosférico os elementos que afetariam os líquens, nas formas de chuvas ácidas, como por exemplo os óxidos de enxofre.

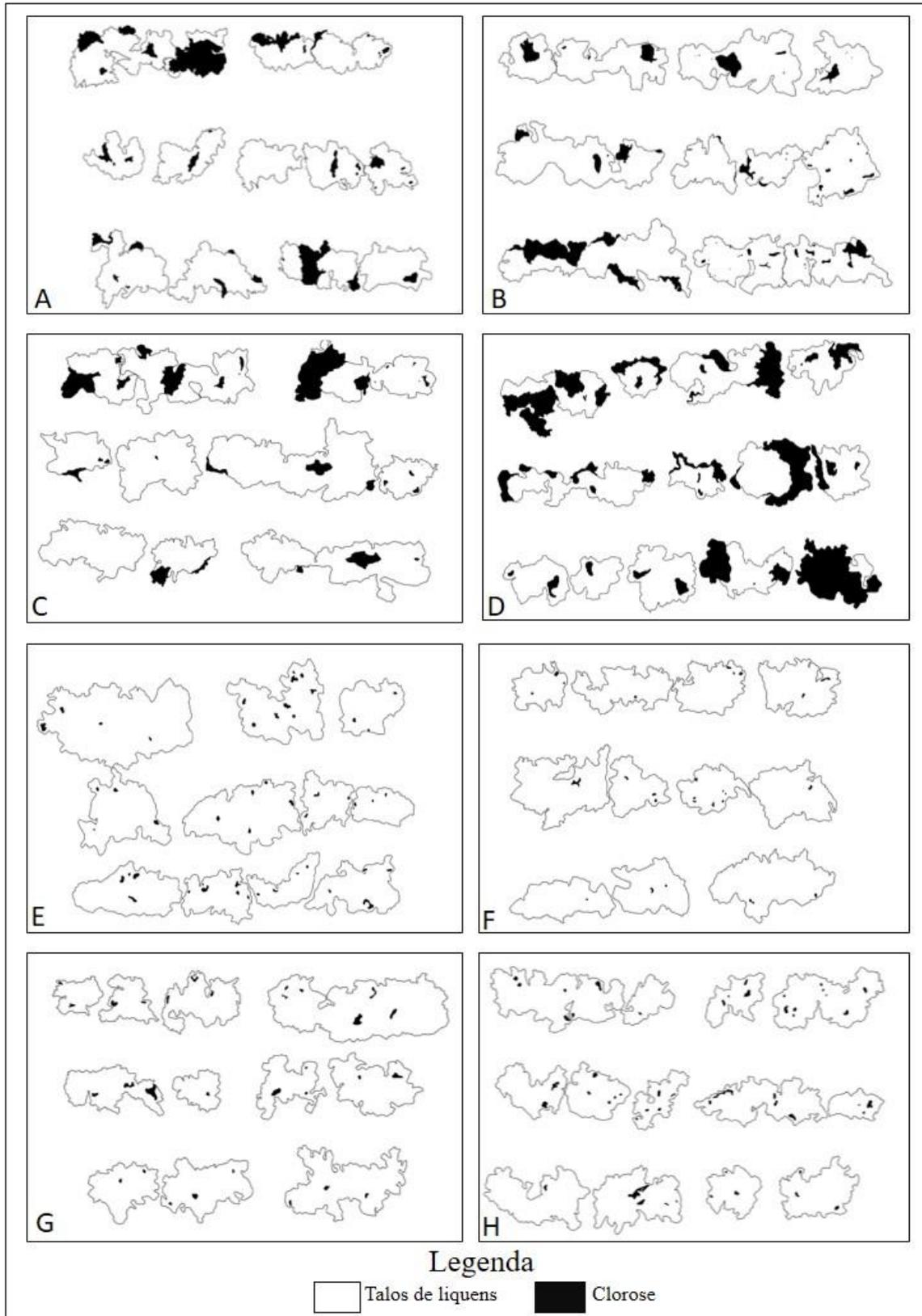
Tabela 8 – Área de clorose verificada para cada amostra por ponto de estudo, nos períodos seco e chuvoso.

Período/ pontos de estudo	Área total (cm ²)			Clorose (cm ²)			Clorose (%)			Média de clorose (%)
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Seco										
A	88,4	83,9	99,6	22,8	4,6	12,4	25,8	5,5	12,4	14,6 ± 10,3 ^{ab}
B	71,21	73,1	75,4	5,6	3,4	12,0	7,8	4,6	15,8	9,4 ± 5,8 ^a
C	100,4	121,7	94,5	24,8	4,8	6,0	24,7	3,9	6,4	11,7 ± 11,3 ^{ab}
D	75,7	74,3	84,4	28,8	18,3	32,9	38,1	24,6	39,0	33,9 ± 8,0 ^b
Chuvoso										
A	124,2	145,0	138,7	2,4	1,5	2,4	1,9	1,0	1,7	1,76 ± 0,4
B	121,7	140,6	118,5	0,8	1,0	0,4	0,7	0,7	0,3	0,6 ± 0,2
C	153,6	105,6	118,9	2,7	2,6	1,0	1,7	2,5	0,8	1,7 ± 0,8
D	116,4	103,7	118,4	2,2	2,5	1,8	1,9	2,4	1,5	1,9 ± 0,5

Fonte: Do autor, 2018

Letras diferentes indicam diferença significativa entre os pontos estudados, pelos testes ANOVA e Tukey ($p < 0,05$)

Figura 8 – Área de clorose verificada nos talos de líquens



Fonte: Do autor, 2018

A-D: Amostras expostas no período seco nos pontos A, B, C e D, respectivamente. E-H: Amostras expostas no período chuvoso nos pontos A, B, C e D, respectivamente

O cálculo do índice de correlação de Pearson apontou alta correlação positiva entre N, S, Fe e Zn para as análises referentes ao período seco (Tabela 9).

A presença de Zn e Fe pode ser observada em locais com intenso fluxo de veículos uma vez que uma das fontes de emissão para esses elementos se refere ao desgaste de peças de veículos automotores, os quais se depositam em superfícies na forma de material particulado sendo continuamente ressuspensos no ambiente (STEPHENSON; LESTER, 1987).

QI et al. (2016) e Xia, Wang e Song (2014) também relacionaram a concentração de diversos elementos, dentre eles Zn e Cu, com emissões geradas por veículos automotores, evidenciando que estes emitem poluentes a partir de uma série de situações como desgaste de peças, pneus e freios, queima de combustíveis e aditivos, dentre outros. Os elementos Zn, Cu e Fe estão presentes na composição de óleos de motor, apresentando potencial para contribuir com o aumento da concentração desses elementos no ambiente (SILVEIRA et al., 2010).

A correlação entre S e N também pode ser atribuída à emissão de poluentes oriundos da queima de combustíveis por veículos. A principal fonte de óxidos de nitrogênio é a poluição veicular, e a principal fonte de emissão de enxofre de origem antropogênica é a queima de combustíveis derivados de petróleo (DUCHIADE, 1992; CANÇADO et al., 2006; OSLO, 2011).

A ocorrência de clorose no talo dos líquens apresentou correlação moderada a alta com a concentração de N, S, Fe e Zn, principalmente com S ($r=0,71$), o que se verifica em função de muitas espécies de líquens, dentre elas *P. tinctorum*, serem muito sensíveis aos óxidos de nitrogênio e enxofre (HAWKSWORTH, 2005; MIKHAILOVA, 2007).

A diversidade de espécies apresentou correlação negativa com a concentração dos elementos analisados ($r = -0,51$ a $-0,94$) e com a porcentagem de clorose ($-0,72$).

Tabela 9 – Matriz de correlação de Pearson para variáveis coletadas no período seco

	N	S	Cu	Fe	Zn	Clorose (%)	Diversidade
N	1,00	---	---	---	---	---	---
S	0,99	1,00	---	---	---	---	---
Cu	0,31	0,21	1,00	---	---	---	---
Fe	0,84	0,85	0,60	1,00	---	---	---
Zn	0,79	0,78	0,71	0,99	1,00	---	---
Clorose (%)	0,59	0,71	-0,22	0,62	0,51	1,00	---
Diversidade	-0,71	-0,75	-0,51	-0,96	-0,94	-0,72	1,00

Fonte: Do autor, 2018

N= Nitrogênio; S= Enxofre; Cu= Cobre; Fe= Ferro; Zn= Zinco

6 CONCLUSÃO

Conclui-se que a diversidade dos líquens, como método de biomonitoramento passivo, sofreu influência da poluição atmosférica em Uberaba, permitindo identificar áreas com maior perturbação ambiental, como o Distrito Industrial III, e menos impactadas como no ponto A.

Com relação ao estudo dos elementos absorvidos pelos talos do líquen *P. tinctorum* conclui-se que o mesmo se mostrou efetivo como bioacumulador de S, Fe e Cu, uma vez que foi verificada diferença significativa entre os períodos (seca e chuva), e entre os pontos de estudo, para S. No entanto, para os demais elementos (N e Zn) essa espécie de líquen não mostrou diferença significativa após o período de exposição adotado (30 dias).

O estudo das áreas de clorose nos talos de *P. tinctorum* permitiu concluir que a utilização dessa espécie se mostrou eficiente para monitoramento ativo da poluição do ar tendo como método o transplante do mesmo de áreas preservadas para áreas em que se deseja monitorar a poluição atmosférica.

O número de espécies de líquens se mostrou inversamente proporcional às concentrações dos elementos N, S, Cu, Fe e Zn nos talos dos líquens, o que permite concluir que esses elementos interferem na diversidade líquênica dos ambientes onde suas concentrações se mostrem elevadas, assim como no aumento de cloroses, principalmente o S.

Conclui-se, ainda, que a aplicação do método de monitoramento ativo em larga escala pode apresentar dificuldades na obtenção de grandes quantidades de talos de líquens a serem transplantados. No entanto, verifica-se que esse método tem eficiência, podendo ser utilizado em situações pontuais onde se verifique menor diversidade de líquens (método passivo), o que tornaria os métodos complementares.

O presente estudo pode ser utilizado como base de conhecimentos para tomadas de decisões nos processos de gestão ambiental do município de Uberaba, levando-se em consideração as áreas apontadas como aquelas que sofrem maior perturbação ambiental relacionada à poluição atmosférica.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, M. M. **Determinação de isótopos de urânio e tório em amostras de líquens *Canoparmelia texana***. 2008. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2008.
- ARBEX, M. A. et al. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v.30, n. 2, 2004.
- ARNDT, U., FLORES, F.; WEINSTEIN, L. **Efeitos do flúor sobre as plantas: diagnose de danos na vegetação do Brasil**. Editora UFRGS, 1995.
- BAKONYI, S. M. C. et al. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista de Saúde Pública**, v. 38, n. 5, p. 695-700, 2004.
- BARGAGLI, R.; MIKHAILOVA, I. Accumulation of inorganic contaminants. In: P.L. NIMIS, C.; SCHEIDEGGER; P.A WOLSELEY (eds.). Monitoring with lichens – Monitoring lichens. **Kluwer Academic Publishers**, 2002, p. 65-84.
- BELÓ, A. et al. Caracterização de metais em precipitação atmosférica em uma Floresta Ombrófila Mista. **Ambiente e Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, 2009.
- BENATTI, M. N.; MARCELLI, M. P. Espécies de *Parmotrema* (Parmeliaceae, Ascomycota) do litoral centro-sul do Estado de São Paulo, Brasil. I. Grupos químicos girofórico e lecanórico. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1013-1026, 2009.
- BORTOLUCI, A. B.; QUINALLIA, G.; DE ANDRADE, J. M. O. A estreita relação entre o meio ambiente e a saúde. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 5, n. 31, 2017.
- BOSCH, R. **Manual de Tecnologia Automotiva**. Ed. 25. São Paulo: E. Blucher. 2005. 1232 p.
- BRAGA, A. et al. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, n. 51, p. 58-71, 2001.
- BRAIT, C. H. H., ANTONIOSI FILHO, N. R. Desenvolvimento e aplicação de sistema passivo de coleta de poluentes atmosféricos para monitoramento de Cd, Cr, Pb, Cu, Fe, Mn, Zn e particulados totais. **Química Nova**, v. 33, n. 1, p. 7-13, 2010.
- BRAUN, S; APPEL, L G.; SCHMAL, M. A poluição gerada por máquinas de combustão interna movidas à diesel–A questão dos particulados. Estratégias atuais para a redução e controle das emissões e tendências futuras. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 472-482, 2003.
- BROWN, D. H. The location of mineral elements in lichens: implications for metabolism. **Biblioteca lichenologica**, v. 25, p. 361-375, 1987.
- BRUNIALTI, G.; GIORDANI, P. Variability of lichen diversity in a climatically heterogeneous area (Liguria, NW Italy). **Lichenologist**, n. 35, p. 55-69, 2003.

CANÇADO, J. E. D. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal brasileiro de pneumologia**, v. 32, n. Supl. 1, p. S5-S11, 2006.

CAPITANI, E. M.; ALGRANTI, E. Other pneumoconioses. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, p. S54-S59, 2006.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Padrões de qualidade do ar**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/>>. Acesso em: 7 ago 2018.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 003/90, 1990.

COSTA, J. O. **Análise dos gases da exaustão em um motor diesel com injeção Common Rail alimentado com diesel, biodiesel e suas misturas**. 2017. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Tecnologia de Materiais) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

DA CUNHA KEMERICH, P. D. et al. Biomonitoramento e variabilidade espacial do dióxido de enxofre em ar urbano. **Ambiente e Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 3, 2011.

DE SOUZA, R. C.; DA SILVA, M. F.; DELLA JUSTINA, E. E. Escala de Ringelmann como método de avaliação da fumaça emitida pela frota de ônibus urbanos de Porto Velho-RO. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 59, p. 279-293, 2016.

DENATRAN. Departamento Nacional de Trânsito. **Estatística: Frota veicular 2018**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica>>. Acesso em: 14 abr. 2018.

DRUMM, F. C. et al. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 66-78, 2014.

DUCHIADE, M. P. Poluição do ar e doenças respiratórias: uma revisão. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 8, n. 3, p. 311-30, 1992.

EKMAN, S. **The corticolous and lignicolous species of Bacidia and Bacidina in North America**. Systematic Botany, 1996.

ELIASARO S. et al. 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, 2009;

ELIASARO, S.; ADLER, M. T. The species of Canomaculina, Myelochroa, Parmelinella, and Parmelinopsis (Parmeliaceae, Lichenized Ascomycotina) from the "segundo planalto" in the state of Paraná, Brazil. **Acta botanica brasílica**, v. 14, n. 2, p. 141-149, 2000.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Automobiles and Carbon Monoxide**. Fact Sheet OMS – 3. 1993. 4 p.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Particulate Matter, 2016**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/particlepollution/>>. Acesso em: 07 ago. 2018 (a)

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Six Common Pollutants. Ground Level Ozone. Health Effects, 2016**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/groundlevelozone/health.html>>. Acesso em: 5 ago 2018. (b).

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte, 2018**. Disponível em: <<http://www.qualidadedoar.org.br/>>. Acesso em: 7 ago. 2018.

FERREIRA, M. E. M. C. Estudo biogeográfico de líquens como indicadores de poluição do ar em Cubatão-SP. **Boletim de Geografia**, v. 2, n. 2, p. 52-75, 1980.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P. Trace elements residues in water, sediments, and organs of Savacu (*Nycticorax nycticorax*) from Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, n. 1, p. 17-28, 2010.

FIGUEIREDO, M.; DOS SANTOS, E. P. Avaliação da qualidade do ar na área urbana de Frederico Westphalen, RS, através da determinação de Sr, Zr, Br, Cu e Zn em amostras de líquens. **Tecno-Lógica**, v. 17, n. 2, p. 129-135, 2014.

FLEIG, M. **Os gêneros Parmotrema, Rimelia e Rimeliella (Lichenes – Ascomycotina, Parmeliaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil**. 1997. 250 f. Tese. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo do São Paulo, São Paulo, 1997.

FLEIG, M. et al. **Líquens da floresta com Araucária no Rio Grande do Sul**. Pró-mata: Guia de campo n. 3. University of Tübingen, Germany. 2008, 217p.

GADD. G.M. Interactions off ungi with toxic metals. **New Phytologist**, n 124, p. 25-60, 1993.

GARTY, J. Lichens as biomonitors for heavy metal pollution. **Plants as biomonitors: Indicators for heavy metals in the terrestrial environment**, 1993, p. 193-257.

GIORDANI, P. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. University of Genova. **Environmental Pollution**, v. 146, n.2, p. 317-323, 2007.

GONÇALVES, I. M.; MURILLO, M.; GONZALEZ, A. M. Determination of metals in used lubricating oils by AAS using emulsified samples. **Talanta**, v. 47, n. 4, p. 1033-1042, 1998.

GUIMARÃES, C. **Controle e Monitoramento de Poluentes Atmosféricos**. 1ª Edição, Rio de Janeiro, Elsevier Brasil, 2017.

HAWKSWORTH D. L. Mycological research news. **Mycology Research**, v. 109, n. 9, p. 961-963, 2005.

HONDA, K. N. Técnicas químicas aplicadas à taxonomia de fungos liquenizados. Em XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, 2006, p. 390-400.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=317010>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

JERAN, Z. et al. Lichens as integrating air pollution monitors. **Environmental Pollution**, v. 120, n. 1, p. 107-113, 2002.

KÄFFER, M. I. et al. Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1319-1332, 2011.

KEMERICH, P. D. D. A. C. et al. Biomonitoramento e variabilidade espacial do dióxido de enxofre em ar urbano. **Ambiente e Água**, v. 6, n. 3, p. 201-220, 2011.

KLAASSEN, C. D. (ed). **Casarett e Doull's Toxicology: The basic science of poisons**. Texas: Mc Graw Hill Medical, 2008. 1310p.

KLUMP, A. et al. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 511-518, 2001.

KOPPEN-GEIGER. **Classificação climática de Koppen-Geiger**. Disponível em <https://portais.ufg.br/up/68/o/classifica_o_clim_tica_koppen.pdf>. Acesso em 12 out 2017.

KRUG, E. C.; FRINK, C. R. Acid rain on acid soil: a new perspective. **Science**, v. 221, n. 4610, p. 520-525, 1983.

LA-FRANCHI, B. W. et al. Closing the peroxy acetyl nitrate budget: observations of acyl peroxy nitrates (PAN, PPN, and MPAN) during BEARPEX 2007. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, n. 19, p. 7623-7641, 2009.

LEHNEN, P. G. et al. Estrutura da comunidade de líquens corticícolas em área urbana e rural no município de Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**. v. 72, n. 1, p. 66-74, 2017.

LESTER, J. N. **Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes**. [S.l.: s. n.], 1987.

LI, J. et al. Co-exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons, benzene and toluene and their dose-effects on oxidative stress damage in kindergarten-aged children in Guangzhou, China. **Science of the Total Environment**, v. 524, p. 74-80, 2015.

LOGAN, W. P. D. et al. Mortality in the London fog incident, 1952. **Lancet**, p. 336-8, 1953.

MAGALHÃES, L. C. et al. Determinação de metais traço no material particulado em suspensão em Ouro Preto, Minas Gerais. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 519-523, 2010.

MANAHAN, S. E. **Fundamentals of Environmental Chemistry**. Ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001.

MANZINI, F. F.; DE SÁ, K. B.; DE ALMEIDA PLICAS, L. M. Metais pesados: fonte e ação toxicológica. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 6, n. 12, 2010.

MARCELLI, M. P. Fungos Liquenizados. In: XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, 2006. cap. 1. p. 24-74.

MARCELLI, M. P.; MARK, R. D. (Ed.). **Lichenology in Latin America: history, current knowledge and applications**. CETESP, 1998.

MARTINS, C. R.; ANDRADE, J. B. Química atmosférica do enxofre (IV): emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. **Química Nova**, v. 25, n. 2, p. 259-272, 2002.

MARTINS, S. M. A.; KÄFFER, M. I.; LEMOS, A. Líquens como bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoelétrica, Rio Grande do Sul, Brasil. **Hoehnea**, v. 35, n. 3, p. 425-433, 2008.

MARTINS, L. C. et al. Relação entre poluição atmosférica e atendimentos por infecção de vias aéreas superiores no município de São Paulo: avaliação do rodízio de veículos. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 4, p. 220-229, 2001.

MARTINS-MAZITELLI, S. M. A. **Estudo do efeitos de emissões aéreas de compostos de enxofre sobre a estrutura e fisiologia de alguns líquens**. 1991. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

MAZITELLI, S. M. M, et al. Utilização de líquens no biomonitoramento da qualidade do ar. In: XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, 2006. cap. 3. p. 100-143.

MIKHAILOVA I. N. Populations of epiphytic lichen under stress conditions: survival strategies. **The Lichenologist** v. 39, n. 1, p. 83-89, 2007.

MILLER, G. T.; SPOOLMAN, S. **Ciência Ambiental**. Tradução da 14ª edição. Editora Trilha. Cengage Learning, 2015. 351 p.

MIRLEAN, N.; VANZ, A.; BAISCH, P. R. M. Níveis e origem da acidificação das chuvas na região do Rio Grande, RS. **Química Nova**, n. 23, v. 5, p. 590-593, 2000.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Padrões de Qualidade do Ar**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padroes-de-qualidade-do-ar>>. Acesso em: 06 ago. 2018 (a).

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Cidades sustentáveis: qualidade do ar**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/fontes-fixas>>. Acesso em: 06 ago. 2018 (b).

MONTES, F. et al. Temperature and air velocity effects on ethanol emission from corn silage with the characteristics of the exposed face of a bunker silo. **Atmospheric Environment**, v.44, p.1987-1995, 2010.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. Aromatic Hydrocarbons—Polycyclics. In: Organic Chemicals in Natural Waters. **Springer Science e Business Media**. 2012. p. 67-87.

MUDD, J. B. (Ed.). **Responses of plants to air pollution**. Elsevier, 2012. In: LITTLE, P.; MARTIN, M. H. Biological monitoring of heavy metal pollution. **Environmental Pollution**, v. 6, n. 1, p. 1-19, 1974.

MUNZI, S.; RAVERA, S.; CANEVA, G. Epiphytic lichens as indicators of environmental quality in Rome. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 2, p. 350-358, 2007.

NASH, T. H. Photosynthesis, respiration, productivity and growth. In: NASH III, T. H. (ed), **Lichen biology**. Cambridge University Press, 1996, p 88-135.

NIMIS, P. L. Linee guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. – In Piccini C., Salvati S. (eds): Atti Workshop Biomonitoraggio Qualità dell'Aria sul territorio Nazionale. ANPA, **Ser. Atti**, n. 2, 1999, p. 267-277.

NIMIS, P. L.; CASTELLO, M.; PEROTTI, M. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). **The Lichenologist**, v. 22, n. 03, p. 333-344, 1990.

NRIAGU, J. O. et al. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, v. 333, n. 6169, p. 134-139, 1988.

NYLANDER, W. Hypochlorite of Lime and Hydrate of Potash, two new Criteria in the study of Lichens. **Journal of the Linnean Society of London, Botany**, v. 9, n. 38, p. 358-365, 1866.

OGA, S. Fundamentos de toxicologia. Em: **Fundamentos de toxicologia**. [S.l.: s.n.], 1996.

ONURSAL, B., GAUTAM. S.P. Vehicular Air Pollution: Experiences from Seven Latin American". **World Bank Technical Paper**, n. 373, 1997.

OSLO. **State of Europe's Forests: Status & Trends in Sustainable Forest Management in Europe**, [S.l.: s.n.], 2011.

OLMO, N. R. S.; PEREIRA, L. A. A. Poluição atmosférica e exposição humana: A epidemiologia influenciando as políticas públicas. **Revista De Saúde Meio Ambiente E Sustentabilidade, INTERFACEHS**, v. 6, n. 2, 2011.

OSORIO, H. S.; FLEIG, M. Contributions to the lichen flora of Brazil XVIII. Lichens from Itaimbezinho, Rio Grande do Sul State. **Comunicaciones Botánicas del Museo de História Natural de Montevideo**, v. 75, n. 4, p. 1-8, 1986.

PIMENTEL, L. C. F. et al. O inacreditável emprego de produtos químicos perigosos no passado. **Química Nova**, v. 29, n. 5, p. 1138-1149, 2006.

PLAUDE, N. O. et al. Precipitation effects on aerosol concentration in the atmospheric surface layer. **Russian Meteorology and Hydrology**, v. 37, n. 5, p. 324-331, 2012.

- PROENÇA, C. A. **Determinação de Cd, Pb e Cu em particulados atmosféricos da região de Presidente Prudente por análise voltamétrica utilizando eletrodo de mercúrio.** 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São José do Rio Preto, 2014.
- PUCKETT, K. J. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition. **Bibliotheca Lichenologica**, v. 30, p. 231-267, 1988.
- PURVIS, O. W.; GILBERT, O. L.; JAMES, P. W. The influence of copper mineralization on *Acarospora smaragdula*. **Lichenologist**, n. 17, p. 111-114, 1985.
- QI, L. et al. Source identification of trace elements in the atmosphere during the second Asian Youth Games in Nanjing, China: Influence of control measures on air quality. **Atmospheric Pollution Research**, v. 7, n. 3, p. 547-556, 2016.
- RAIMUNDO COSTA, W., MINEO, M. F.; Os líquens como bioindicadores de poluição atmosférica no município de Uberaba, Minas Gerais. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 13, n. 13, p. 2690- 2700, 2013.
- RAPOSO JUNIOR, J. L. RÉ-POPPI, N.; HONDA, N. K. Avaliação da concentração de alguns íons metálicos em diferentes espécies de líquens do cerrado Sul-Mato-Grossense. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 582-587, 2007.
- RAVEN, P. H; EICHHORN, S. E.; EVERT, R. F. *Biologia Vegetal*, cap. 11. 6ª. Ed. Rio de Janeiro: **Guanabara Koogan**, 2001;
- ROSSBACH, M. et al. Large scale air monitoring: lichen vs. air particulate matter analysis. **Science of the total environment**, v. 232, n. 1-2, p. 59-66, 1999.
- SALDIVA, P. Air pollution and our lung disease patients. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, n. 1, p. 1-10, 2008.
- SANTOS, C.; FONSECA, J. Zinco: fisiopatologia, clínica e nutrição. **Revista da Associação Portuguesa de Nutrição Entérica e Parentérica**, v. 6, n. 1, 2012.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto n. 59.113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 2013.
- SEAWARD, M. R. D. **Lichen Ecology**. Academic Press, Inc. London, 1977, 550p.
- SCHNELLE JÚNIOR, K. B.; BROWN, C. A. **Air Pollution Control Technology**. CRC PRESS, 2001.
- SILVA, A.O., K. et al. Líquens utilizados como biomonitorios da qualidade do ar no Parque da Jaqueira – Recife–Pernambuco. **Geo UERJ**, v. 1, n. 25, p. 239-256, 2014.
- SILVA, N. R.; MORAES, E. C. F. Papel dos indicadores biológicos na avaliação da exposição ocupacional ao chumbo. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 15, n. 58, p. 7-19, 1987.

SILVEIRA, E. L. C. et al. Determinação de metais em óleos lubrificantes, provenientes de motores de ônibus urbano, utilizando a FAAS. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p. 1863-1867, 2010.

SOMMERFELDT, M.; JOHN, V. Evaluation of a method for the reassessment of air quality by lichen mapping in the city of Izmir, Turkey. **Turkey Journal of Botany**, n. 25, p. 45-50, 2000.

STEPHENSON, T.; LESTER, J. N. Heavy metal behaviour during the activated sludge process II. Insoluble metal removal mechanisms. **Science of the total environment**, v. 63, p. 215-230, 1987.

SZABO, A. V. et al. Acúmulo foliar de enxofre e suas relações com alterações no crescimento de plantas jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) expostas nas proximidades do polo industrial de Cubatão, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 3, p. 379-390, 2003.

SUN, L. et al. Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter (PM 2.5) in *Caenorhabditis elegans* with wild-type or susceptible genetic background. **Chemosphere**, v. 144, p. 2392- 2400, 2016.

TARHANEN, S. 1988. Ultrastructural responses of the lichen *Bryoria fuscescens* to simulated acid rain and heavy metal deposition. **Annals of Botany**, v. 82, n. 6, p. 735-746, 1998.

THELL, A. et al. A review of the lichen family Parmeliaceae—history, phylogeny and current taxonomy. **Nordic Journal of Botany**, v. 30, n. 6, p. 641-664, 2012.

UBERABA. Portal da prefeitura municipal de Uberaba. **Empresas: negócios da cidade**. Disponível em: <<http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/conteudo,1030>>. Acesso em: 23 abr. 2018.

VALENCIA, M.; CEBALLOS, J. **Hongos liquinizados**. (No. Doc. 21574) CO-BAC, Bogotá) 2002.

VDI – Richtlinie 3799, Blatt I. Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten: Flechtenkartierung. – VDI/DIN-**Handbuch Reinhaltung der luft**, Bd. I, Beuth-Verlag, Berlin, 1995.

VORMITTAG, E. M. P. A. A. et al. Monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Instituto Saúde e Sustentabilidade**, [S.L., s.i.], 2014.

WENZEL. H.; HAUSCHILD, M.; ALTING L. **Environmental assessment of products**. Bonton/Dordrecht/London: Kluwer Academic Publisehrs. v.1 e 2, 1997.

WHO. World of Health Organization. **Ambient (outdoor) air quality and health**, 2016. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em: 18 mar. 2018.

WITTIG, R. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. **Plants as biomonitors**, 1993.

XAVIER FILHO, L., et al. Biologia de liquens. Rio de Janeiro, RJ. **Âmbito Cultural**, 2006, 624 p.

XIA, T. Y.; WANG, J.; SONG, K.; DA, L. Variations in air quality during rapid urbanization in Shanghai, China. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 10, n. 1, p. 181-190, 2014.

ZIEBA-PALUS, J. Examination of used motor oils by flame AAS for criminalistic purposes: a diagnostic study. **Forensic science international**, v. 91, n. 3, p. 171-179, 1998.