

AValiação DA QUALIDADE DO AR DA CIDADE DE MONTE CARMELO, MG, BRASIL, ANTES E DURANTE O ISOLAMENTO SOCIAL PREVENTIVO AO SARS COV-2

AIR QUALITY ASSESSMENT IN THE CITY OF MONTE CARMELO, MG, BRAZIL, BEFORE AND DURING PREVENTIVE SOCIAL ISOLATION AGAINST SARS COV-2

Cássio Resende de Morais¹

RESUMO: Em se tratando de poluição atmosférica, o aumento da frota de veículos configura-se um dos grandes problemas em centros urbanos, uma vez que podem a longo prazo reduzir a qualidade do ar atmosférico. A cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil apresenta um intenso tráfego de veículos. Em março de 2020, como medida preventiva à não disseminação do Sars-Cov-2, foi declarado na cidade isolamento social. Objetivando avaliar os impactos da redução da frota de veículos na cidade, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do ar de 6 bairros da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, bem como a capacidade genotóxica dos poluentes atmosféricos em situações de fluxo normal de veículos (2019) e durante o isolamento social (2020). Nas duas condições foi determinado o fluxo volumétrico de veículos, por meio de análise direta in loco. Nos bairros foram determinadas a cobertura de líquens foliosos em tronco de *Mangifera indica*. *Tradescantia pallida* foram expostas por 18h ao ar atmosférico presentes nos bairros. As inflorescências foram coletadas, fixadas e as lâminas foram preparadas para análise de frequência de micronúcleos. Foi observado maior fluxo de veículos nos bairros C e CJ. Em todos os bairros analisados foi identificado baixa cobertura de Líquens em *M. indica*, tanto nas amostragens de 2019 quanto em 2020. Os resultados da análise de micronúcleos em *T. pallida* indicaram efeitos genotóxicos em todos os bairros amostrados em 2019. Uma redução na frequência de micronúcleos foi observada em todos os bairros na amostragem de 2020. Os resultados indicaram que o isolamento social contribuiu com a redução da frota de veículos e consequentemente a melhoria da qualidade do ar atmosférico da cidade.

Palavras-chave: *Tradescantia pallida*. Líquens. Qualidade do ar. Poluentes atmosféricos.

1. Licenciado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Mário Palmério – UNIFUCAMP. Especialista e Biotecnologia Ambiental pelo Centro Universitário de Maringá – UNICESUMAR. Especialista em Toxicologia e Bioquímica pela Faculdade Metropolitana do Estado de São Paulo – FAMEESP. Especialista em Biologia Celular e Molecular pelo Centro Universitário FAVENI - UNIFAVENI. Mestre e Doutor em Genética e Bioquímica pela Universidade Federal de Uberlândia – UFU. Docente e Pesquisador pelo UNIFUCAMP. cassio.1015@hotmail.com)

ABSTRACT: When it comes to air pollution, the increase in the vehicle fleet is one of the biggest problems in urban centers, as it can reduce atmospheric air quality in the long term. The city of Monte Carmelo, Minas Gerais, Brazil, experiences heavy traffic. In March 2020, as a preventive measure to prevent the spread of SARS-CoV-2, social isolation was declared in the city. Aiming to evaluate the impacts of reducing the vehicle fleet in the city, the present work aimed to evaluate the air quality of 6 neighborhoods in the city of Monte Carmelo, MG, Brazil, as well as the genotoxic capacity of atmospheric pollutants in situations of normal vehicle flow (2019) and during social isolation (2020). Under both conditions, vehicle volumetric flow was determined through direct on-site analysis. In the neighborhoods, foliose lichen cover on *Mangifera indica* trunks was determined. *Tradescantia pallida* trees were exposed to the atmospheric air present in the neighborhoods for 18 hours. The inflorescences were collected, fixed, and slides were prepared for micronucleus frequency analysis. Higher vehicle flow was observed in neighborhoods C and CJ. Low lichen coverage on *M. indica* was identified in all neighborhoods analyzed, both in the 2019 and 2020 samplings. The results of micronucleus analysis in *T. pallida* indicated genotoxic effects in all neighborhoods sampled in 2019. A reduction in the frequency of micronuclei was observed in all neighborhoods in the 2020 sampling. The results indicated that social isolation contributed to the reduction of the vehicle fleet and consequently to the improvement of the city's atmospheric air quality.

Keywords: *Tradescantia pallida*. Lichens. Air quality. Atmospheric pollutants

1. INTRODUÇÃO

Vários fatores são necessários para manter a saúde ambiental. Em destaque, o ar atmosférico representa um dos componentes abióticos mais importantes para a manutenção da vida. Controle da temperatura do planeta, clima e regime das chuvas são eventos diretamente relacionados com o ar atmosférico. Além disso, componentes presentes no ar são fundamentais nas reações bioquímicas nas plantas e nos animais, bem como toda a microbiota (Ayoade, 1998; Nelson e Cox, 2018).

Mesmo representando benefícios intrínsecos para os seres vivos, o ar atmosférico também pode influenciar na densidade populacional de diferentes espécies, uma vez que, serve de veículo para microrganismos patogênicos, bem como toxicantes ambientais (Hu et al., 2020; Geddes, 2020).

Há muito se sabe que a presença do homem no planeta tem intensificado os impactos ambientais, sendo a poluição do ar um dos assuntos mais discutidos ao que diz respeito as intervenções antropogênicas negativas ao ecossistema (Amâncio e Nascimento, 2012; Abbatt e Wang, 2019).

Segundo Amâncio e Nascimento (2012) poluentes atmosféricos, mesmo dentro dos padrões pré-estabelecidos por lei, podem causar efeitos adversos em diferentes espécies, incluindo o homem. Dentre as diferentes fontes poluidoras pontuais e difusas, destaca-se as indústrias e o tráfego de veículos movidos pela queima de combustíveis fósseis. Além disso, pesticidas, Clorofluorcarbonos (CFC) e metais pesados tem contribuído diretamente com a depressão da qualidade do ar (Tsai, 2005; Taylor et al., 2019; Grzywa-Celinska; Krusinski; Milanowski, 2020).

Dependendo do poluente ambiental e os níveis na atmosfera, diferentes impactos ambientais podem ocorrer, como degradação da camada de ozônio, intensificação do efeito estufa (Braga et al., 2002; Prananto et al., 2020) e chuva ácida. Além disso, compostos como os óxidos de enxofre (SO) e nitrogênio (NO), monóxido de carbono (CO), material particulado, hidrocarbonetos e metais pesados provenientes da queima incompleta de combustíveis fósseis, podem resultar no aumento da frequência de doenças cardiorrespiratórias, irritações nos olhos, efeitos mutagênicos e carcinogênicos, bem como eventos deletérios por intoxicação (Oliveira; Kummrow, 2008; Vardar et al., 2013; Wang et al., 2020).

Diante dos fatos apresentados, a poluição atmosférica tem sido alvo de uma grande variedade de estudos, principalmente pelas áreas toxicológicas, sendo o biomonitoramento ambiental uma valiosa ferramenta no rastreamento de poluentes ambientais, bem como seus efeitos na biota. Estudos pautados no monitoramento ambiental utiliza de estudos sistemáticos com seres vivos no ambiente (naturais ou introduzidos) ou fatores interligados a estes, que podem apresentar uma resposta ou avaliação referente a qualidade ambiental (Campos et al., 2016; Rocha et al., 2018).

Nesse sentido, o uso de bioindicadores configuram-se uma das metodologias mais adequadas para a detecção de efeitos de poluentes atmosféricos sobre organismos. Nos centros urbanos, comumente o padrão de emissão de poluentes ambientais são determinados por análises físico-químicas. No entanto, estas análises são insuficientes para expressar os danos causados em organismos expostos a longo prazo. Nesse sentido, a utilização de bioindicadores com sensibilidade a diferentes graus de poluição ambiental permite uma visão mais detalhada dos possíveis impactos ambientais proporcionados por diferentes xenobióticos atmosféricos. (Nimis; Scheidegger; Wolseley, 2000; Parviainen et al., 2019; Ramic et al., 2019).

Um dos bioindicadores mais consagrados na toxicologia ambiental no âmbito de verificação da qualidade do ar são os líquens. Líquens podem ser definidos como uma interação simbiótica mutualística entre fungos e algas ou fungos e cianobactérias (fotossimbiontes). Na relação simbiote, algas e cianobactérias fornecem açúcar (derivada da fotossíntese) e o fungo proteção estrutural e suprimento hídrico. Durante a associação ambos perdem sua individualidade morfológica e anatômica, formando uma estrutura conhecida como talo (Pilegaard, 1978; Cocchietto et al., 2002; Bagliano, 2012).

Sua aplicação em técnicas de biomonitoramento ambiental se deve a sua sensibilidade a poluição atmosférica, sendo assim, sua presença ou ausência, indicam diferentes respostas para um determinado ambiente. Enquanto sua presença indica baixos índices de poluição ambiental atmosférica, a sua ausência é indicativa de depressão da qualidade do ar. Sua estrutura morfológica e anatômica, permite a absorção de gases e aerossóis por difusão, sendo facilmente dissolvidos pela sua estrutura, o que justifica sua sensibilidade aos poluentes, que dependendo de suas características físico-químicas, podem bioacumular no simbiote e acarretar efeitos adversos (Martins-Mazzitelli et al., 2006; Malaspina et al., 2014; Ratier et al., 2018; Osyczka e Rola, 2019).

Tradescantia pallida representa outro organismo modelo comumente utilizado em técnicas de biomonitoramento ambiental. Trata-se de um dos eucariotos vegetais mais utilizados em pesquisas de mutagênese (Pereira et al., 2014).

Em *T. pallida*, um dos testes mais utilizados e padronizados em pesquisas pautadas na toxicologia ambiental, é o teste do micronúcleo (Trad-MCN), o qual permite o rastreamento da genotoxicidade induzida por xenobióticos ambientais, pela análise de biomarcadores indicativos de eventos clastogênicos ou aneugênicos. O Trad-MCN foi primeiramente proposto por Ma et al (1978) e desde então, utilizado por vários pesquisadores na análise da genotoxicidade induzida por poluentes atmosféricos (Pereira et al., 2014; Crispim et al., 2014; Sposito et al., 2017; Rocha et al., 2018), aquáticos (Campos et al., 2015; Cassanego e Droste, 2017; Aghajanya et al., 2018) e presentes no solo (Lah et al., 2008; Cesniene et al., 2017; Morais et al., 2019).

Em resumo, o Trad-MCN permite a análise de micronúcleos (MN), que são fragmentos de cromossomos ou cromossomos inteiros que por falha na segregação cromossômica se desprenderam do núcleo principal da célula. A formação de MN está diretamente relacionada por eventos clastogênicos (quebra cromossômica) ou aneugênicos

(não disjunção meiótica), causadas por exposição à agentes genotóxicos e mutagênicos (Fenech, 2000).

A cidade de Monte Carmelo, situada na região Alto Paranaíba, possui população de 47809 habitantes de acordo com o último censo demográfico em 2019 (IBGE, 2019). A economia é baseada principalmente na agricultura (café e soja) e na indústria ceramista. A cidade é conhecida na microrregião Alto Paranaíba como a capital da Telha, e em função da intensa atividade ceramista, a qualidade do ar tem sido reduzida nos últimos anos (Campos et al., 2016). Não bastasse, o crescente aumento na frota de veículos, aliado ao não investimento em transportes coletivos, tem contribuído com os impactos ambientais de origem antropogênica.

Monte Carmelo, assim como todas as demais cidades de domínio nacional, tiveram suas atividades temporariamente suspensas, em função do isolamento social como medida preventiva para conter a disseminação do Sars-Cov 2, vírus causador da COVID-19. Durante o isolamento social, uma redução na frota de veículos foi observada na cidade, podendo esse evento reduzir a emissão de poluentes atmosféricos na cidade e conseqüentemente a poluição atmosférica.

Objetivando avaliar os impactos da redução da frota de veículos na cidade, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do ar da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, bem como a capacidade genotóxica dos poluentes atmosféricos em situações de fluxo normal de veículos (antes do isolamento social) e durante a redução do fluxo de veículos (durante o isolamento social). Pesquisas pautadas em análise da qualidade ambiental atmosférica, são fundamentais em planos de mitigação ou planejamento urbano, permitindo melhorias das condições de vida da sociedade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na cidade de Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil. A cidade está situada na Região Alto Paranaíba (**Figura 1**), e apresenta população de 47809 habitantes, vivendo em uma área de 1.343 km² (IBGE, 2019). A economia local, é baseada na agropecuária, sobretudo na produção leiteira e plantio de soja e café. A escolha da cidade como local de monitoramento da qualidade do ar, se deve a atividade ceramista, sendo está a principal fonte industrial de renda da cidade. Além disso, a frota de veículos tem sido

intensificada nos últimos anos, sendo uma das causas a falta de transporte público que possa atender toda a população da cidade.

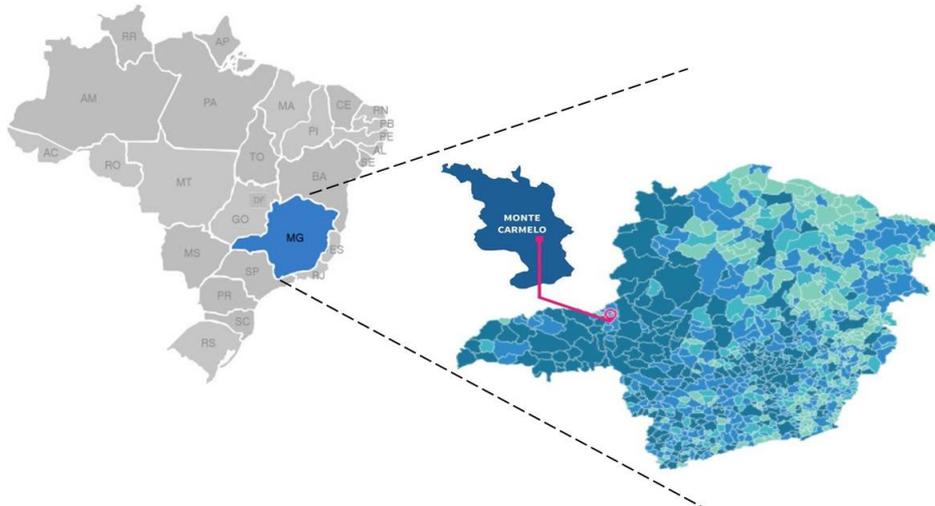


Figura 1: Cidade de coleta de dados de cobertura de Líquens.

Fonte: Google imagens.

2.2 Determinação do tráfego de veículos

No presente trabalho foi quantificado o fluxo de veículos em 6 bairros da cidade de Monte Carmelo, a saber, Cidade Jardim (CJ), Jardim Zenith (JZ), Triângulo (T), Centro (C), Bатуque (B) e Santa Rita (SR).

A determinação do tráfego de veículos foi realizada de acordo com as recomendações do Instituto de Pesquisas Rodoviárias (IPR. 2006) com adaptações. Em cada bairro foi selecionada uma via principal (trecho de 1000m) de maior tráfego de veículos e a determinação volumétrica foi feita em hora de pico (7 às 9h e 17 às 19:00h) e em horário comercial (14:00 às 15:00). Os dados foram anotados em diagrama padrão, expressando os valores em média e desvio padrão em volume de veículo por hora (Vph), seguindo a seguinte equação matemática:

$$V = \frac{N}{T}$$

Onde, V representa o volume de tráfego de veículo por hora; N , quantidade de veículos amostrado e T , o tempo de amostragem.

O monitoramento foi feito manualmente em tráfego de velocidade de fluxo livre, em zona urbana e comercial, por análise de contagem global em vias simples de mão dupla. Além disso, nesse trabalho foi classificado o tipo de veículo em seis classes, motocicletas, carros, caminhonetes/caminhonetas, vans, caminhões e ônibus.

A determinação do volume de tráfego de veículos foi feita em duas situações distintas:

- (1) Em meses de atividade comercial, escolar e industrial normal, entre os meses de março e abril de 2019, sendo a determinação do volume de tráfego de veículos por hora, feitos em 3 dias de cada semana (segunda a sexta).
- (2) Em meses de isolamento social como medida preventiva contra a disseminação do Sars-Cov-2, causador da COVID-19, entre os meses de março e abril de 2020, seguindo as mesmas abordagens de amostragem de determinação do volume de tráfego de veículos por hora.

O volume de tráfego de veículos por hora nas duas situações, foram comparadas com o objetivo de avaliar a influência do isolamento social preventivo na redução do tráfego de veículos na cidade, bem como o efeito na qualidade do ar atmosférico.

2.3 Análise de cobertura de Líquens

Levando em consideração a sensibilidade a poluentes ambientais e a estruturação dos líquens, eles podem ser classificados em três tipos principais: Crostoso (se aderem fortemente ao tronco das árvores, sendo altamente resistente a poluentes ambientais) (**Figura 2A**), folioso (apresentam sensibilidade intermediária) (**Figura 2B**) e frutificosos (extremamente sensíveis) (**Figura 2C**).

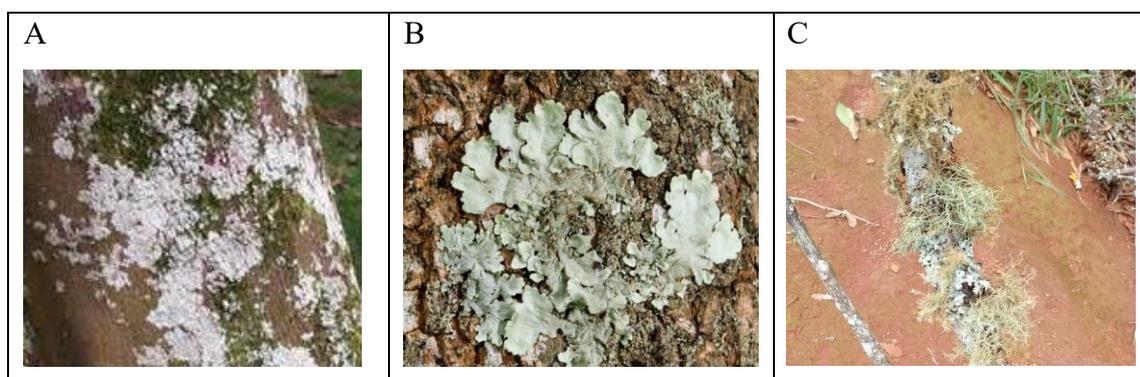


Figura 2: Tipos de líquens. Líquens crostoso (A); Líquens foliosos do gênero *Canoparmelia* (B); Líquens frutificosos (C).

Nesse trabalho foi avaliado a cobertura de líquens foliosos do gênero *Canoparmelia* aderidos em tronco de árvores de *Mangífera indica*. A escolha do gênero do líquen, bem como da espécie vegetal se deve a padronização dos dados coletados, evitando por tanto heterogeneidade por sensibilidade diferencial entre os simbioses.

A análise de cobertura de líquens foliosos, foram feitas em *M. indica* presentes nos mesmos bairros de determinação da frota de veículos (B, C, CJ, JZ, T e SR). Em cada bairro foram selecionadas 10 *M. indica*, totalizando 60 árvores amostradas. Para determinação da porcentagem de cobertura de líquens, foi utilizado uma malha de plástico quadriculada na dimensão de (40 x 40 cm) dividido em 100 quadrantes (4 x 4 cm) (**Figura 3**), onde cada quadrante representou 1% de cobertura líquênica.

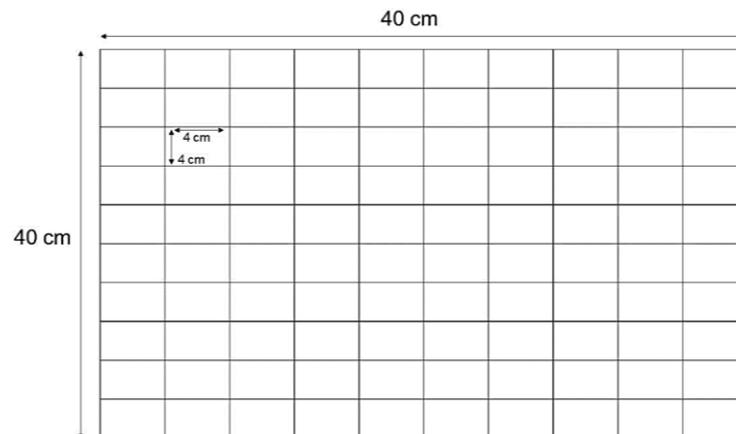


Figura 3: Representação dos quadrantes usados para levantamento da cobertura de líquens foliosos.

O tronco da *M. indica* (1,5 m de distância do solo) foi revestido com a malha de plástico, e os líquens foram contados nos quadrantes por todo o diâmetro da árvore. Foi considerado como quadrante de amostragem, aqueles cujo líquens ocuparam de 25 a 100% do quadrante.

Como grupo testemunha, foi selecionado 10 *M. indica* localizadas em área de zona rural situadas a 7 Km da cidade de Monte Carmelo (MG), devido às características do ambiente, sendo este considerado como de baixa intervenção antrópica oriunda de poluição atmosférica. O diâmetro das mangueiras foi medido e os valores foram expressos em média e desvio padrão, buscando caracterizar a população de *M. indica* amostrada.

A cobertura de líquens em *M. indica* foram avaliadas e as análises foram comparadas entre os bairros, buscando identificar a qualidade do ar atmosférico em cada bairro na cidade.

Além disso, foi feita comparação entre a taxa de cobertura de líquens nos meses de isolamento social com os meses de não isolamento social.

2.4 Teste do micronúcleo *in situ* em *Tradescantia pallida* (Trad-MCN)

2.4.1 Material biológico

Tradescantia pallida (Rose) D.R Hunt *var. purpurea* foram cultivadas em casa de vegetação no Centro Universitário Mário Palmério (UNIFUCAMP), Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil, em temperatura de 16°C noite e 26°C dia, com umidade relativa do ar de $70 \pm 10^\circ\text{C}$.

As plantas foram cultivadas em vasos rasos contendo substrato Bioplant® (Casa do Campo, Ltda, Nova Ponte, Minas Gerais, Brasil). O substrato é composto por casca de pinus, esterco bovino, serragem, fibra de coco, vermiculita, casca de arroz, cinza vegetal, gesso agrícola, carbonato de cálcio, magnésio, termofosfato magnésiano e aditivos (fertilizantes) em proporções equivalentes.

Todas as plantas foram originadas de uma única matriz, objetivando garantir a homogeneidade nos grupos de plantas submetidas a exposição ao ar atmosférico. A fertilização e a irrigação foram sistematicamente controladas, assim como a taxa de mutação espontânea do estoque de plantas na casa de vegetação. A taxa de mutação do estoque de plantas foi verificada mensalmente, não podendo exceder 2 micronúcleos (MN) em 100 tétrades analisadas.

2.4.2 Exposição das plantas

O bioensaio foi conduzido de acordo com o protocolo descrito por Ma et al (1984), com adaptação de Pereira et al (2013; 2016). Para avaliar a qualidade do ar de diferentes pontos da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, floreiras com no mínimo 20 inflorescências foram introduzidas em 12 pontos da cidade, dois pontos para cada bairro (**Tabela 1**), conforme protocolo estabelecido por Pereira et al (2013). As plantas foram inseridas nos pontos de monitoramento nos meses de março de 2019 (ausência de isolamento social) e março de 2020 (isolamento social), em experimentos independentes. Em cada experimento, *T. pallida* foram expostas por 18h (07:00 \pm 2h am às 3:00 \pm 2h am) em dias úteis.

Tabela 1. Pontos de monitoramento do ar atmosférico com *Tradescantia pallida*

Bairro	Ponto de exposição	Coordenadas geográficas
Batuque	P1	236874 e 7926739
	P2	236730 e 7926741
Centro	P1	236728 e 7927338
	P2	236618 e 7927027
Cidade Jardim	P1	235521 e 7927537
	P2	234733 e 7927773
Jardim Zenith	P1	235014 e 7926263
	P2	235023 e 7926602
Santa Rita	P1	236571 e 7929231
	P2	236495 e 7930172
Triângulo	P1	236229 e 7926957
	P2	235821 e 7926686

Durante as 18h de exposição de *T. pallida* ao ar atmosférico foi verificado os fatores climáticos, tais como umidade relativa do ar, temperatura, taxa de insolação e chuvas, haja vista que alguns destes fatores podem influenciar na frequência de micronúcleos (Pereira et al., 2013).

As floreiras foram inseridas nos locais de monitoramento em caixas de madeira (25 x 25 x 35) abertas, com sombrite na porção superior (50% de sombreamento) para evitar a insolação excessiva. As caixas de exposição foram amarradas em *M. indica* com distância de 2m do solo.

T. pallida cultivada na casa de vegetação foram usadas como controle negativo. Formaldeído na concentração de 0,2% foi utilizado como controle positivo, como descrito por Campos et al (2015).

Após a exposição, inflorescências jovens foram cortadas, coletadas e em seguida fixadas em solução carnoy (CH₃CH₂OH e CH₃COOH, na proporção de 3:1) por 24 horas e posteriormente conservadas em etanol 70% até o momento das análises.

2.4.3. Análise de microscopia

No momento das análises, as anteras foram maceradas com bastão de vidro sobre lâminas para microscopia, coradas com carmim acético, cobertas com lamínulas e aquecidas a 80°C.

A frequência de micronúcleos foi avaliada em no mínimo 5 inflorescências de cada ponto de monitoramento. Nesse sentido 10 lâminas por bairro foram preparadas para análise de frequência de MN. Em cada lâmina foram analisadas 300 tétrades, totalizando 3000 tétrades por bairro.

A análise foi realizada em microscopia óptica sob magnificação de 400 vezes (Ma *et al.*, 1994). A frequência de micronúcleos (MN) foi apresentada como número de micronúcleos em 100 tétrades analisadas.

2.5 Análise estatística

Para comparar o fluxo de veículos, as porcentagens de cobertura dos líquens presentes nas mangueiras e a frequência de MN em *T. pallida* nos diferentes locais de monitoramento, foi utilizado a análise de Variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey para comparação múltipla. Valores de $p \leq 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos.

Para comparar a frota de veículos, cobertura de líquens e frequência de MN dos locais de monitoramento antes e durante o isolamento social foi empregado o teste *U*, não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de significância $p \leq 0,05$.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente trabalho foi avaliado a qualidade do ar atmosférico da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, antes e durante o isolamento social preventivo contra a disseminação do Sars-Cov-2, por meio da análise do tráfego de veículos, cobertura de líquens foliosos e análises de frequência de MN em *T. pallida*.

Conforme apresentado na **Figura 4** os bairros de maior fluxo de veículos foram a cidade jardim (CJ – $583,66 \pm 29,02$) e o centro da cidade (C – $575,0 \pm 55,48$), seguido dos bairros do Triângulo (T - $490,33 \pm 13,65$), Batuque (B – $473,66 \pm 32,14$), Santa Rita (SR – $311,33 \pm 62,06$) e Jardim Zenith ($288,66 \pm 12,42$).

Os resultados de fluxo de veículos foram diretamente compatíveis com as atividades existentes em cada bairro. No C é observado um intenso fluxo de veículos devido ao comércio, bem como a concentração de escolas, bancos, casas lotéricas, lojas de eletrodomésticos, roupa, supermercados, restaurantes, dentre vários outros estabelecimentos comerciais, o que justifica o intenso fluxo de veículos. B, assim como C apresenta intensa concentração de comércio, sugerindo maior demanda de fluxo de veículos.

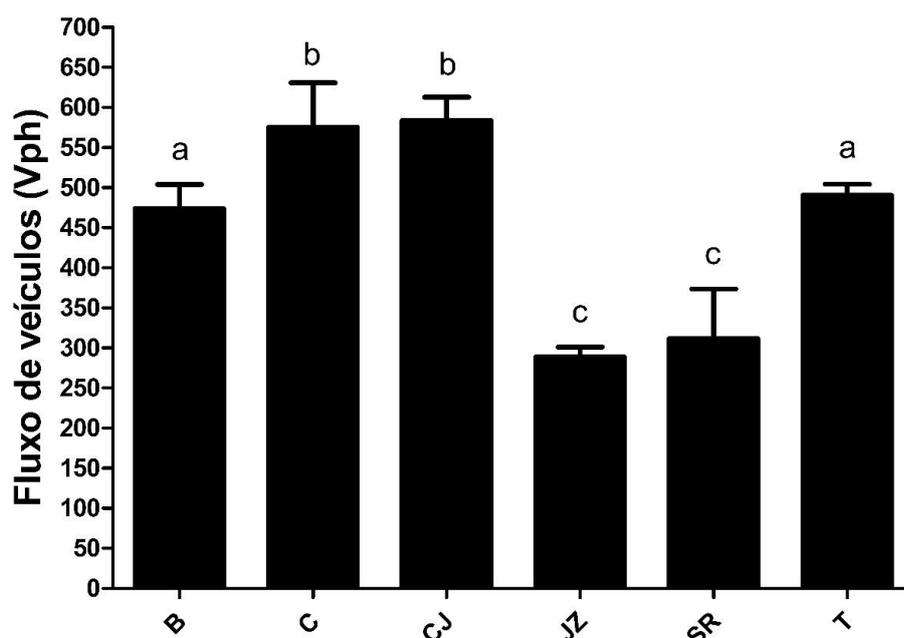


Figura 4. Determinação volumétrica do fluxo de veículos na cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, entre os meses de março e abril de 2019.

* Colunas com letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas, de acordo com o Teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

CJ, JZ, SR e T são bairros que além do comércio local, fazem conexão com a MG-190, viabilizando o fluxo de veículos. Ao analisar esses bairros, evidentemente, o bairro CJ apresentou maior fluxo de veículos, sendo a principal rota de conexão com a MG-746 que conecta Monte Carmelo com Grupiara, MG, Brasil, além da conexão com a MG-190.

A maior frota de veículos nos bairros mais afastados da periferia, sugerem baixo investimento em transporte coletivo, resultando na maior utilização de veículos automotivos para deslocamento de pessoas na cidade.

Um ano depois do monitoramento do fluxo de veículos na cidade de Monte Carmelo, o fluxo de veículos nos mesmos bairros, foram monitorados (março a abril de 2020), em momento de isolamento social como medida preventiva à disseminação do Sars-Cov 2 (**Figura 5**).

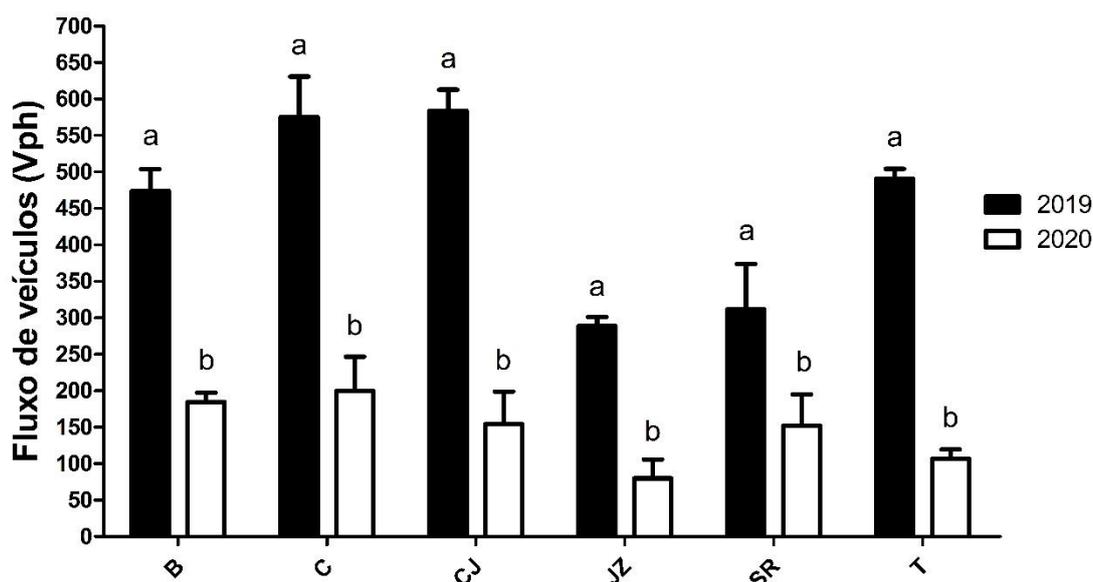


Figura 5. Comparação volumétrica do fluxo de veículos na cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil, entre os meses de março e abril de 2019 e 2020.

B: Bатуque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo.

* Colunas com letras diferentes no mesmo bairro indicam diferenças estatisticamente significativas, de acordo com o Teste não paramétrico de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$).

Foi observado redução volumétrica do fluxo de veículos em 2020 em todos os bairros quando comparado ao levantamento de fluxo de veículos de 2019, sendo verificadas diferenças estatisticamente significativas em todas as comparações ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney). Os resultados são justificados em função da redução de muitas atividades da cidade durante o isolamento social em 2020, tais como atividades escolares que foram temporariamente paralisadas ou passaram a ser realizadas por meio de plataformas digitais remotas. Os restaurantes foram interditados, funcionando somente por modalidade *delivery*. Companhias de transporte coletivo (ônibus) foram temporariamente suspensas, bem como demais estabelecimentos comerciais de natureza não emergencial.

A redução do fluxo de veículos indiretamente demonstra eficiência do Comitê de enfrentamento ao Covid-19 na cidade, sendo o comitê composto pela Prefeitura Municipal de Monte Carmelo, Vigilância Sanitária, Polícia militar, representantes do setor da saúde e do Centro Universitário Mário Palmério. Durante as primeiras semanas de março, o comitê interveio nas atividades comerciais. Além disso, muitas atividades trabalhistas passaram a funcionar na modalidade *home office*.

Veículos tais como motocicletas, carros, vans, caminhonetes, caminhonetes e ônibus reduziram o fluxo na maioria dos bairros, quando comparado os anos de 2019 (antes do isolamento social) e 2020 (durante o isolamento social) (**Tabela 2**). Vale destacar que nos bairros B, JZ, SR e T não houve redução estatisticamente significativa ($p > 0,05$, Mann-Whitney) no fluxo de caminhões, provavelmente por se tratar de transporte de cargas com caráter emergencial (alimentos e combustível) (**Tabela 2**).

Embora a determinação do fluxo de veículos seja fundamental para verificar o tráfego de veículos, bem como fornece informações relacionadas ao planejamento urbano, as análises isoladas são insuficientes para avaliar a qualidade ambiental do ar atmosférico. Nesse sentido, a análise de bioindicadores e biomarcadores configuram-se abordagens fundamentais para avaliação da qualidade do ar atmosférico.

Os bioindicadores analisados foram líquens foliosos aderidos em *M. indica*. As análises indicaram diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$, Tukey) na porcentagem de cobertura de líquens foliosos nas mangueiras em todos os bairros, quando comparado ao grupo controle (CF) (**Figura 6**).

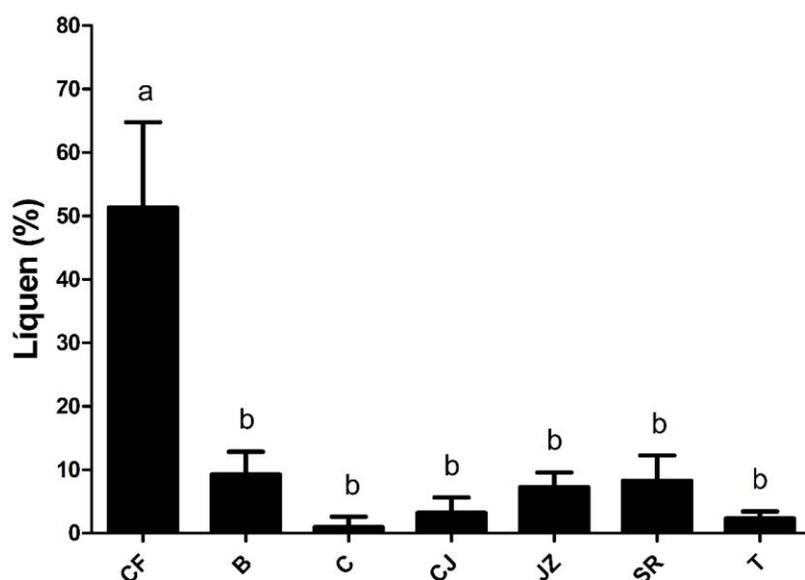


Figura 6: Cobertura de Líquens foliosos em *Mangifera indica*, localizadas em diferentes bairros na cidade de Monte Carmelo, Minas Gerais Brasil.

CF: Controle fazenda; B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo;

* Médias com letras diferentes nas colunas indicam diferença estatisticamente significativa de acordo com o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 2: Comparação do fluxo de veículos por categoria, nos anos de 2019 e 2020.

		Frequência volumétrica do Fluxo de veículos automotivos (Média ± Desvio padrão)					
		Carros	Motocicletas	CMA/CME	Vans	Caminhões	Ônibus
Bairro	Ano base						
B	2019	268,0 ± 17,08 ^a	114,0 ± 7,00 ^a	57,00 ± 7,93 ^a	19,00 ± 3,00 ^a	9,66 ± 2,88 ^a	7,00 ± 2,64 ^a
	2020	100,66 ± 25,00 ^b	42,66 ± 14,64 ^b	20,33 ± 3,05 ^b	08,00 ± 5,00 ^b	12,66 ± 4,04 ^a	0,33 ± 0,57 ^b
C	2019	261,33 ± 45,08 ^a	100,33 ± 11,59 ^a	100,33 ± 134,33 ^a	12,66 ± 1,52 ^a	95,00 ± 13,89 ^a	5,33 ± 0,57 ^a
	2020	37,00 ± 22,60 ^b	40,66 ± 19,08 ^b	43,66 ± 17,92 ^b	02,66 ± 0,57 ^b	74,33 ± 16,50 ^b	1,00 ± 1,00 ^a
CJ	2019	312,66 ± 18,09 ^a	159,66 ± 16,50 ^a	75,00 ± 15,87 ^a	08,66 ± 2,51 ^a	18,00 ± 1,73 ^a	9,66 ± 1,15 ^a
	2020	22,33 ± 2,300 ^b	50,33 ± 29,50 ^b	65,66 ± 19,21 ^a	02,33 ± 1,52 ^b	12,33 ± 7,09 ^b	1,00 ± 1,00 ^b
JZ	2019	148,33 ± 7,63 ^a	84,33 ± 12,05 ^a	40,66 ± 4,05 ^a	06,00 ± 2,64 ^a	7,00 ± 4,58 ^a	2,33 ± 0,57 ^a
	2020	22,66 ± 10,50 ^b	23,33 ± 7,57 ^b	22,33 ± 10,01 ^b	01,66 ± 1,22 ^b	9,33 ± 3,78 ^a	0,33 ± 0,57 ^a
SR	2019	146,66 ± 15,27 ^a	103,0 ± 43,09 ^a	35,00 ± 12,12 ^a	07,00 ± 2,00 ^a	10,00 ± 1,73 ^a	9,66 ± 5,03 ^a
	2020	62,66 ± 34,48 ^b	59,66 ± 18,00 ^b	15,00 ± 6,08 ^b	01,66 ± 0,57 ^b	11,33 ± 3,51 ^a	1,33 ± 0,33 ^b
T	2019	246,66 ± 2,08 ^a	195,0 ± 15,00 ^a	26,00 ± 6,55 ^a	10,00 ± 2,00 ^a	11,66 ± 2,51 ^a	1,00 ± 1,00 ^a
	2020	33,66 ± 20,55 ^b	33,33 ± 11,06 ^b	22,66 ± 9,29 ^a	01,66 ± 1,45 ^b	15,33 ± 4,04 ^a	0,00 ± 0,00 ^a

B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo; CMA/CME: Caminhoneta/caminhonete.

* Médias com letras diferentes na comparação do fluxo de veículos entre os anos de 2019 e 2020 em cada bairro indicam diferença estatisticamente significativa, de acordo com o Mann-Whitney ($p \leq 0,05$)

Em ordem, a porcentagem de líquens foliosos aderidos no tronco de *M. indica* foram de $9,25 \pm 3,56$ (B), $0,91 \pm 1,66$ (C), $3,18 \pm 2,42$ (CJ), $7,23 \pm 2,33$ (JZ), $8,25 \pm 3,97$ (SR) e $2,30 \pm 1,11$ % (T).

Ao comparar a frota de veículos e a porcentagem de cobertura de líquens, verifica-se que os valores são inversamente proporcionais. Locais de baixo fluxo de veículos (CF- dados não apresentados) apresentam mangueiras com maior porcentagem de líquens foliosos ($51,30 \pm 13,46$) (**Figura 6**), enquanto locais com intenso tráfego de veículos (**Figura 4 – Tabela 2**) apresentam baixa porcentagem de cobertura líquênica (**Figura 6**).

Em ambientes com baixos níveis de poluentes atmosféricos, observa-se uma rápida colonização de líquens em tronco de árvores. No entanto, a exposição de líquens a poluentes atmosféricos pode inibir o crescimento e o desenvolvimento do talo, alterações nos processos metabólicos e mudanças anatômicas e morfofisiológicas (Barkman 1958, Baddeley *et al.*, 1973, Schlensoed e Schroetes, 2001), podendo ainda levar a uma perda progressiva de cloroplastos, o que prejudica a simbiose, levando a morte do complexo líquênico (Barkman 1958; Moura *et al.*, 2012).

Mesmo havendo uma maior frota de veículos nos bairros C e CJ (**Figura 4**), a poluição atmosférica dos demais bairros influenciaram igualmente a cobertura de líquens foliosos em *M. indica* (**Figura 6**). Os resultados podem ser justificados devido a exposição crônica de líquens aos poluentes ambientais, expressando todo um histórico de vida de exposição.

Os resultados apresentados são concordantes com outros autores (Gonzalez e Pignata, 1999; Valencia e Ceballos 2002; Gonçalves *et al.*, 2003; Martins-Mazzitelli *et al.* 2006; Malaspina *et al.*, 2014), evidenciando a eficiência dos líquens no rastreamento de toxicantes atmosféricos, sendo por tanto, considerados excelentes bioindicadores ambientais.

Objetivando verificar o comportamento da comunidade líquênica em *M. indica* em condições de menor fluxo de veículo, o presente trabalho comparou a porcentagem de cobertura de líquens obtidas em 2019, com a análise de 2020 (durante o isolamento social). Não foi observado diferenças estatisticamente significativas na cobertura de líquens ($p > 0,05$, Mann-Whitney) foliosos quando comparado os anos de análise em nenhum dos bairros amostrados (**Figura 7**).

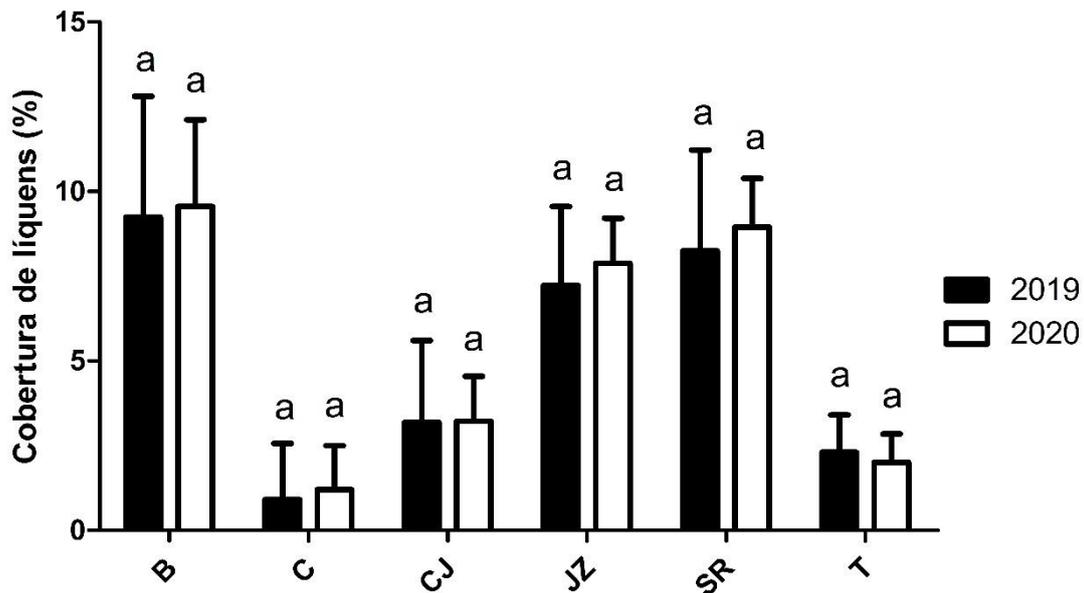


Figura 6. Cobertura de Líquens foliosos em *Mangifera indica*, localizadas em diferentes bairros na cidade de Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil entre os meses de março e abril de 2019 e 2020.

B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo.

* Colunas com letras diferentes no mesmo bairro indicam diferenças estatisticamente significativas, de acordo com o Teste não paramétrico de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$).

O crescimento de líquens em tronco de árvores é condicionado por todo um histórico de vida de exposição ao ar atmosférico e seus contaminantes. Sugerimos que o tempo de exposição de líquens ao ambiente com menor fluxo de veículos foi insuficiente para gerar uma resposta estatisticamente significativa no aumento da proliferação e consequente aumento da cobertura liquênica.

Objetivando uma análise biológica mais sensível, foi avaliado no presente trabalho o efeito da exposição do ar atmosférico em *T. pallida*, considerando como biomarcador de genotoxicidade a frequência de MN em plantas expostas ao ar atmosférico nos diferentes bairros. Adicionalmente, a frequência de MN nas amostragens de 2019 foram comparadas com as de 2020.

Em todos os bairros analisados foram observadas diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$, Tukey) na frequência de MN quando comparado ao grupo controle (**Tabela 3**).

Tabela 3. Frequência de Micronúcleos em *Tradescantia pallida* nos diferentes bairros da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil (Ano de referência 2019).

Bairros	Tétrades analisadas	Frequência de micronúcleos/100 ± DP
CN	3000	0,90 ± 0,73 ^a
CP	3000	15,0 ± 3,55 ^b
B	3000	2,70 ± 1,15 ^c
C	3000	4,50 ± 0,84 ^d
CJ	3000	3,90 ± 0,56 ^d
JZ	3000	2,60 ± 0,51 ^c
SR	3000	2,40 ± 1,07 ^c
T	3000	2,40 ± 1,64 ^c

CN: Controle negativo (*T. pallida* cultivada em casa de vegetação na UNIFUCAMP); CP: Formaldeído na concentração de 0,2%; B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo;

* Médias com letras diferentes nas colunas indicam diferença estatisticamente significativa de acordo com o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os resultados da frequência de MN apresentam correlação com o fluxo de veículos, sendo observado maior frequência de MN nas plantas expostas ao ar atmosférico dos bairros C ($4,50 \pm 0,84$) e CJ ($3,90 \pm 0,56$), os quais demonstram maior taxa volumétrica por hora de veículos (**Figura 4**).

Os resultados indicam a presença de poluentes atmosféricos com capacidade de desencadear eventos genotóxicos em células de *T. pallida* durante o desenvolvimento do grão de pólen, em todos os bairros amostrados. Sugerimos que a maior parte dos poluentes atmosféricos em Monte Carmelo são resultantes do fluxo de veículo.

Comparar a frequência de MN em diferentes estudos de biomonitoramento da qualidade do ar, trata-se de uma tarefa difícil de ser extrapolada, tendo em vista que as condições específicas climáticas, bem como os fatores relacionados ao fluxo de veículos e as atividades industriais predominantes, podem influenciar nos resultados, dificultando a comparação de dados de diferentes áreas.

No entanto, diferentes pesquisas na literatura destacam que os poluentes liberados durante a queima incompleta de combustíveis fósseis durante o tráfego de veículos apresentam relação direta com eventos genotóxicos, tais como eventos aneugênicos e/ou

clastogênicos (Isidori et al., 2003; Meireles et al., 2009; Cassanego et al., 2015; Sposito et al., 2017; Rocha et al., 2018), incluindo material particulado (Pereira et al., 2013; 2014), e uma mistura complexa de compostos orgânicos, metais e compostos secundários gerados por reações fotoquímicas (Isidori et al., 2003; Misik et al., 2011).

A muito se sabe, que uma ampla magnitude de impactos ambientais tem acompanhado o processo de evolução humana. Componentes abióticos, tais como recursos hídricos (Morais et al., 2016; Jesus et al., 2016), solo (Cesniene et al., 2017; Simonyan et al., 2018) e ar (Pereira et al., 2014) são constantemente relacionados com danos ambientais de origem antropogênica.

No que diz respeito à poluição atmosférica, a presença de poluentes ambientais em níveis suficientes, seja por exposição aguda ou crônica, pode resultar em danos adversos em organismos expostos (Amancio e Nascimento, 2012). A exposição a poluentes ambientais, como monóxido e dióxido de carbono, óxidos de enxofre e nitrogênio, metais pesados e materiais particulados estão diretamente associados a diferentes danos de interesse toxicológico, que incluem, irritação aos olhos, danos ao sistema respiratório (Briggs, 1984), eventos genotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos (Campos et al., 2016).

Nesta vertente, estudos de biomonitoramento ambiental podem contribuir diretamente com a identificação de padrões de qualidade ambiental, bem como possibilita a tomada de medidas mitigatórias para reparar os impactos ambientais de origem antropogênicas, antes que estes tomem dimensões difíceis de serem reparadas.

Um ano depois, durante o isolamento social preventivo contra a disseminação do Sars-Cov-2, a qualidade do ar atmosférico dos mesmos bairros, foram analisadas, por meio da análise da frequência de MN em *T. pallida*. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$, Tukey) na frequência de MN nas plantas expostas ao ar atmosférico dos bairros, quando comparado com o controle negativo (**Tabela 4**).

Os resultados da frequência de MN em *T. pallida* expostas ao ar atmosférico nos diferentes bairros em 2020, diferiram estatisticamente ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) quando comparado a frequência de MN na amostragem de 2019 (**Figura 8**).

Tabela 4. Frequência de Micronúcleos em *Tradescantia pallida* nos diferentes bairros da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil (Ano de referência 2020).

Bairros	Tétrades analisadas	Frequência de micronúcleos/100 ± DP
CN	3000	1,30 ± 0,48 ^a
CP	3000	13,1 ± 4,25 ^b
B	3000	1,50 ± 0,52 ^a
C	3000	1,60 ± 0,51 ^a
CJ	3000	1,30 ± 0,48 ^a
JZ	3000	0,90 ± 0,56 ^a
SR	3000	1,30 ± 0,48 ^a
T	3000	1,40 ± 1,17 ^a

CN: Controle negativo (*T. pallida* cultivada em casa de vegetação na UNIFUCAMP); CP: Formaldeído na concentração de 0,2%; B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo;

* Médias com letras diferentes nas colunas indicam diferença estatisticamente significativa de acordo com o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

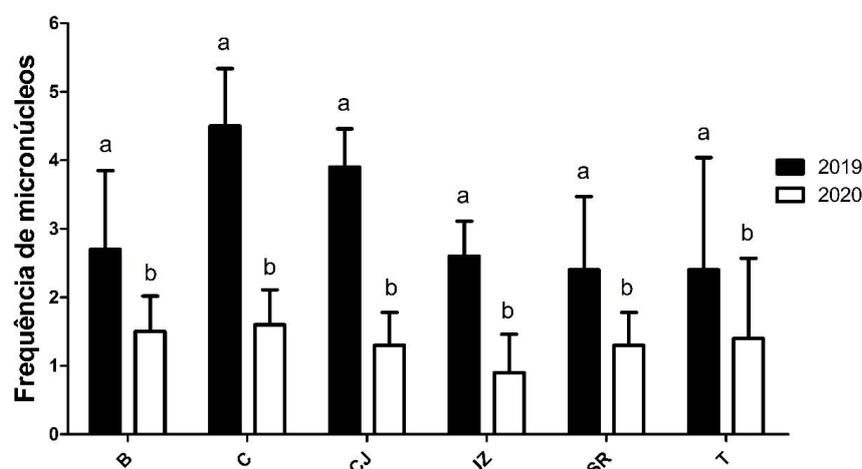


Figura 8. Comparação na frequência de Micronúcleos em *Tradescantia pallida* entre os anos de 2019 e 2020, nos diferentes bairros da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil.

B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo.

* Colunas com letras diferentes no mesmo bairro indicam diferenças estatisticamente significativas, de acordo com o Teste não paramétrico de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$).

Foi possível observar que durante o isolamento preventivo (2020) houve uma redução na frequência de MN em *T. pallida*, sugerindo uma redução da concentração de poluentes atmosféricos na cidade. Os resultados corroboram com a análise de fluxo de veículos, sendo evidente uma maior frequência de MN nos bairros nas análises de 2019 (**Figura 8**), momento em que o fluxo volumétrico de veículos nos bairros, foram mais expressivos (**Figura 5**). Paralelamente, a redução volumétrica do fluxo de veículos nos bairros em 2020 (**Figura 5**), influenciou na redução da frequência de MN em *T. pallida* (**Figura 8**).

Resultados semelhantes foram apresentados por Pereira et al (2014). Nesse trabalho foi verificado a influência da greve do transporte público na qualidade do ar atmosférico da cidade de Uberlândia, MG, Brasil, em um momento que, em função da paralisia do transporte coletivo, um aumento na frota de veículos de uso individual foi verificado, influenciando diretamente no aumento da frequência de MN em *T. pallida*. Para estes autores, o aumento na frota de veículos resultou no aumento da concentração de poluentes atmosféricos, que por sinal apresentam potencial mutagênico.

Estudos climáticos em escala mundial verificaram redução na temperatura média do planeta durante a pandemia do Covid-19, sugerindo que a redução da queima de combustíveis fosse, bem como algumas atividades industriais poderiam estar relacionadas com a redução do efeito estufa e paralelamente com a temperatura do planeta (LAL et al., 2020; NAKADA e URBAN, 2020).

Na literatura é destacado que temperaturas inferiores a 11°C, bem como alta taxa de insolação pode influenciar no aumento da frequência de MN, ultrapassando os níveis basais esperados (formação de MN por eventos espontâneos) (Pereira et al., 2013; Campos et al., 2016; Morais et al., 2019). Além disso, umidade relativa do ar baixa, pode aumentar o tempo de abertura de estômatos, influenciando na entrada de poluentes atmosféricos nos tecidos vegetais (Klumpp, 2006). Conforme apresentado na **Tabela 5** não foi observado mudanças climáticas capazes de influenciar a frequência de MN em *T. pallida*.

Os resultados na frequência de MN nos controles negativos e positivos foram compatíveis com outros trabalhos (Campos et al., 2015; Morais et al., 2019), apresentando normalidade ao Trad-MCN (**Tabelas 3-4**).

No presente trabalho, *T. pallida* demonstrou ser um excelente bioindicador de qualidade de ar atmosférico, sendo capaz a responder de maneira sensível a mudanças

repentinas da dinâmica do ar atmosférico. Com apenas 20 dias de isolamento preventivo, *T. pallida* foi capaz apresentar sensibilidade resposta compatível com a poluição atmosférica difusa proveniente da frota de veículos.

Tabela 5. Condições climáticas durante as 18 horas de exposição de *T. pallida* ao ar atmosférico nos diferentes bairros da cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil.

Data	Condições climáticas			
	Temperatura (min – max) °C	Umidade relativa (%)	Insolação (h)	Chuva (mm)
06/03/2019	20,2 – 25,6	65-75	9,7	0
20/03/2019	23,1 – 29,0	67-70	9,5	0
11/03/2020	20,0 – 23,5	69-88	8,9	0
18/03/2020	18,8 – 23,2	72-87	9,5	0

B: Batuque; C: Centro; CJ: Cidade Jardim; JZ: Jardim Zenith; SR: Santa Rita; T: Triângulo.

Por último, os autores destacam a necessidade de monitoramento contínuo do ar atmosférico, por meio de abordagens quantitativas referentes ao fluxo volumétrico de veículos, bem como pelo uso de bioindicadores e biomarcadores de qualidade do ar. Além disso, os resultados gerados permitem a adoção de estratégias de manejo de fluxo de veículos, bem como alertam para o investimento em transporte público coletivo, além da implementação e investimento em projetos de arborização nos bairros, objetivando salvaguardar a qualidade ambiental para as presentes e futuras gerações.

5. CONCLUSÃO

Os resultados apresentados nos permitem concluir que todos os bairros avaliados na cidade de Monte Carmelo, MG, Brasil estão em um intenso tráfego de veículos, principalmente o centro (C) da cidade e o bairro cidade Jardim (CJ). As análises de cobertura de líquens, bem como a frequência de MN em *T. pallida* indicam a presença de poluentes tóxicos e genotóxicos no ar atmosférico da cidade.

Comparando a análise de 2019 e 2020 podemos concluir que a redução do tráfego de veículos em função do isolamento social, foi capaz de reduzir a frequência de MN em *T. pallida*, sugerindo que a poluição difusa por meio da queima incompleta de combustíveis fósseis influencia diretamente a qualidade do ar atmosférico da cidade. Mais estudos devem ser conduzidos, objetivando avaliar os demais bairros, buscando o desenvolvimento de

medidas mitigatórias que busquem proporcionar um ambiente ecologicamente favorável para a sociedade carmelitana.

REFERÊNCIAS

ABBATT, J.P.D., WANG, C. The atmospheric chemistry of indoor environments. *Environ Sci Process Impacts*, v. 22, n. 1, p. 25-48, 2019.

AGHAJANYAN, E.A.; AVALYAN, R.E.; SIMONYAN, A.E.; ATOYANTS, A.L.; GABRIELYAN, B. K.; AROUTIOUNIAN, R.M.; KHOSROVYAN, A. Clastogenicity evaluation of water of Lake Sevan (Armenia) using *Tradescantia* micronucleus assay. *Chemosphere*. 209, 1-6, 2018.

AMANCIO, C.T.; NASIMENTO, L.F.C. Asma e poluentes ambientais: Um estudo de series temporais. *Revista da Associação Médica*, v. 58, p. 302-307, 2012.

AYOADE, J.O. Introdução a climatologia para os trópicos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 332 p, 1998.

BADDELEY, M.S., FERRY, B.W., FINEGAN, E.J. Sulphur dioxide and respiration in lichens. In: B.W. Ferry, M.S. Baddeley & D.L. Hawksworth (eds.). *Air Pollution and Lichens*. The Athlone Press, London, pp. 299-313, 1973.

BAGLIANO, Roger Vinicius. Líquens e suas utilizações como indicadores ambientais. Portal Educação, 2012. Disponível em: <<https://www.portaleducacao.com.br/conteudo/artigos/biologia/liquens-e-suas-utilizacoes-como-indicadores-ambientais/15828>>. Acesso em: 06 de maio de 2020.

BARKMAN, J.J. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen, 2 ed., 628p, 1958.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L. de; VERAS JUNIOR, M.S. O meio atmosférico. In: *Introdução a Engenharia Ambiental*. São Paulo: Editora Printice Hall. p.169-214, 2002.

BRIGGS, W.S. *Applied Industrial Catalysis*. Academic Press: Orlando, 316p, 1984.

CAMPOS, C.F.; JÚNIOR, E.O.C.; SOUTO, H.N.; SOUSA, E.F.; PEREIRA, B.B. Biomonitoring of the environmental genotoxic potential of emissions from a complex of ceramic industries in Monte Carmelo, Minas Gerais, Brazil, using *Tradescantia pallida*. *Jornal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 1, n. 1, p. 1-6, 2016.

CAMPOS, C.F.; PEREIRA, B.B.; CAMPOS-JUNIOR, E.O.; SOUSA, E.F.; SOUTO, H.N.; MORELLI, S. Genotoxic evaluation of the River Paranaíba hydrographic basin in Monte Carmelo, MG, Brazil, by the *Tradescantia* micronucleus. *Genet Mol Biol*, 38, 507-512, 2015.

MORAIS, C.R

CASSANEGO, M.B.; DROSTE, A. Assessing the spatial pattern of a river water quality in southern Brazil by multivariate analysis of biological and chemical indicators. *Braz J Biol.* 77, 118-126, 2017.

CESNIENE, T.; KLEIZAITE, V.; BONDZINSKAITE, S.; TARASKEVICIUS, R.; ZVINGILA, D.; SIUKSTA, R.; RANCELIS, V. Metal bioaccumulation and mutagenesis in a *Tradescantia* clone following long-term exposure to soils from urban industrial areas and closed landfills. *Mutat Res.* 823, 65-72, 2017.

COCCHIETTO, M.; SKERT, N.; NIMIS, P. L.; SAVA, G. A review on usnic acid, an interesting natural compound. *Naturwissenschaften*, New York, v. 89, n. 4, p. 137-146, 2002.

CRISPIM, B.A.; SPOSITO, J.C.; MUSSURY, R.M.; SENO, L.O.; GRISOLIA, A.B. Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt cv. purpúrea. *An Acad Bras Cienc.* 86, 1899-1906, 2014.

FENECH, M. The in vitro micronucleus technique. *Mutat Res.* 455, 1-2, 81-95, 2000.

GEDDES, D. The history of respiratory disease management. *Medicine (Abingdon)*, v. 48, n. 4, p. 239-243, 2020.

GONÇALVES, V. F. et al., Utilização de Líquens como Bioindicadores da Qualidade Atmosférica, 2003.

GONZALEZ, C.M.; PIGNATA, M.L. The influence of air pollution on soluble proteins, chlorophyll degradation, MDA, sulfur and heavy metals in a transplanted lichen. *Chemistry and Ecology*, v. 60, p. 113-143, 1999.

GRZYWA-CELINSKA, A.; KRUSINSKI, A.; MILANOWSKI, J. “Somoging Kills” - Effects of air pollution on human respiratory system. *Ann Agric Environ Med*, v. 27, n.1, p. 1-5, 2020.

HU, C.; SHENG, X.; LI, Y.; XIA, W.; ZHANG, B.; CHEN, X.; XING, Y.; LI, X.; LIU, H.; SUN, X.; XU, S. Effects of prenatal exposure to particulate air pollution on newborn mitochondrial DNA copy number. *Chemosphere*, v. 253, p. 126592, 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2019. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2019/estimativa_dou_2019_2019_0913.pdf. Acesso em: 01/03/2020.

Instituto de Pesquisas Rodoviárias (IPR). Departamento Nacional de Infra-estrutura de Transportes (DNIT). Manual de Estudos de Tráfego. Rio de Janeiro - RJ: Instituto de Pesquisas Rodoviárias, 2006. 384 p. Disponível em: http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/7724/1/PB_COENC_2016_2_09.pdf. Acesso: 12/05/2020.

ISIDORI, M.; FERRARA, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. *In situ* monitoring of urbana air in Southern Italy with the *Tradescantia* micronucleus bioassays and semipermeable membrane devices (SPMDs). *Chemosphere*, v. 52, p. 121-126, 2003.

LAL, P.; KUMAR, A.; KUMAR, S.; KUMARI, S.; SAIKIA, P.; DAYANANDAN, A.; ADHIKARI, D.; KHAN, M.L. The dark cloud with a silver lining: Assessing the impact of the SARS COVID-19 pandemic on the global environment. *Sci Total Environ*, v. 732, p. 139297, 2020.

JESUS, I. S.; CESTARI, M. M.; BEZERRA MDE, A.; AFFONSO, P. R. Genotoxicity Effects in Freshwater Fish from a Brazilian Impacted River. *Bull. Environ Contam Toxicol*, v. 96, p. 490-5, 2016.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; CALATAYUD, V.; GARREC, J.P.; HE, S.; PENUELAS, J.; RIBAS, A.; RO-POULSEN, H.; RASMUSSEN, S.; SANZ, M.J.; VERGNE, P. *Tradescantia* micronucleus test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. *Environ. Pollut. V.* 139, p, 515-522, 2006.

LAH, B.; VIDIC, T.; GLASENCNIK, E.; CEPELJNIK, T.; GORJANC, G.; MARINSEK-LOGAR, R. Genotoxicity evaluation of water soil leachates by Ames test, comet assay, and preliminary *Tradescantia* micronucleus assay. *Environ Monit Assess.* 139, 1-3, 107-118, 2008.

MA, T.; SPARROW, A.; SCHAIRER, L.; NAUMAN, A. Effect of 1,2-dibromoethane (DBE) on meiotic chromosomes of *Tradescantia*. *Mutat Res.*, 58, 251-258, 1978.

MA, T.H.; CABRERA, G.L.; CHEN, R.; GILL, B.S.; SANDHU, S.S.; VANDENBERG, A.L.; SALAMONE, M.F. *Tradescantia* micronucleus bioassay. *Mutat. Res.* 310, 221-230, 1994.

MALASPINA, P.; TIXI, S.; BRUNIALTI, G.; FRATI, L.; PAOLI, L.; GIORDANI, P.; MODENESI, P.; LOPPI, S. Biomonitoring urban air pollution using transplanted lichens: element concentrations across seasons. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, p. 12836-12842, 2014.

MARTINS - MAZZITELLI, S.M. A., MOTA FILHO, F.O., PEREIRA, E.C., FIGUEIRA, R. 2006. Utilização de líquens no biomonitoramento da qualidade do ar. In: L. Xavier Filho, M.E. Legaz, C.V. Córdoba & Pereira, E.C. (eds.). *Biologia de Líquens*. v. 3, 4 ed. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro, pp. 101-133.

MEIRELES, J.; ROCHA, R.; NETO, A.C.; CERQUEIRA, E. Genotoxic effects of vehicle traffic pollution as evaluated by micronuclei test in *Tradescantia* (Trad-MCN), *Mutation Research*, v. 675, p. 46-50, 2009.

ROCHA, A.D.N.; CANDIDO, L.S.; PEREIRA, J.G.; SILVA, C.A.M.; DA SILVA, S.V.; MUSSURY, R.M. Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). *Environ Pollut*, v. 240, p. 440-447, 2018.

MISSIK, M.; MA, T.H.; NERSESYAN, A.; MONARCA, S.; KIM, J.K.; KNASMUELLER, S. Micronucleus assays with *Tradescantia* pollen tetrads: an update. *Mutagenesis*, v. 26, p. 215-221, 2011.

MORAIS, C.R

MORAIS, C.R.; PEREIRA, B.B.; SOUSA, P.C.A.; SANTOS, V.S.V.; CAMPOS, C.F.; CARVALHO, S.M.; SPANÓ, M.A.; REZENDE, A.A.A.; BONETTI, A.M. Evaluation of the genotoxicity of neurotoxic insecticides using the micronucleus test in *Tradescantia pallida*, v. 227, p. 371-380, 2019.

MORAIS, C.R.; BONETTI, A.M.; CARVALHO, S.M.; REZENDE, A. A.A.; ARAUJO, G.R.; SPANÓ, M.A. Assessment of the mutagenic, recombinogenic and carcinogenic potential of fipronil insecticide in somatic cells of *Drosophila melanogaster*. *Chemosphere* (Oxford), v. 165, p. 342-351, 2016.

MOURA, J, M., FERNANDES, A, T., SILVA, J, C.. Utilização de Líquens como Bioindicadores de Poluição Atmosférica na Cidade de Cuiabá – MT. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Goiânia/GO – 19 a 22/11/2012

NAKADA, L.Y.K. Urban, R. C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial lockdown in Sao Paulo state, Brazil. *Sci Total Environ*, v. 730, p. 139087, 2020.

NELSON, D.L.; COX, M.M. Princípios de Bioquímica de Lehninger. Porto Alegre: Artmed, 2018, 7. ed. 1312p.

NIMIS, P.L.; C.; SCHEIDEGGER; WOLSELEY, P.A. Monitoring with lichens – Monitoring Lichens: IV. *Earth and Environmental Sciences*, v. 7, p. 1-405, 2002.

OSYCZKA, P.; ROLA, K. Integrity of lichen cell membranes as an indicator of heavy-metal pollution levels in soil. *Ecotoxicol Environ Saf*, v. 174, p. 26-34, 2019.

OLIVEIRA, D. P.; KUMMROW, F. Poluentes da atmosfera. In: OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. Fundamentos de Toxicologia. 3ª ed. São Paulo: Editora Atheneu, 2008, p. 143-164.

PARVIAINEN, A.; CASARES-PORCEL, M.; MARCHESI, C.; GARRIDO, C.J. Lichens as a spatial record of metal air pollution in the industrialized city of Huelva (SW Spain). *Environ Pollut*, v. 253, p. 918-929, 2019.

PEREIRA, B.B.; CAMPOS JÚNIOR, E.O.; MORELLI, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia* micronucleus assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 87, p. 17-22, 2013.

PEREIRA, B.B.; CAMPOS, E.O.; LIMA, E.A.; BARROZO, M.A.; MORELLI, S. Biomonitoring air quality during and after a public transportation strike in the center of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil by *Tradescantia* micronucleus bioassay. *Environ Sci Pollut Res Int*. 21, 3680-3685, 2014.

PEREIRA, B.B.; CUNHA, P.B.; SILVA, G.G.; JÚNIOR, E.O.C.; MORELLI, S.M.; FILHO, C.A.V.; LIMA, E.A.P.; BARROZO, M.A. Integrated monitoring for environmental health impact assessment related to the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil. *V. 24, n. 3*, p. 2572-2577, 2016.

PILEGAARD, K. Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. *Environ Pollut.*, 17:81-91, 1978.

PRANANTO, J.A.; MINASNY, B.; COMEAU, L.P.; GRACE, P. Drainage increases CO₂ and N₂O emissions from tropical peat soils. *Glob Chang Biol.*

RAMIC, E.; HUREMOVIC, J.; MUHIC-SARAC, T.; DUG, S.; ZERO, S.; OLOVCIC, A. Biomonitoring of Air Pollution in Bosnia and Herzegovina Using Epiphytic Lichen Hypogymnia physodes. *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 102, n. 6, p. 763-769, 2019.

RATIER, A.; DRON, J.; REVENKO, G.; AUSTRUY, A.; DAUPHIN, C. E.; CHASPOUL, F.; WAFO, E. Characterization of atmospheric emission sources in lichen from metal and organic contaminant patterns. *Environ Sci Pollut Res Int*, v. 25, n. 9, p. 8364-8376, 2018.

ROCHA, A.D.N.; CANDIDO, L.S.; PEREIRA, J.G.; SILVA, C.A.M.; SILVA, S.V.; MUSSURY, R.M. Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). *Environ Pollut.* 240, 440-447, 2018.

SCHLENSOD, M., SCHROETES, B. 2001. A new method for the accurate in situ monitoring of chlorophyll a fluorescence in lichens and bryophytes. *The Lichenologist* 33: 443- 452.

SIMONYAN, A.; HOVHANNISYAN, G.; SARGSYAN, A.; ARAKELYAN, M.; MINASYAN, S.; AROUTIOUNIAN, R. DNA damage and micronuclei in parthenogenetic and bisexual *Darevskia* rock lizards from the areas with different levels of soil pollution, *Ecotoxicol Environ Saf.* v. 154, p. 13-18, 2018.

SPOSITO, J.C.V.; CRISPIM, B.D.A.; ROMAN, A.I.; MUSSURY, R.M.; PEREIRA, J.G.; SENO, L.O.; GRISOLIA, A.B. Evaluation the urban atmospheric conditions in different cities using comet and micronuclei assay in *Tradescantia pallida*. *Chemosphere.* 175, 108-113, 2017.

TAYOUR, C.; RITZ, B.; LANGHOLZ, B.; MILLS, P.K.; WU, A.; WILSON, J.P.; SHAHABI, K.; COCKBURN, M. A case-control study of breast cancer risk and ambient exposure to pesticides. *Environ Epidemiol*, v. 3, n. 5, p. e0170, 2019.

TSAI, W.T. An overview of environmental hazards and exposure risk of hydrofluorocarbons (HFCs). *Chemosphere*, v. 61, n. 11, p. 1539-1547, 2005.

VALENCIA, M.C., CEBALLOS, J.A. Hongos liquenizados. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, v.8, 220p, 2002.

VARDAR, C.; BASARAN, E.; CANSARAN-DUMAN, D.; ARAS, S. Air-quality biomonitoring assessment of genotoxicity of air pollution in the Province of Kaysen (Central Anatolia) by use of the lichen *Pseudeverniafurfuracea* (L.) Zopf and amplified fragment-length polymorphism markers. *Mutation Research*, v. 759, p. 43-50, 2014.

WANG, Y.; KONG, L.; WU, T.; TANG, M. Urban particulate matter disturbs the equilibrium of mitochondrial dynamics and biogenesis in human vascular endothelial cells. *Environ Pollut*, v. 264, p. 114639, 2020.