

Universidade Federal da Grande Dourados- UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais- FCBA
Programa de Pós Graduação em
Biodiversidade e Meio Ambiente- PPGBMA

Avaliação da poluição do ar com base nos aspectos anatômicos foliares e genotóxicos em *Tradescantia pallida* (Rose) D.R Hunt var. Purpúrea

Talita Daiane Bernardo Soares

Dourados – MS
Março/2022

Universidade Federal da Grande Dourados- UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais- FCBA
Programa de Pós Graduação em
Biodiversidade e Meio Ambiente- PPGBMA

Talita Daiane Bernardo Soares

AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DO AR COM BASE NOS ASPECTOS ANATÔMICOS FOLIARES
E GENOTÓXICOS EM *Tradescantia pallida* (Rose) D.R Hunt var. purpúrea

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE.

Área de Concentração: Conservação dos Recursos Naturais

Orientadora: Dr^a. Rosilda Mara Mussury Franco Silva

Dourados – MS
Março/2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

676a	<p data-bbox="724 1218 1066 1245">Soares, Talita Daiane Bernardo.</p> <p data-bbox="536 1279 1262 1397">Avaliação da poluição do ar com base nos aspectos anatômicos foliares e mutagênicos em <i>Tradescantia pallida</i> (Rose) D.R Hunt var. purpúrea. / Talita Daiane Bernardo Soares. – Dourados, MS : UFGD, 2022.</p> <p data-bbox="536 1435 1257 1520">Orientadora: Prof. Rosilda Mara Mussury Franco Silva. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente)– Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p data-bbox="536 1588 1126 1644">1. Trapoeraba-roxa. 2. Epiderme foliar. 3. Micronúcleo. 4. Sazonalidade climática. I. Título.</p> <p data-bbox="1078 1682 1134 1709">676a.</p>
------	---

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.


©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

“AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DO AR COM BASE NOS ASPECTOS
ANATÔMICOS FOLIARES E GENOTÓXICOS EM *Tradescantia pallida* (ROSE)
D.R HUNT VAR. PURPÚREA”

POR

TALITA DAIANE BERNARDO SOARES

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE
DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS EXIGIDOS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO
AMBIENTE -ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: “CONSERVAÇÃO DOS
RECURSOS NATURAIS”.



PROF.^a DR.^a ROSILDA MARA MUSSURY
FRANCO SILVA ORIENTADORA – UFGD



PROF.^a DR.^a ALINE DO NASCIMENTO
ROCHA MEMBRO TITULAR – UFGD



PROF.^a DR.^a ELIANA APARECIDA
FERREIRA MEMBRO TITULAR
UEMS

Aprovada em 08 de março de 2022.

“Dedico aos meus pais, fonte de amor, inspiração e motivação. Razões de tudo que sonho e almejo conquistar. Sempre foi por Eles e para Eles”.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por seu infinito amor e misericórdia, por guiar meus passos ao longo dessa trajetória que se encerra. Obrigada Senhor, por ser a luz da minha vida, eu sei que sempre esteve presente em cada detalhe!

Aos meus pais Israel e Eliene, por serem minha base, meu alicerce, meu ponto de equilíbrio, sempre mostrarem a importância dos estudos e não medirem esforços para que este sonho se tornasse realidade. A minha amada mãe pelas palavras de apoio, sua fé inabalável, mesmo em meio aos desafios da vida, enfrentando o diagnóstico e tratamento do Câncer, sempre me motivou, acreditou na minha capacidade muito mais que eu e com suas palavras amorosas me dizia em dias de inquietude e ansiedade: “Calma, Deus está cuidando de tudo, confie!”. Ao meu pai que por diversas vezes foi meu parceiro na realização das coletas e sempre esteve pronto a me auxiliar e apoiar em cada etapa. Agradeço por todos incentivos, amor e cuidado e ininterruptamente estarem ao meu lado me encorajando e dando força na caminhada.

A minha irmã, Tainara e sobrinhos Benjamin e Yasmin por serem sinônimos de motivação, amor e apoio.

A minha querida orientadora Mara Mussury, que me recebeu de braços abertos, acolheu e conduziu com toda paciência, carinho, compreensão e sensibilidade nos momentos precisos. Obrigada pela dedicação, confiança, apoio, empenho e todos os ensinamentos.

Aos parceiros de coleta, Luan Santos, Eco Damasceno, Taiane Oliveira e Vitória Obelar pelo companheirismo nas viagens, amostragens e monitoramento. Em especial, para Taiane Oliveira, pela companhia, motivação em dias de desânimo, risadas, aventuras, perrengues, amizade e carinho.

Aos motoristas do setor de Transportes da UFGD, os quais foram grandes companheiros nas coletas por todo auxílio e paciência. A minha querida Jucimeire, pela pessoa incrível que é, pela ajuda, suporte, amizade e parceria.

Aos membros da banca, tanto de qualificação como defesa pela presença e apoio. A Aline Nascimento Rocha pelas dicas, sugestões, disponibilidade e ajuda nos testes anatômicos e mutagênicos. A Eliana Aparecida Ferreira e Juliana Carrijo pelas contribuições necessárias para o incremento desta pesquisa.

A todo corpo docente da Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente, pelos ensinamentos, conhecimentos e contribuição para minha aprendizagem tanto científica como pessoal.

Ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente, à Capes, à Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais à Universidade Federal da Grande Dourados, UFGD, pela oportunidade de realização deste curso.

A todos que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste sonho,

Muito Obrigada!

“A natureza criou o tapete sem fim que recobre a superfície da terra. Dentro da pelagem desse tapete vivem todos os animais, respeitosamente. Nenhum o estraga, nenhum o rói, exceto o homem.”

(Monteiro Lobato).

RESUMO

A poluição atmosférica acarreta inúmeros danos aos ecossistemas e a saúde pública, sendo uns dos grandes desafios para gestão de monitoramento da qualidade do ar. O uso do bioindicador vegetal *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt tem demonstrado excelentes resultados sobre o efeito dos contaminantes aéreos em ambientes urbanos, complementando métodos convencionais. O objetivo desse trabalho consistiu em avaliar a qualidade do ar na região do Vale do Ivinhema Sudeste do Estado do Mato Grosso do Sul por meio de análises citogenéticas e foliares. Os testes de biomonitoramento foram realizados mensalmente durante o verão, outono, inverno e primavera de 2021 em três municípios: Angélica, Ivinhema e Nova Andradina. Em cada cidade foi coletado e realizado testes amostrais de bioensaio (TRAD-MCN), análise estomática foliar, avaliação da influência do fluxo veicular e das variáveis ambientais como altitude, temperatura (°C), umidade relativa do ar (UR) e dados pluviométricos (mm) em áreas com diferentes intensidades veiculares. Os resultados mostraram interação entre fluxo veicular e danos genotóxicos principalmente em períodos de menor temperatura e umidade relativa do ar em cidades com fluxo motorizado elevado. Em comparação a análise foliar apresentou relação inversamente proporcional entre índice estomático (IE) e tráfego. Foram registrados diminuição do número de estômatos e de células epidérmicas em áreas com elevada densidade automobilística. Os resultados sugerem que características genéticas e anatômicas de vegetais expostos em ambientes degradados são atributos mensuráveis para o biomonitoramento da qualidade atmosférica em regiões urbanizadas, inferindo relação com o bem-estar humano. O desenvolvimento deste estudo visa contribuir para análise da poluição atmosférica na região do Vale do Ivinhema, fornecendo dados das regiões mais afetadas e de risco para população, por meio do mapeamento das áreas mais poluídas de modo à promover e colaborar com divulgação dos dados relativos ao monitoramento da condição atmosférica à comunidade.

Palavras-chave: Trapoeraba- roxa; Epiderme foliar; Micronúcleo; Sazonalidade climática.

ABSTRACT

Atmospheric pollution causes numerous damages to ecosystems and public health, being one of the great challenges for air quality monitoring management. The use of the plant bioindicator *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt has shown excellent results on the effect of airborne contaminants in urban environments, complementing conventional methods. The objective of this work was to evaluate the air quality in the region of Vale do Ivinhema Southeast of the State of Mato Grosso do Sul through cytogenetic and foliar analysis. Biomonitoring tests were carried out monthly during the summer, autumn, winter and spring of 2021 in three municipalities: Angélica, Ivinhema and Nova Andradina. In each municipality, sample bioassay tests (TRAD-MCN), leaf stomatal analysis, evaluation of the influence of vehicular flow and environmental variables such as altitude, temperature (°C), relative humidity (RH) and rainfall data were collected and performed. (mm) in areas with different vehicular intensities. The results showed interaction between vehicular flow and genotoxic damage mainly in periods of lower temperature and relative humidity in cities with high motorized flow. In comparison, leaf analysis showed an inversely proportional relationship between stomatal index (IE) and traffic. Decreased numbers of stomata and epidermal cells were recorded in areas with high automobile density. The results suggest that genetic and anatomical characteristics of plants exposed to degraded environments are measurable attributes for the biomonitoring of atmospheric quality in urbanized regions, inferring a relationship with human well-being. The development of this study aims to contribute to the analysis of atmospheric pollution in the region of Vale do Ivinhema, providing data from the most affected and at risk regions for the population, through the mapping of the most polluted areas in order to collaborate and promote in the dissemination of data related to the monitoring the atmospheric condition of the community.

Keywords: Purple trapoeraba; Leaf epidermis; Micronucleus; Seasonality climate.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
REVISÃO DE LITERATURA	12
<i>Poluição atmosférica</i>	12
<i>Biomonitoramento</i>	15
<i>Bioindicadores Vegetais</i>	16
<i>Teste de Micronúcleo</i>	18
<i>Influência dos poluentes nas plantas</i>	20
<i>Tradescantia pallida</i>	21
OBJETIVOS	23
<i>Objetivo Geral</i>	23
<i>Objetivos específicos</i>	23
REFERÊNCIAS	24

EVALUATION THE URBAN ATMOSPHERIC CONDITIONS USING MICRONUCLEI ASSAY STOMATAL INDEX IN *Tradescantia pallida*

INTRODUCTION	38
MATERIALS AND METHODS	40
<i>Study Area</i>	40
<i>Test Procedures (TRAD-MCN)</i>	40
<i>Stomatal Anatomical Analysis</i>	41
<i>Analysis of Vehicle Flow in Cities with Low and High Flow and Environmental Variables</i>	41
<i>Mapping of the Evaluated Areas</i>	42
<i>Statistical Analysis</i>	42
RESULTS	42
<i>Mutagenicity and Micronuclei (MCN)</i>	42
<i>Leaf Epidermal Characteristics</i>	44
<i>Environmental Variables, Micronuclei, and Stomata</i>	44
<i>Mapping the Risk Areas</i>	46
DISCUSSION	47
CONCLUSIONS	49
REFERENCES	49

INTRODUÇÃO

O crescente número de automóveis em circulação e a exposição prolongada à misturas complexas de contaminantes atmosféricos, interligados com fatores ambientais, como temperaturas amenas e menor umidade relativa do ar são riscos potenciais ao bem-estar humano (LIU et al., 2020), além de, influenciarem diretamente e indiretamente na fauna e flora, podendo potencializar alterações climáticas (KNIPPERTZ et al., 2015).

As principais ameaças relacionadas à saúde pública compreendem ao aumento de doenças respiratórias, pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), (BURNETT et al., 2014; CHEN et al., 2019), cardiovasculares (CHUANG et al., 2011), neurológicas (BABADJOUNI et al., 2017; GUXENS et al., 2019) e cancerígenas (SAKHVIDI et al., 2020) em muitos países e regiões do mundo.

Diante desse cenário, evidências apontam a monocotiledônea *Tradescantia pallida* var purpúrea D.R. Hunt, família Commelinaceae, tipicamente encontrada em países tropicais, como excelente bioindicadora atmosférica (CASSANEGO et al., 2015; COSTA et al., 2018), apresentando respostas à substâncias tóxicas, as quais variam de acordo com as condições sazonais ambientais (PLACÊNCIA et al., 2019; KHOSROVYAN et al., 2022). Exposições passivas com essa espécie, utilizando técnicas mutagênicas e anatômicas foliares propiciam resultados concisos e confiáveis para aferição da poluição do ar, através de uma abordagem prática *in situ* no controle da emissão de poluentes veiculares em áreas urbanizadas (SPÓSITO et al., 2017; ROCHA, et al., 2018).

O território de Mato Grosso do Sul é uma importante região agrícola brasileira com altos picos de poluentes. O estado possui fronteira com países como Bolívia e o Paraguai, além de possuir divisas territoriais com diversos estados, como Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Paraná e São Paulo. Uma das principais causas que favorecem o aumento de contaminantes atmosféricos em seu perímetro é o crescente índice de frota veicular ao longo das rodovias e vias urbanas, sendo categorizados mais de 1,5 milhões de veículos, tanto de passeios (carros e motos) assim como de cargas (caminhões e ônibus) (IBGE, 2018).

Estudos realizados em algumas cidades do Estado Sul-mato-grossense, na mesorregião Sudoeste do estado (ROCHA et al., 2018), microrregião de Dourados (CRISPIM et al., 2012 e 2014; ROMAN et al., 2015), região da grande Dourados (SPÓSITO et al., 2017), e região de Bodoquena (ROCHA; MUSSURY, 2020; SALGUEIRO et al., 2021), mostraram a influência de substâncias tóxicas associadas com alto tráfego motorizado e condições meteorológicas na indução de danos genéticos e anatômicos foliares em *T. pallida*, apontando a aplicabilidade

dessa metodologia na avaliação da qualidade do ar e suas implicações contrárias no ser humano.

Visando ampliar o mapeamento de áreas com altos picos de poluentes, destaca-se o Vale do Ivinhema, localizado no Sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul. Essa região é uma importante rota de expansão agroindustrial e pecuária do Centro-Oeste brasileiro, voltado na produção e cultivo de cana-de-açúcar, grãos, criação bovina, frigoríficos, laticínios, curtumes e feccularia, com grande influência na economia do Brasil (CGMA, 2015; IBGE, 2018). Entretanto, o grande desenvolvimento econômico da região está gradativamente afetando a qualidade atmosférica, em decorrência do aumento de gases provenientes da queima de combustível fóssil, relacionados com intensa frota logística para escoamento da produção ao longo de suas vias urbanas e rodoviárias, que conectam diversos municípios a grandes centros consumidores do país possuindo importante aporte de capital nacional e internacional.

Nesse contexto, considerando que o transporte rodoviário é a principal via de escoamento da produção brasileira e que o Mato Grosso do Sul é majoritariamente um estado em expansão agrícola, o presente estudo fundamenta-se no biomonitoramento da qualidade do ar por meio do bioensaio (TRAD-MCN) e aspectos estomáticos foliares em *T. pallida* em três cidades pertencentes a região do Vale do Ivinhema, MS (Brasil), avaliando os possíveis riscos à saúde humana e biodiversidade local, e assim fornecendo dados de saúde pública.

REVISÃO DE LITERATURA

Poluição atmosférica

A emissão de gases poluentes na atmosfera é ampla podendo ocorrer tanto por ação natural como antrópica. As fontes emissoras antrópicas se classificam em móveis (caracterizada por fontes veiculares) e estacionárias (provenientes de atividades industriais) (CETESB, 2018). Contudo, o principal agente responsável pelo aumento e incidência de substâncias tóxicas em áreas urbanas é o volume de automóveis, como carros, ônibus, caminhões e motos circundantes, os quais liberam altas concentrações de partículas em suspensão aéreas (ZHOU et al., 2019).

De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2018), resolução nº 491 de 2018, considera-se poluente atmosférico:

“Qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora ou

prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade” (CONAMA, 2018).

Esses poluentes podem ser classificados como primários que são emitidos diretamente pela fonte de emissão ou secundários, provenientes de reações químicas entre poluentes primários e componentes naturais da atmosfera (CETESB, 2018).

Substâncias tóxicas como dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO), ozônio (O₃), monóxido de carbono (CO), materiais particulados (MP) e compostos orgânicos como benzeno (C₆H₆) ou hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) são alvo de preocupação devido sua concentração no ar (KLUMPP et al., 2001; 2006). Dentre esses poluentes, o material particulado (MP) possui maior potencial danoso relacionado ao aumento de quadros patológicos, causando efeitos deletérios em organismos expostos (ANEJA et al., 2012; KURTH et al., 2014; RODRIGUES et al., 2015; COSTABILE et al., 2020).

A Organização Mundial de Saúde (OMS), considera a concentração de poluentes atmosféricos como uma das principais ameaças ambientais à saúde que afeta a vida de milhões de pessoas. Nesse contexto, a biodiversidade possui papel importante para manutenção da homeostase ambiental e na sustentação dos serviços ecossistêmicos que são primordiais para qualidade de vida e o bem-estar humano (BROCKERHOFF et al., 2017; SINTAYEHU, 2018).

Os impactos da devastação dos recursos naturais e alteração na qualidade do ar associadas com mudanças climáticas de forma sistêmica, crítica e complexa, potencializam desastres ambientais, como inundações, estiagem severa, aumento de temperatura extremas com ondas de calor letais que ameaçam a humanidade (NOLAN et al., 2018; RABELO; OLIVEIRA, 2020; ZANDALINAS et al., 2021). Esses eventos afetam a dinâmica das cadeias e teias alimentares dos ecossistemas, ampliando o efeito em cascata trófica na propagação de vetores de doenças emergentes contribuindo para ocorrência de zoonoses, novas enfermidades infecciosas, respiratórias, epidemias e pandemias (ZANELLA, 2016; MORAIS et al., 2020).

Diversos estudos correlacionam à poluição atmosférica como precedente do aumento do risco de mortalidade e morbidade no mundo, desencadeando doenças respiratórias como asma, bronquite, rinite alérgica, irritação e desconforto nos olhos e na pele (SHEN et al., 2017; SLAMA et al., 2019; JAAFARI et al., 2020; KUIPER et al., 2021), além de, influenciar danos neurológicos (LUCCHINI et al., 2012), cardíacos (GOLD; SAMET, 2013; YANG et al., 2019; KLOMPMAKER et al., 2021) e o aumento de

alterações cancerígenas na população (AHERN; HENDYX, 2012; GUO et al., 2019; WHITE et al., 2019; HVIDTFELDT et al., 2021).

Outras patologias, como neoplasias malignas da traqueia, brônquios, pulmão (ZHOU et al., 2022), acidente vascular cerebral isquêmico, hemorrágico (VERHOEVEN et al., 2021), doenças do sistema respiratório, como asma e pneumonia são também descritas como implicações ocasionadas pelos elementos tóxicos presentes no ar (JASINSKI et al., 2011; DE OLIVEIRA et al., 2020), tendo como grupos mais vulneráveis a internações hospitalares idosos, gestantes e crianças (SOLEIMANI et al., 2019).

Pesquisas apontam que a exposição ao material particulado (MP) é um problema contínuo e crescente frente à saúde humana estando entre os principais contaminantes do ar em crianças menores de 10 anos, proporcionando aumento de internações de casos de pneumonia e asma (YAP et al., 2013; GONET; MAHER, 2019), prevalência de rinite alérgica e problemas respiratórios com potenciais efeitos sinérgicos associados com a redução da expectativa de vida (CHEN et al., 2019; MARTÍNEZ-RIVERA et al., 2019).

Em gestantes e bebês os danos estão acompanhados de partos prematuros, baixo peso (BALLESTER et al., 2010; GHOSH et al., 2012), aumento da mortalidade neonatal (VADILLO-ORTEGA et al., 2014; GOUVEIA et al. 2018; GOYAL et al., 2019) e aumento de casos clínicos relacionados com anemia falciforme (BLUMBERG et al., 2020). Índícios assinalam que durante o período gestacional a absorção de contaminantes pode afetar significativamente o desenvolvimento neurológico do feto, sendo a qualidade do ar um risco eminente para o diagnóstico e incidência do Transtorno do Espectro Autista (RITZ et al., 2018; CHUN et al., 2020).

Distúrbios na cognição, ligados à neurodegeneração, neurodisfunção, deficiências de déficit de atenção/hipersensibilidade são alguns danos correlacionados com a toxicidade atmosférica (ANNAVARAPU; KATHI 2016; KHAN; DUTHEIL et al., 2021). Estudo no leste da China, aponta conexão de poluentes tóxicos na atmosfera com o aumento de casos de epilepsia devido a exposição de dióxido de Nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO) e material particulado (MP) (BÃO et al., 2019).

Além desses fatores, a poluição pode gerar impactos financeiros e econômicos interligados à saúde pública, pois eleva o número de atendimentos e internações clínicas e reparos com medicamentos, assim como afeta a durabilidade dos materiais (corrosão), propriedades do solo e das águas (chuvas ácidas), causando prejuízos monetários (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014; ABE; MIRAGLIA, 2018). Um estudo recente mostrou que um total de 54.000 e 27.500 mortes prematuras podem ser evitadas tendo uma redução

de 20% das emissões antropogênicas globais na Europa e nos EUA. Esses resultados sugerem que as emissões tóxicas advêm em perdas financeiras associadas aos custos com saúde e bem-estar populacional (IM et al., 2018).

Assim, a valoração dessas consequências e extensão dos danos econômicos devem ser categorizadas por meio de alternativas de monitoramento para controle de emissão de contaminantes aéreos com políticas públicas que minimizem danos ambientais, socioeconômicos e epidemiológicos atmosféricos, visando à manutenção da qualidade urbana (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014).

Biomonitoramento

Biomonitoramento é o uso de parâmetros biológicos para determinar as respostas dos organismos em relação a uma perturbação externa, geralmente causadas por ações antrópicas (MATTHEWS et al., 1982; BUSS et al., 2003). Considerando que o meio ambiente está sujeito à inúmeras perturbações, a biota reage a esses estímulos, fornecendo uma resposta para o estresse sofrido (CARDOSO, 2017).

A utilização dos seres vivos para aferir dados de impacto e interferência aos ecossistemas é uma técnica antiga que permeia desde a antiguidade, sendo utilizada até os dias atuais. Desde o período de Aristóteles (384-322 a.C.), o seu emprego já aferia respostas do ambiente, em monitoramento de peixes presentes em corpos d'água doce e salinos (BUIKEMA; VOSHELL, 1993). Durante a revolução industrial foram utilizados pássaros canários e líquens para determinar a qualidade atmosférica e seus efeitos na saúde populacional (CAIRNS; PRATT, 1993).

Ao longo do tempo o uso de biomonitoramento como ferramenta de avaliação ambiental foi se intensificando e tornando-se um procedimento amplamente empregado para mensurar a qualidade das áreas amostradas (SOUZA; MORASSUTI, 2018; TURKYLMAZ et al., 2019), aferindo uma resposta biológica à curto e longo prazo (HABERMANN et al., 2011; MERLO et al., 2011). Assim, por meio de padrões toxicológicos é possível identificar a origem e danos ambientais mensurando os seus efeitos nos ecossistemas por meio do uso de bioindicadores (NAVEED et al., 2010; BAYOULI et al., 2021).

Desse modo, é possível obter dados para avaliações de modificações tanto funcionais qualitativas como estruturais quantitativas no funcionamento do meio ambiente,

permitindo a estimativa da qualidade ambiental e suas consequências nos organismos, atmosfera, água e/ou solo (KLUMPP et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2012; PEREIRA et al., 2013).

Considerando que o processo de perturbação ambiental é variável e tende afetar os seres vivos de maneiras distintas, provocando mudanças nos processos bioquímicos e fisiológicos e ainda podendo interferir em níveis elevados de um ecossistema afetando à estrutura e dinâmica das comunidades. O uso de biomonitoramento permite identificar distúrbios e impactos, além de corroborar as condições e recursos disponíveis no ecossistema avaliado, estabelecendo padrões de qualidade ecológica em pontos de estudos (CARRERAS et al., 2013; PRESTES; VINCENCI, 2019).

Nessa perspectiva, o monitoramento biológico pode ser empregado de modo passivo, quando os organismos já vivem no local analisado, ou ativo, quando são expostos e introduzidos no ambiente (ELLENBERG, 1991; FALLA et al., 2000). Nesse processo pode ser empregado diferentes organismos tanto vegetais como animais (RIBEIRO et al., 2017; PASSOS, 2017), sendo os representantes vegetais os mais utilizados devido as suas características peculiares que permitem uma acelerada avaliação com custo inferior a outras categorias de monitoramento, fornecendo uma análise ampla e de fácil manuseio e rapidez (ALVES et al., 2001; SAVÓIA et al., 2009; ZHENG et al., 2018).

Bioindicadores Vegetais

Bioindicadores são organismos e/ou populações que refletem à condição ambiental cuja presença ou ausência, distribuição, reprodução e mecanismos bióticos são alterados devido ao estresse ambiental em um ecossistema (BRAZ; LONGO, 2019). Por serem organismos sensíveis e/ou tolerantes e reagirem rapidamente as mudanças induzidas pelo ser humano, algumas espécies vegetais podem ser bioindicadores, indicando relação causa e efeito da poluição por meio da distribuição espacial e temporal dos poluentes e seus danos para o meio ambiente (NANDY et al., 2014; HERREIRO-LATORRE et al., 2017).

No processo de monitoramento o potencial de reação e de acumulação são critérios que devem ser analisados no comportamento de espécies vegetais. As plantas bioindicadoras de reação são aquelas que apresentam uma resposta direta e visível em suas estruturas, anatômica, fisiológica ou metabólica em decorrência dos poluentes (JOSHI; SWAMI, 2007; JYOTHI; JAYA, 2010). Já as bioindicadoras de acumulação são resistentes

à poluição, ou seja, possuem capacidade de tolerância aos elementos tóxicos, por meio de acumulação nos tecidos foliares (KUDDUS et al., 2011).

Estudos indicam que líquens são extremamente sensíveis, sendo considerados bioindicadores de poluição aérea, apresentando alterações populacionais, tanto em riqueza, abundância e densidade ou ainda diminuição e ausência de indivíduos na área monitorada (PARVIAINEN et al., 2019; FACKOVCOVÁ et al., 2020; ABAS, 2021). Análises em ambientes poluídos destacam que plantas não vasculares, criptógamas, como os musgos, apresentam alterações populacionais vinculadas com o grau de impacto dos contaminantes, fornecendo dados ambientais ligados principalmente a presença de compostos tóxicos como metais pesados (WU et al., 2020; SVOZILÍK et al., 2021).

Em plantas vasculares como as bromélias há acúmulo de nutrientes e poluentes dispersos no ar (PIGNATA et al., 2002; RODRIGUEZ et al., 2010). Dentre as espécies mais utilizadas estão *Tillandsia recurvata* (ZAMBRANO et al., 2009) e *Tillandsia usneoides*, as quais absorvem grandes quantidades de metais pesados associados com intenso tráfego veicular (FIGUEIREDO et al. 2007). Essa correlação também foi verificada em distintos grupos como nas folhas de tabaco de *Nicotiana tabacum* (Solanaceae) expostas à alta concentração de ozônio apresentando alterações morfoanatômicas foliares influenciadas pelo trânsito de veículos e emissão de poluentes industriais (KLUMPP et al., 2001; PEDROSO; ALVEZ, 2008).

Em *Salvinia auriculata* espécie livre e flutuante, encontrada em ecossistemas aquáticos de água doce, o seu potencial bioindicador está associado à sua capacidade de acumular metais pesados e ao seu rápido crescimento e sensibilidade toxicológica (DOS SANTOS et al., 2020).

Além desses fatores, a alta taxa de poluentes dispersos no ar pode ocasionar danos adversos nos vegetais podendo apresentar aumento da toxicidade, clorose e lesões necróticas. Esse fator é evidenciado por Paula et al. (2005), sobre os efeitos causados pelo flúor em plantas de *Byrsonima crassifolia*. Outras espécies como *Brachiaria brizantha*, *Brachiaria decumbens* (PITA-BARBOSA et al., 2009); *Magnolia ovata* (SANT'ANNA-SANTOS et al., 2007), também apresentaram injúrias devido à acumulação desse elemento tóxico em seus tecidos, exibindo sintomas visíveis de estresse.

Investigações esboçam que *T. pallida* absorve substâncias tóxicas presentes na atmosfera e pode ser utilizada como bioindicadora de poluentes, sendo instrumento de estudos para avaliação da qualidade do ar. A avaliação da mutagenicidade dos botões florais por meio do teste dos micronúcleos (TRAD-MCN) é um parâmetro categórico para aferir

os efeitos das emissões de contaminantes atmosféricos (MA, 1981; MISÍK et al., 2007; PEREIRA et al., 2013). Tanto as alterações na estrutura foliar como danos genéticos são atributos que indicam os efeitos da poluição em *T. pallida* que podem ser usadas como ferramentas na estimativa de qualidade e controle de emissões atmosféricas urbanas de modo a identificar os danos gradativos de compostos tóxicos (ROCHA et al., 2018).

Teste de Micronúcleo

A utilização de seres vivos em técnicas de mutagênese ambiental tem sido aplicada desde a década de 70, sendo o primeiro ensaio de micronúcleos realizado em eritrócitos de medula óssea de roedores (SCHIMID, 1976). Ao longo dos anos, os testes foram se aprimorando abrangendo bioensaios toxicológicos aquáticos, atmosféricos e terrestres (GRISOLIA; STARLING, 2001; SILVA; FONTANETTI, 2006).

O teste de micronúcleos (MCN) permite a quantificação da frequência de mutações presentes em células de organismos expostos a diferentes fontes de poluição, permitindo avaliar alterações cromossômicas anormais do ciclo celular (MA, 1981 e 1994; SPÓSITO et al., 2017; SANTOS et al., 2019). São biomarcadores de danos genéticos constituídos de fragmentos de DNA ou de pedaços cromossômicos originados por clastogênese ou aneugênese oriundos da prófase I da meiose que se conservam no citoplasma interfásico, podendo ocorrer naturalmente devido à mutações genéticas ou induzidos por efeitos antropogênicos (MA, 1984; RUSSO; DEGRASSI, 2018).

Em vegetais, bioensaios realizados em *T. pallida* (TRAD-MCN), tem indicado alta eficiência e confiabilidade na avaliação genotóxica e mutagênica de áreas poluídas. Essa espécie possui cariótipo formado por seis pares de cromossomos grandes, os quais favorecem sua utilização em análises genéticas, fácil manuseio e análise em laboratório (CARVALHO, 2005). O teste baseia-se na frequência de MCN em tétrades de células mãe de grão de pólen, sendo instrumento de fundamental importância para a avaliação, acompanhamento e biomonitoramento ambiental (CAMPOS et al., 2020; RODRIGUES et al., 2020; CEGLINSKI et al., 2021).

Estudos utilizando o método (TRAD-MCN) tem sido mundialmente difundido. Em monitoramento *in situ* do ar urbano Carreras et al. (2006), ao comparar três locais de diferente fluxo veicular em uma cidade na Argentina, constatou que os gradientes de poluição estão associados à mutações em tétrades de *T. pallida*. Para Sasamori et al. (2012), o biomonitoramento *in situ* de genotoxinas aerotransportadas usando plantas superiores

combinadas com análise de genotoxicidade do ar possuem maior sensibilidade em células mãe de pólen meióticas. Em contrapartida, Prajapati e Tripathi (2008), em uma cidade da Índia encontraram vínculo entre alterações genéticas e áreas industriais, enfocando a relação entre indução de mutações em habitats poluídos.

Em algumas regiões brasileiras, investigações dos efeitos tóxicos de poluentes atmosféricos urbanos foram desenvolvidos adotando métodos passivos (COSTA; DROSTE 2012, SANTOS et al. 2015) e ativo de exposição (MEIRELES et al., 2009; TEIXEIRA et al., 2012). Evidências sugerem alterações na instabilidade cromossômicas influenciadas por compostos químicos atmosféricos. Em seu estudo Teixeira e Barbério (2012), identificaram variações na frequência de MCN em áreas com diferentes intensidades veiculares. Similar com esse achado, na cidade de Rio Grande, localizado no Sul do Brasil, o ensaio de aborto de pólen assinalou que regiões com maiores índices de ozônio e elevada circulação veicular afetam e estimulam danos genéticos (CEGLINSKI et al., 2021).

No Mato Grosso do Sul, observações indicam que muitos compostos presentes no ar causam alterações gênicas. Os autores Crispim et al. (2012 e 2014) e Roman et al. (2015) realizaram estudos na cidade e microrregião de Dourados comprovando a alta sensibilidade de *T.pallida* e poluentes atmosféricos presentes em ambientes com alta emissão veicular. Em doze cidades da região da grande Dourados, Spósito et al. (2017) verificaram que os maiores danos genéticos estão ligados com a demanda de frota veicular em períodos de baixa umidade atmosférica e temperatura.

Corroborando com esse achado, ao compararem as cidades potencialmente expostas a poluentes Rocha et al. (2018), evidenciaram que as cidades com maiores danos genéticos apresentam interações no aumento quantitativo de MCN nas estações de inverno e primavera associadas com o aumento de fluxo veicular, baixa umidade relativa e elevada altitude. Em um estudo mais recente, Rocha e Mussury (2020), verificaram que áreas verdes minimizam os impactos de poluentes presentes no ar. Esse resultado também foi observado na região de Bodoquena e em centros urbanos movimentados, como na cidade de Bonito, ponto turístico e com grande frota veicular que não apresentou correlação entre fluxo veicular e frequência de MCN no estado de Mato Grosso do Sul, expondo desse modo, a importância de áreas preservadas na propagação e disseminação de contaminantes atmosféricos (SALGUEIRO et al., 2021).

Influência dos poluentes nas plantas

As folhas são os órgãos mais sensíveis a concentração de poluentes atmosféricos, sendo os estômatos o principal meio de entrada dos gases para o interior das plantas (DICKISON, 2000). Quando os estômatos se abrem para obter (CO₂) para a fotossíntese, os gases poluentes presentes na atmosfera se difundem para interior dos vegetais podendo afetar negativamente o crescimento e o desenvolvimento vegetal (SCATENA et al., 2003).

Devido ao grande acúmulo de metais e substâncias poluidoras as plantas podem sofrer inibição no crescimento e desenvolvimento devidos à intensidade da toxicidade exposta. Algumas espécies, sofrem alteração em seus ciclos reprodutivos, podendo antecipar o período de floração (NEIL; WU, 2006). Alterações fisiológicas, bioquímicas, morfológicas também são predisposições encontradas em plantas expostas à partículas atmosféricas com danos na disposição de carga elétricas pela perda de cátions, como potássio (K⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), causados pela solubilização dos constituintes químicos das superfícies foliares (KLUMP et al., 2001).

A assimilação de metais pesados pode induzir à formação espécies reativas de oxigênio (EROs), inibição da fotossíntese e reações enzimáticas afetando drasticamente as rotas bioquímicas e de sinalização das vias metabólicas dos vegetais (VISKARI et al., 2000; TAIZ et al., 2017). A bioacumulação do material particulado (MP) nas folhas influencia a atividade fotossintética, afetando à produção energética, o equilíbrio iônico e os nutrientes necessários para o desenvolvimento e crescimento vegetal, aumentando a incidência de agentes patogênicos e parasitas prejudiciais (RAI, 2016).

Variações na espessura dos tecidos e número de células epidérmicas, número de estômatos, índice estomático e densidades estomáticas foliares de organismos expostos em centros urbanos são atributos que também podem sofrer alterações (ALVES et al., 2001).

Como a posição dos estômatos nas folhas, geralmente, está relacionada às condições ambientais, em folhas de ambientes poluídos os estômatos podem aumentar ou diminuir sua concentração, em uma tentativa de reduzir à absorção de gases tóxicos na forma de vapor, quando estes se abrem (ROCHA et al., 2018) ou otimizar a capacidade estomática para ampliar o processo fotossintético e trocas gasosas. (CRISPIM et al., 2014; ROMAN et al., 2015).

Outro parâmetro descrito são alterações no tamanho e espessura de tecidos e órgãos vegetais. Uma redução da espessura dos tecidos foliares na epiderme, hipoderme e mesófilo

são características mensuráveis encontrados em folhas de *T. pallida*, apontando ser uma resposta adaptativa na diminuição de área-contato para evitar maiores impactos no aparato anatômico de plantas expostas em centros urbanos (ROMAN et al., 2015; ROCHA et al., 2018).

Tradescantia pallida

Tradescantia pallida (Rose) D.R. Hunt var. purpúrea, monocotiledônea do grupo das angiospermas pertencente à família Commelinaceae, originária da América do Norte e Central, muito utilizada em monitoramento da qualidade atmosférica em áreas urbanas e industriais (SAVÓIA et al., 2009; CEGLINSKI et al., 2021). Essa espécie possui longa distribuição e adaptação a habitats distintos de intensidade luminosa tanto sombreados ou expostos a luz solar (LEITÃO-FILHO et al., 1982). Devido sua alta resistência a patógenos, colonização, dispersão e adaptação é considerada como invasora, pois consegue se proliferar rapidamente dominando áreas extensas e diversificadas (SUYAMA et al., 2002).

Apresenta porte herbáceo, ciclo perene, folhas suculentas, carnosas e lanceoladas de coloração roxa na tonalidade escura na face adaxial e clara na abaxial com grande concentração de antocianina (LORENZI; SOUZA, 2001). Possui pequeno porte e folhas alternas dísticas e espiraladas, com flores pediceladas, trímeras e diclamídea e pétalas rosas (KIRSTEN et al., 2020). As suas inflorescências possuem duas estruturas foliares modificadas para revestimento e proteção denominadas brácteas (JOLY, 1977).

Por possuírem flores vistosas e rápido desenvolvimento *T. pallida* é amplamente utilizada como ornamental, estando constantemente presente em paisagismos urbanos em diferentes condições ambientais facilitando o monitoramento da qualidade do ar e levantamento dos poluentes (SPÓSITO et al., 2015). Assim, quase todas as estruturas vegetais podem ser utilizadas para ensaios ecotoxicológicos como flores, pétalas, pelos, estames, raiz, microsporos, tubo polínico e DNA (GRANT, 1998).

Em biomonitoramento são aplicadas análises anatômicas foliares (ROCHA et al., 2020; SALGUEIRO et al., 2021) e genotóxicas que consistem na estimativa da frequência de micronúcleos que ocorrem em células mãe de grãos de pólen de inflorescências jovens expostas aos contaminantes (MA, 1981; DA COSTA et al., 2015, CAMPOS et al., 2020) expondo a qualidade do ar urbano. Apesar, de *T. pallida* crescer e florescer durante todas as estações, os botões florais nem sempre são encontrados à campo ao contrário das folhas,

fator que favorece análise de características anatômicas em relação as análises genéticas, devido a sua simplicidade botânica e custo inferior em programas de controle de biomonitoramento atmosférico (ROCHA et al., 2018).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a qualidade do ar com base nas características mutagênicas e estomáticas foliares em *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt var purpúrea em algumas cidades da região Sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul.

Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade do ar dos centros urbanos na região de Angélica, Ivinhema e Nova Andradina localizadas no Vale do Ivinhema, Sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul.
- Identificar a influência do fluxo veicular e das variáveis ambientais como altitude, temperatura (°C), umidade relativa do ar (UR) e dados pluviométricos (mm) na frequência de micronúcleos (MCN) e variação do índice estomático (IE) em *T. pallida*.
- Mapear áreas de risco a população com maiores índices de poluição atmosférica fornecendo dados sobre qualidade do ar e saúde pública.

REFERÊNCIAS

- ABAS, A. (2021). A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. **Ecological Indicators**, 121, 107197.
- ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. (2018). Avaliação de Impacto à Saúde do Município de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, (47), 61-73.
- AHERN, M.; HENDRYX, M. (2012). Cancêr mortality rates in Appalachian mountaintop coal mining areas. **Journal of Environmental and Occupational Science**, 1(2): 63–70.
- ALVES, E. S.; GIUSTI, P. M.; DOMINGOS, M.; SALDIVA, P. H. N.; GUIMARÃES, E. T. LOBO, D. J. A. (2001). Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de Tradescantia: alterações decorrentes da poluição aérea urbana. **Revista Brasileira de Botânica**. 24(4): 567-576.
- ANNAVARAPU, R. N.; KATHI, S. (2016). Cognitive disorders in children associated with urban vehicular emissions. **Environ Pollut**, 208:74–78.
- ANEJA, V. P.; ISHERWOOD, A.; MORGAN, P. (2012). Characterization of particulate matter (PM10) related to surface coal mining operations in Appalachia. **Atmospheric Environment**, 54: 496–501.
- BÃO, X.; TIAN, X.; YANG, C.; LI, Y.; HU, Y. (2019). Association between ambient air pollution and hospital admission for epilepsy in eastern China. **Epilepsy research**, 152: 52-58.
- BALLESTER, F.; ESTARLICH, M.; IÑIGUEZ, C.; LLOP, S.; RAMÓN, R., ESPLUGUES, A.; REBAGLIATO, M. (2010). Air pollution exposure during pregnancy and reduced birth size: a prospective birth cohort study in Valencia, Spain. **Environmental Health**, 9(1): 1-11.
- BABADJOUNI, R. M.; HODIS, D. M.; RADWANSKI, R.; DURAZO, R.; PATEL, A., LIU, Q.; MACK, W. J (2017). Clinical effects of air pollution on the central nervous system; a review. **Journal of Clinical Neuroscience**, 43, 16-24.
- BUIKEMA, A. L.; VOSHELL, J. R. (1993). Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. 344-398. **In**: D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, NY. 488p.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, 19: 465-473.
- BURNETT, R. T.; POPE III, C. A.; EZZATI, M.; OLIVES, C.; LIM, S. S.; MEHTA, S.; COHEN, A. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. **Environmental health perspectives**, 122(4), 397-403.

BLUMBERG, A. H.; EBELT, S. T.; LIANG, D.; MORRIS, C. R.; SARNAT, J. A. (2020). Ambient air pollution and sickle cell disease-related emergency department visits in Atlanta, GA. **Environmental research**, 184, 109292

BRAZ, S. N.; LONGO, R. M. (2019). Bioindicadores de Poluição ambiental: um estudo bibliométrico. **Revista Científica ANAP Brasil**, 12(27).

BROCKERHOFF, E. G.; BARBARO, L.; CASTAGNEYROL, B.; FORRESTER, D. I.; GARDINER, B.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R.; JACTEL, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, 26(13), 3005-3035.

CAIRNS, J.; PRATT, J. R. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, 10, 27.

CAMPOS, C. F.; CUNHA, M. C.; SANTOS, V. S. V.; JÚNIOR, E. O. C.; BONETTI, A. M.; PEREIRA, B. B. (2020). Analysis of genotoxic effects on plants exposed to high traffic volume in urban crossing intersections, **Chemosphere**, 259: 127511.

CARDOSO, K. M.; PAULA, A. D.; SANTOS, J. S. D.; SANTOS, M. L. P. D. (2017). Uso de espécies da arborização urbana no biomonitoramento de poluição ambiental. **Ciência Florestal**, 27(2): 535-547.

CARRERAS, H. A.; PIGNATA, M. L.; SALDIVA, P. H. N. (2006). In situ monitoring of urban air in Córdoba, Argentina using the *Tradescantia-micronucleus* (Trad-MCN) bioassay. **Atmospheric Environment**, 40(40), 7824-7830.

CARRERAS, H. A.; CALDERÓN-SEGURA, M. E.; GÓMEZ-ARROYO, S.; MURILLO-TOVAR, M. A. AMADOR-MUÑOZ, O. (2013). Composition and mutagenicity of PAHs associated with urban airborne particles in Córdoba, Argentina. **Environmental Pollution**.178: 403- 410.

CARVALHO, O. R.; POZO, R. M. K.; LOBO, D. J. A.; LICHTENFELS, A. J. F.; SALDIVA, P. H. N. (2005). Diesel emissions significantly influence composition and mutagenicity of ambient particles: a case study in São Paulo, Brazil. **Environmental Research**, 98 (1):1-7.

CASSANEGO, M. B. B.; SASAMORI, M. H.; PETRY, C. T.; DROSTE, A. (2015). Biomonitoring the genotoxic potential of the air on *Tradescantia pallida* var. *purpurea* under climatic 58 conditions in the Sinos River basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 75: 79-87.

CEGLINSKI, L. D. V.; GARCIA, E. M. G.; REIS, F. O.; TAVELLA., R.A.; JUNIOR, M. R. S. (2021). Air quality assessment using the Pollen Abortion assay in *Tradescantia pallida* in a Mid-sized City in Southern Brazil. **Revista Sociedade científica Paraguay**, 6-16.

CESAR, G. C. A.; NASCIMENTO, C. F. L.; CARVALHO, A. J. (2013). Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. **Revista de Saúde Pública**, 47: 1209-1212.

- CETESB–COMPANHIA, D. T. D. S. (2018). **Relatório da qualidade do ar no Estado de São Paulo / Cetesb – São Paulo**. 140p. Série de relatórios / Secretaria do Estado do meio ambiente.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. (2018). **Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. 223 (1), 155.
- COORDENADORIA-GERAL DE MODERNIZAÇÃO ADMINISTRATIVA (CGMA). **Perfil Territorial Vale do Ivinhema**. (2015). Disponível em:<http://sit.mda.gov.br/download/caderno/caderno_territorial_127_Vale%20do%20Ivinhema%20-%20MS.pdf>. Acesso em 06 de maio de 2020.
- COSTA, G. M.; DROSTE, A. (2012). Genotoxicity on *Tradescantia pallida* var. *purpurea* plants exposed to urban and rural environments in the metropolitan area of Porto Alegre, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 72: 801-806.
- COSTA, G. D.; DROSTE, A.; ALVES, D. D.; OSÓRIO, D. M. M. (2018). Integrated evaluation of quantitative factors related to the environmental quality scenario. **Handbook of environmental materials management**, 1-21.
- COSTABILE, F.; GUALTIERI, M.; ANCONA, C.; CANEPARI, S.; DECESARI, S. (2020). Ultrafine particle features associated with pro-inflammatory and oxidative responses: implications for health studies. **Atmosphere**, 11(4), 414.
- CHUANG, K. J.; YAN, Y. H.; CHIU, S. Y.; CHENG, T. J. (2011). Long-term air pollution exposure and risk factors for cardiovascular diseases among the elderly in Taiwan. **Occupational and environmental medicine**, 68(1), 64-68.
- CHUN, H.; LEUNG, C.; WEN, S. W.; MCDONALD, J.; SHIN, H. H. (2020). Maternal exposure to air pollution and risk of autism in children: A systematic review and meta analysis. **Environmental Pollution**, 256, 113307.
- CHEN, R.; YIN, P.; MENG, X.; WANG, L.; LIU, C.; NIU, Y.; ZHOU, M. (2019). Associations between coarse particulate matter air pollution and cause-specific mortality: a nationwide analysis in 272 Chinese cities. **Environmental health perspectives**, 127(01), 017008.
- CRISPIM, B. A.; VAINI, J. O.; GRISOLIA, A. B.; TEIXEIRA, T. Z.; MUSSURY, R. M.; SENO, L. O. (2012). Biomonitoring the genotoxic effects of pollutants on *Tradescantia pallida* (Rose) DR Hunt in Dourados, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 19(3):718-723.
- CRISPIM, B. A.; SPÓSITO, J. C.V.; MUSSURY, R. M.; SENO, L. O.; GRISOLIA, A. B. (2014). Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) DR HUNT cv. *purpurea*. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 86(4): 1899-1906.
- DA COSTA, G. M.; CASSANEGO, M. B. B.; PETRY, C. T.; SASAMORI, M. H.; DROSTE, A. (2015). Avaliação da influência do tempo de exposição de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* para biomonitoramento da genotoxicidade do ar atmosférico. **Revista Brasileira de**

Biociências, 13(4).

DE OLIVEIRA, J. G. I.; DE SOUZA, R. F. D. P.; DOS REIS, M. M.; DE GÓIS, G. (2020). Poluição do ar e internações hospitalares por doenças respiratórias em volta redonda (RJ). **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, 55(1), 72-88.

DICKISON, W. C. (2000). **Integrative Plant Anatomy**. Harcourt Academic Press, San Diego.

DOS SANTOS, N. B. C.; DE ARRUDA, E. C. P.; NETO, A. G. B.; DE OLIVEIRA, A. F. M. (2020). Assessing the effects of water quality on leaf morphoanatomy, ultrastructure and photosynthetic pigment content of *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 190, 110061.

DUTHEIL, F.; COMPTOUR, A.; MORLON, R.; MERMILLOD, M.; PEREIRA, B.; BAKER, J. S.; BOURDEL, N. (2021). Autism spectrum disorder and air pollution: A systematic review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, 278, 116856.

ELLENBERG, H. Bioindicators and biological monitoring. **In: Biological monitoring. signals from the environment** (H. Ellenberg, ed.). Vieweg. Braunschweig, 1991, p13-127.

FACKOVCOVÁ, Z.; VANNINI, A.; MONACI, F.; GRATTACASO, M.; PAOLI, L.; LOPPI, S. (2020). Effects of wood distillate (pyroligneous acid) on sensitive bioindicators (lichen and moss). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 204: 111117.

FALLA, J.; LAVAL-GILLY, P.; HENRYON, M.; MORLOT, D.; FERARD, J. F. (2000). Biological air quality monitoring: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, 64(3): 627-644.

FIGUEIREDO, A. M. G.; NOGUEIRA, S.; SAIKI, M.; MILIAN, F. M.; DOMINGOS, M. (2007). Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. **Environmental Pollution**, 145:279– 292.

GODOI, K. D. S. P.; SPÓSITO, J. C. V.; ROCHA, A. D. N.; CANDIDO, L. S.; SILVA, C. A. M.; LEMKE, A. P.; MUSSURY, R. M. (2021). Mutagenicity in *Tradescantia pallida* as an Indicator of the Effect of Air Pollution and Human Health. **Atmosphere**, 12(9): 1185.

GOLD, D. R.; SAMET, J. M. (2013). Air pollution, climate, and heart disease. **Circulation**, 128(21): 411-414.

GONET, T.; MAHER, B. A. (2019). Airborne, vehicle-derived Fe-bearing nanoparticles in the urban environment: a review. **Environmental science & technology**, 53(17): 9970-9991.

GOUVEIA, N.; JUNGER, W. L.; ROMIEU, I.; CIFUENTES, L. A.; DE LEON, A. P.; VERA, J.; TZINTZUN-CERVANTES, G. (2018). Effects of air pollution on infant and children respiratory mortality in four large Latin-American cities. **Environmental Pollution**, 232, 385-391.

GOYAL, N.; KARRA, M.; CANNING, D. (2019). Early-life exposure to ambient fine

particulate air pollution and infant mortality: pooled evidence from 43 low-and middle-income countries. **International journal of epidemiology**, 48(4), 1125-1141.

GUO, H.; CHANG, Z.; WU, J.; LI, W. (2019). Air pollution and lung cancer incidence in China: Who are faced with a greater effect?. **Environment international**, 132, 105077.

GUXENS, M.; LUBCZYŃSKA, M. J.; MUETZEL, R. L.; DALMAU-BUENO, A.; JADDOE, V. W.; HOEK, G.; EL MARROUN, H. (2018). Air pollution exposure during fetal life, brain morphology, and cognitive function in school-age children. **Biological psychiatry**, 84(4), 295- 303.

GHOSH, J. K. C.; WILHELM, M.; SU, J.; GOLDBERG, D.; COCKBURN, M., JERRETT, M.; RITZ, B. (2012). Assessing the influence of traffic-related air pollution on risk of term low birth weight on the basis of land-use-based regression models and measures of air toxics. **American journal of epidemiology**, 175(12): 1262-1274.

GRANT, W. F. (1998). Higher plant assays for the detection of genotoxicity in air polluted environments. **Ecosystem Health**, 4(4): 210-229.

GRISOLIA, C. K.; STARLING, F. L. (2001). Micronuclei monitoring of fishes from Lake Paranoá, under influence of sewage treatment plant discharges. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, 491(1-2); 39-44.

HABERMANN, M.; MEDEIROS, A. P. P.; GOUVEIA, N. (2011). Tráfego veicular como método de avaliação da exposição à poluição atmosférica nas grandes metrópoles. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, 14: 120-130.

HERRERO-LATORRE, C.; BARCIELA-GARCÍA, J.; GARCÍA-MARTÍN, S.; PEÑACRECENTE, R. M. (2017). The use of honeybees and honey as environmental bioindicators for metals and radionuclides: a review. **Environmental Reviews**, 25(4): 463-480.

HVIDTFELDT, U. A.; SEVERI, G.; ANDERSEN, Z. J.; ATKINSON, R.; BAUWELINCK, M.; BELLANDER, T.; FECHT, D. (2021). Long-term low-level ambient air pollution exposure and risk of lung cancer—A pooled analysis of 7 European cohorts. **Environment International**, 146, 106249.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico** (2018). Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/panorama>>. Acesso em: 10 de maio 2021.

IM, U.; BRANDT, J.; GEELS, C.; HANSEN, K. M.; CHRISTENSEN, J. H.; ANDERSEN, M. S.; GALMARINI, S. (2018). Assessment and economic valuation of air pollution impacts on human health over Europe and the United States as calculated by a multi-model ensemble in the framework of AQMEII3. **Atmospheric chemistry and physics**, 18(8), 5967-5989.

JAAFARI, S.; SHABANI, A. A.; MOEINADDINI, M.; DANEHKAR, A.; SAKIEH, Y. (2020). Applying landscape metrics and structural equation modeling to predict the effect of urban green space on air pollution and respiratory mortality in Tehran. **Environmental Monitoring and Assessment**, 192(7), 1-15.

JASINSKI, R.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. (2011). Poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes em Cubatão, São Paulo, Brasil, entre 1997 e 2004. **Cadernos de Saúde Pública**, 27: 2242-2252.

JOLY, A.H. (1977). **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. Nacional, São Paulo.

JOSHI, P. C.; SWAMI, A. (2007). Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India. **The Environmentalist**, 27(3): 365- 374.

JYOTHI, S. J.; JAYA, D. S. (2010). Evaluation of air pollution tolerance index of selected plant species along roadsides in Thiruvananthapuram, Kerala. **Journal of Environmental Biology**, 31(3): 379-386.

KIRSTEN, H. L.; DA CRUZ, K. L.; ALVIM, S.; DE SOUZA, L. A. (2020). Aspectos da biologia floral de *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). **Unisanta BioScience**, 9(5): 119-131.

KUDDUS, M.; KUMARI, R.; RAMTEKE, P. W. (2011). Studies on air pollution tolerance of selected plants in Allahabad city, India. **Journal of Environmental Research and Management**, 2(3): 042-046.

KUIPER, I. N.; SVANES, C.; MARKEVYCH, I.; ACCORDINI, S.; BERTELSEN, R. J.; BRABACK, L.; JOHANNESSEN, A. (2021). Lifelong exposure to air pollution and greenness in relation to asthma, rhinitis and lung function in adulthood. **Environment international**, 146, 106219.

KURTH, L. M.; MCCAWLEY, M.; HENDRYX, M.; LUSK, S. (2014). Atmospheric particulate matter size distribution and concentration in West Virginia coal mining and non-mining areas. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, 24: 405–411.

KHOSROVYAN, A.; AGHAJANYAN, E.; AVALYAN, R.; ATOYANTS, A.; SAHAKYAN, L.; GABRIELYAN, B.; AROUTIOUNIAN, R. (2022). Assessment of the mutagenic potential 60 of the water of an urban river by means of two *Tradescantia*-based test systems. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, 503449.

KLOMPMAKER, J. O.; HART, J. E.; JAMES, P.; SABATH, M. B.; WU, X.; ZANOBETTI, A.; LADEN, F. (2021). Air pollution and cardiovascular disease hospitalization—Are associations modified by greenness, temperature and humidity?. **Environment International**, 156, 106715.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. (2001). Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). **Brazilian Journal of Botany**, 24: 511-518.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; CALATAYUD, V.; GARREC, JP.; HE, S.; PENUELAS, J.; RIBAS, A.; RO-POULSEN, H.; RASMUSSEN, S.; SANZ, M. J.; VERGNE, P. (2006). *Tradescantia micronucleus* test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. **Environmental Pollution**, 139(3), 515-522.

KNIPPERTZ, P.; EVANS, M. J.; FIELD, P. R.; FINK, A. H.; LIOUSSE, C.; MARSHAM, J. H. (2015). The possible role of local air pollution in climate change in West Africa. **Nature Climate Change**, 5(9), 815-822.

LEITÃO-FILHO, H. F.; ARANHA, C. E.; BACCHI, O. (1982), **Plantas invasoras de culturas Campinas**: Hucitec. 291 pp.

LIU, Y.; ZHOU, Y.; LU, J. (2020). Exploring the relationship between air pollution and meteorological conditions in China under environmental governance. **Scientific reports**, 10(1), 1-11.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. (2001). **Plantas Ornamentais no Brasil: Arbustivas, Herbáceas e Trepadeiras**. 3 ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa, 1.088p.

LUCCHINI, R. G.; DORMAN, D. C.; ELDER, A.; VERONESI, B. (2012). Neurological impacts from inhalation of pollutants and the nose–brain connection. **Neurotoxicology**, 33(4): 838-841.

MA, T. H. (1981). **Tradescantia MCN-in-tetrad Mutagen Test for On-site Monitoring and Further Validation**. US Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory.

MA, T. H.; CABRERA, G. L.; CHEN, R.; GILL, B. S.; SANDHU, S. S.; VANDENBERG, A. L.; SALAMONE, M. F. (1994). Tradescantia micronucleus bioassay. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, 310(2), 221-230

MARTÍNEZ-RIVERA, C.; GARCIA-OLIVÉ, I.; STOJANOVIC, Z.; RADUA, J.; MANZANO, J. R.; ABAD-CAPA, J. (2019). Association between air pollution and asthma exacerbations in Badalona, Barcelona (Spain), 2008–2016. **Medicina Clínica (English Edition)**, 152(9), 333-338.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr.; RODGERS, J. R. J. H. (1982). Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16(2): 129-139.

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

MERLO, C.; ABRIL, A.; AMÉ, M.V.; ARGÜELO, G.A.; CARRERAS, H. A.; CHIPPERO, M. S.; HUED, A. C.; WANNAZ, E.; GALANTI, L. N.; MONFERRÁN, M. V.; GONZÁLEZ, C. M; SOLÍS, V. M. (2011). Integral assessment of pollution in the Suquía River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. **Science of the Total Environment**, 409: 5034-5045.

MIRAGLIA, S. G. K.; GOUVEIA, N. (2014). Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. **Ciência & Saúde Coletiva**, 19: 4141-4147.

MISÍK, M.; MICIETA, K.; SOLENSKÁ, M.; MISÍKOVÁ, K.; PISARCÍKOVÁ, H.;

KNASMÜLLER, S. (2007). In situ biomonitoring of the genotoxic effects of mixed industrial emissions using the *Tradescantia micronucleus* and pollen abortion tests with wild life plants: Demonstration of the efficacy of emission controls in an eastern European city. **Environmental Pollution**, Barking, 145(2), 459-466.

MORAIS, K. V. R.; DE SOUZA, P. M. A.; MORAIS, J. R. R.; AMARAL, Y. A. M.; CATISANI, F.; OLIVEIRA, R. M.; PISANI, G. A. A. (2020). As doenças emergentes e reemergentes e seus determinantes. **Brazilian Journal of Health Review**, 3(4), 11227-11241.

NANDY, A.; TALAPATRA, S. N.; BHATTACHARJEE, P.; CHAUDHURI, P.; MUKHOPADHYAY, A. (2014). Assessment of morphological damages of leaves of selected plant species due to vehicular air pollution, Kolkata, India. **International Letters of Natural Sciences**, 4.

NAVEED, N. H.; BATOOL, A. I.; REHMAN, F. U.; HAMEED, U. (2010). Leaves of roadside plants as bioindicator of traffic related lead pollution during different seasons in Sargodha, Pakistan. **African Journal of Environmental Science and Technology**, 4(11), 770-774.

NEIL, K.; WU, J. (2006). Effects of urbanization on plant flowering phenology: a review. **Urban Ecosystems**, 9(3): 243-257.

NOLAN, C.; OVERPECK, J. T.; ALLEN, J. R.; ANDERSON, P. M.; BETANCOURT, J. L.; BINNEY, H. A.; JACKSON, S. T. (2018). Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. **Science**, 361(6405), 920-923.

PAULA, M. T.; SANTOS FILHO, B. G.; SANTOS, D. S. B.; VIEIRA, I. M. S.; CONCEIÇÃO, H. E. O. (2005). Influência do flúor sobre parâmetros químicos e bioquímicos de folhas de murici (*Byrsonima crassifolia* L. Rich). **Revista Ciências Agrárias**, 43,137-148.

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

PASSOS, G. A. (2017). Bioindicadores de qualidade da água: uma ferramenta para perícia ambiental criminal. **Acta de Ciências e Saúde**, 1(1): 1-5.

PEDROSO, A. N. V.; ALVES, E. S. (2008). Anatomia foliar comparativa das cultivares de *Nicotiana tabacum* L. (Solanaceae) sensível e tolerante ao ozônio. **Acta Botanica Brasilica**, 22 (1): 21-28.

PEREIRA, B. B.; DE CAMPOS JÚNIOR, E. O.; MORELLI, S. (2013). In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia micronucleus* assay. **Ecotoxicology and environmental safety**, 87: 17-22.

PIGNATA, M. L.; GUDIÑO, G. L.; WANNAZ, E. D.; PLÁ, R. R.; GONZÁLES, C. M.; CARRERAS, H. A.; ORELLANA, L. (2002) Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. **Environmental Pollution**, 120(1): 59-68

PITA-BARBOSA, A.; SANT'ANNA-SANTOS, B. F.; SILVA, K. L. F.; AZEVEDO, A. A.;

- ROCHA, D. I. (2009). Efeitos fitotóxicos do fluoreto na morfoanatomia foliar de *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf e *Brachiaria decumbens* Stapf (Poaceae). **Acta Botanica Brasilica**, 23(4): 1027-1033.
- PLACENCIA, F.; FADIC, X.; YÁÑEZ, K.; CERECEDA-BALIC, F. (2019). Tradescantia as a biomonitor for genotoxicity evaluation of diesel and biodiesel exhaust emissions. **Science of The Total Environment**, 651: 2597-2605.
- PRAJAPATI, S. K.; TRIPATHI, B. D. (2008). Assessing the genotoxicity of urban air pollutants in Varanasi City using Tradescantia micronucleus (Trad-MCN) bioassay. **Environment International**, 34(8): 1092-1096.
- PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. (2019). Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, 2(4), 1473-1493.
- RABELO, A. M.; OLIVEIRA, D. B. D. (2020). Impactos ambientais antrópicos e o surgimento de pandemias. **Unifesspa: Paineis Reflexão em tempos de crise**, 26, 1-7.
- RAI, P. K. (2016). Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 129: 120-136.
- RIBEIRO, A. P.; FERREIRA, A. B.; AQUINO, S.; RAMOS, H. R.; KNISS, C. T.; QUARESMA, C. C.; SALDIVA, P. H. N. (2017). Diagnóstico da poluição atmosférica em regiões sem redes convencionais de monitoramento da qualidade do ar: estudo em uma pequena cidade do Paraná, Brasil. **Interciência**, 42(11): 767-773
- RITZ, B.; LIEW, Z.; YAN, Q.; CUIA, X.; VIRK, J.; KETZEL, M.; RAASCHOU-NIELSEN, O. (2018). Air pollution and autism in Denmark. **Environmental Epidemiology (Philadelphia, Pa.)**, 2(4), e028.
- ROCHA, A. N.; CANDIDO, L. S.; PEREIRA, J. G.; SILVA, C. A. M.; DA SILVA, S. V.; MUSSURY, R. M. (2018). Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). **Environmental pollution**, 240: 440-447.
- ROCHA, A. N.; MUSSURY, R. M. (2020). Green areas in an urban environment minimize the mutagenic effects of polluting gases. **Water, Air, & Soil Pollution**, 231(12), 1-7.
- RODRIGUES, L. T.; BIONE, N. C. P.; DE OLIVEIRA FILHO, P. C.; DE SOUZA, V. F.; DA FONSECA MACHADO, A. L. (2020). Influência sazonal da qualidade do ar na área urbana de Irati-PR: Bioensaios de genotoxicidade ambiental com Tradescantia clone 4430. **Brazilian Journal of Development**, 6(10): 74297-74315.
- RODRIGUEZ, J. H.; PIGNATA, M. L.; FANGMEIER, A.; KLUMPP, A. (2010). Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and trace elements in the bioindicator plants *Tillandsia capillaris* and *Lolium multiflorum* exposed at PM10 monitoring stations in Stuttgart (Germany). **Chemosphere**, 80(3): 208-215.
- ROMAN, A. I.; GRISOLIA, A. B.; CANDIDO, L. S.; BARROS, S. S.; MUSSURY, R. M. (2015). **Avaliação da poluição do ar com base nos aspectos anatômicos foliares e genotó-**

xicos em *Tradescantia pallida* (Rose) D.r Hunt var. Purpurea. 2015. Dissertação (Mestrado em Biologia Geral/Bioprospecção) – Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS.

RUSSO, A.; DEGRASSI, F. (2018). Molecular cytogenetics of the micronucleus: Still surprising. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, 836: 36-40.

SAKHVIDI, M. J. Z.; LEQUY, E.; GOLDBERG, M.; JACQUEMIN, B. (2020). Air pollution exposure and bladder, kidney and urinary tract cancer risk: A systematic review. **Environmental Pollution**, 267, 115328.

SALGUEIRO, S. A. M.; ROCHA, A. N.; MAUAD, J. R. C.; SILVA, C. A. M.; MUSSURY, R. M. (2021). Biomonitoring of air quality in the Bodoquena microregion, Mato Grosso Do Sul: mutagenic and morphoanatomical alterations in *Tradescantia pallida* (rose) DR Hunt var. purpurea. **Brazilian Journal of Biology**, 84.

SANTOS, A. P. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L.; MARTINEZ, C. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. (2015). Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. purpurea Boom in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, 187(2): 1-10.

SANTOS, J. P.; PEREIRA, G. F.; PORTO, B. S. M., MACHADO, M. V. S.; VIEIRA, T. C.; DE MORAIS, C. R. (2019). Avaliação da capacidade genotóxica do extrato aquoso de Averrhoa carambola, por meio do teste do micronúcleo em *Tradescantia pallida*. **Revista GeTeC**, 8(21).

SANT'ANNA-SANTOS, B. F.; DUQUE-BRASIL, R., AZEVEDO, A. A.; SILVEIRA, A. D. S.; ARAÚJO, J. M. D.; AGUIAR, R. (2007). Utilização de parâmetros morfoanatómicos na análise da fitotoxidez do flúor em folhas de *Magnolia ovata* (A. St.-Hil.) Spreng, (Magnoliaceae). **Revista Árvore**, 31(4): 761-771.

SASAMORI, M. H.; ENDRES JR, D.; BARBOSA, M. D.; SCHMITT, J. L.; DROSTE, A. (2012). Monitoramento ativo do ar urbano com *Tradescantia pallida* var. purpurea bioensaio em diferentes condições de temperatura. **Revista Brasileira de Biociências**, 10(3): 298.

SAVÓIA, E. J. L.; DOMINGOS, M.; GUIMARÃES, E. T.; BRUMATI, F. SALDIVA, P.H.N. (2009). Biomonitoring genotoxic risks under the urban weather conditions and polluted atmosphere in Santo André, SP, Brazil, through Trad-MCN bioassay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 72: 255- 260.

SILVA, S. T.; FONTANETTI, C. S. (2006). Micronucleus test and observation of nuclear alterations in erythrocytes of Nile tilapia exposed to waters affected by refinery effluent. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, 605(1): 87-93.

SINTAYEHU, D. W. (2018). Impact of climate change on biodiversity and associated key ecosystem services in Africa: a systematic review. **Ecosystem health and sustainability**, 4(9), 225-239.

SOLEIMANI, Z.; BOLOORANI, A. D.; KHALIFEH, R.; TEYMOURI, P.; MESDAGHINIA, A.; GRIFFIN, D. W. (2019). Air pollution and respiratory hospital admissions in Shiraz, Iran, 2009 to 2015. **Atmospheric Environment**, 209, 233-239.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y. (2018). Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, 9(3): 95-106.

SUYAMA, A. F.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. J. A.; RODRIGUES, G. S.; DOMINGOS, M.; ALVES, E. S.; CARVALHO, H. A.; SALDIVA, P. H. N. (2002). Pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and *Tradescantia pallida* var. *purpurea* are equally sensitive to the clastogenic effects of X-rays. **Journal of medical and Biological Research**, 35, 27-129.

SCATENA, V. L.; SCREMIN-DIAS, E.; APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; CARMELLO-GUERREIRO, S. M. (2003). **Anatomia vegetal**.

SCHMID, W. The micronucleus test for cytogenetic analysis. **In: Chemical mutagens**. Springer, Boston, MA, 1976. p. 31-53.

SHEN, Y.; WU, Y.; CHEN, G.; VAN GRINSVEN, H. J.; WANG, X.; GU, B.; LOU, X. (2017). Non-linear increase of respiratory diseases and their costs under severe air pollution. **Environmental Pollution**, 224, 631-637.

SLAMA, A.; ŚLIWCZYŃSKI, A.; WOŹNICA, J.; ZDROLIK, M.; WIŚNICKI, B.; KUBAJEK, J.; FRANEK, E. (2019). Impact of air pollution on hospital admissions with a focus on respiratory diseases: a time-series multi-city analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(17), 16998-17009.

SPÓSITO, J. C. V.; CRISPIM, B. A.; MUSSURY, R. M.; GRISOLIA, A. B. (2015). Genetic instability in plants associated with vehicular traffic and climatic variables. **Ecotoxicology and environmental safety**, 120, 445-448.

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

SVOZILÍK, V.; SVOZILÍKOVÁ KRAKOVSKÁ, A.; BITTA, J.; JANČÍK, P. (2021). Comparison of the air pollution mathematical model of pm10 and moss biomonitoring results in the Tria region. **Atmosphere**, 12(6), 656.

TAIZ, L., ZEIGER, E., MOLLER, I. M., MURPHY, A. (2017). **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Artmed Editora.

TEIXEIRA, E. C.; MATTIUZI, C.D.P.; FELTES, S.; WIEGAND, F.; SANTANA, E.R.R. (2012). Estimated atmospheric emissions from biodiesel and characterization of pollutants in 38 the metropolitan area of Porto Alegre-RS. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 84(3): 655-667.

TEIXEIRA, M. C. V.; BARBÉRIO, A. (2012). Biomonitoramento do ar com *Tradescantia*

pallida (Rose) D.R. Hunt var *purpurea* Boom (Commelinaceae). **Revista Ambiente & Água**, 7(3): 279-292.

TURKYILMAZ, A.; SEVIK, H.; ISINKARALAR, K.; CETIN, M. (2019). Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(5): 5122-5130

VADILLO-ORTEGA, F.; OSORNIO-VARGAS, A.; BUXTON, M. A.; SÁNCHEZ, B. N.; ROJAS-BRACHO, L.; VIVEROS-ALCARÁZ, M.; ONEILL, M. S. (2014). Air pollution, inflammation and preterm birth: a potential mechanistic link. **Medical hypotheses**, 82(2): 219-224.

VERHOEVEN, J. I.; ALLACH, Y.; VAARTJES, I. C.; KLIJN, C. J.; DE LEEUW, F. E. (2021). Ambient air pollution and the risk of ischaemic and haemorrhagic stroke. **The Lancet Planetary Health**, 5(8), e542-e552.

WU, L.; FU, S.; WANG, X.; CHANG, X. (2020). Mapping of atmospheric heavy metal deposition in Guangzhou city, southern China using archived bryophytes. **Environmental Pollution**, 265, 114998.

WHITE, A. J.; KELLER, J. P.; ZHAO, S.; CARROLL, R.; KAUFMAN, J. D.; SANDLER, D. P. (2019). Air pollution, clustering of particulate matter components, and breast cancer in the Sister Study: a US-wide cohort. **Environmental health perspectives**, 127(10), 107002.

YAP, P. S.; GILBREATH, S.; GARCIA, C.; JAREEN, N.; GOODRICH, B. (2013). The influence of socioeconomic markers on the association between fine particulate matter and hospitalizations for respiratory problems in children. **American Journal of Public Health**, 103(4), 695-702.

YANG, B. Y.; GUO, Y.; MORAWSKA, L.; BLOOM, M. S.; MARKEVYCH, I.; HEINRICH, J.; DONG, G. H. (2019). Ambient PM1 air pollution and cardiovascular disease prevalence: Insights from the 33 Communities Chinese Health Study. **Environment international**, 123, 310-317.

ZAMBRANO GARCÍA, A.; MEDINA COYOTZIN, C.; ROJAS AMARO, A.; LÓPEZ VENERONI, D.; CHANG MARTÍNEZ, L.; SOSA IGLESIAS, G. (2009). Distribution and sources of bioaccumulative air pollutants at Mezquital Valley, Mexico, as reflected by the atmospheric plant *Tillandsia recurvata* L. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 9(17): 6479-6494.

ZANELLA, J. R. C. (2016). Zoonoses emergentes e reemergentes e sua importância para saúde e produção animal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, 51, 510-519.

ZANDALINAS, S. I.; FRITSCHI, F. B.; MITTLER, R. (2021). Global warming, climate change, and environmental pollution: recipe for a multifactorial stress combination disaster. **Trends in Plant Science**, 26(6), 588-599.

ZHENG, S. A.; WU, Z.; CHEN, C.; LIANG, J.; HUANG, H.; ZHENG, X. (2018). Evaluation of leafy vegetables as bioindicators of gaseous mercury pollution in sewage-irrigated areas. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(1): 413-421.

ZHOU, Z.; TAN, Q.; LIU, H.; DENG, Y.; WU, K.; LU, C.; ZHOU, X. (2019). Emission characteristics and high-resolution spatial and temporal distribution of pollutants from motor vehicles in Chengdu, China. **Atmospheric Pollution Research**, 10(3), 749-758.

ZHOU, B.; ZANG, R.; ZHANG, M.; SONG, P.; LIU, L.; BIE, F., GAO, S. (2022). Worldwide burden and epidemiological trends of tracheal, bronchus, and lung cancer: A population-based study. **EBioMedicine**, 78, 103951.



atmosphere





**EVALUATION THE URBAN ATMOSPHERIC CONDITIONS USING
MICRONUCLEI ASSAY STOMATAL INDEX IN *Tradescantia pallida***

REVISTA: Atmosphere

ISSN: 2073-4433

Article

Evaluation the Urban Atmospheric Conditions Using Micronuclei Assay and Stomatal Index in *Tradescantia pallida*

Talita Daiane Bernardo Soares ¹, Aline do Nascimento Rocha ², Emerson Machado de Carvalho ³, Juliana Rosa Carrijo Mauad ⁴ , Silvana Aparecida de Souza ², Caio Augusto Mussury Silva ⁵ and Rosilda Mara Mussury ^{1,2,*} 

- ¹ Postgraduate Program in Biodiversity and Environment, Federal Faculty of Biological and Environmental Sciences, University of Grande Dourados, Dourados 79800-000, Mato Grosso do Sul, Brazil; th_alita_soares@hotmail.com
- ² Postgraduate Program in Entomology and Biodiversity Conservation, Faculty of Biological and Environmental Sciences, Federal University of Grande Dourados, Dourados 79800-000, Mato Grosso do Sul, Brazil; aline_2402@hotmail.com (A.d.N.R.); silvana.souza059@academico.ufgd.edu.br (S.A.d.S.)
- ³ Techno-Science and Innovation Training Center, Federal University of Southern Bahia—UFSB, Ilhéus 45604-811, Bahia, Brazil; emerson.carvalho@ufsb.edu.br
- ⁴ Postgraduate Program in Agribusiness, Federal University of Grande Dourados, Dourados 79800-000, Mato Grosso do Sul, Brazil; julianacarrijo@ufgd.edu.br
- ⁵ Faculty of Medicine, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte 31270-901, Minas Gerais, Brazil
- * Correspondence: maramussury@ufgd.edu.br

Abstract: Air pollution substantially damages ecosystems and public health and is one of the major challenges for air quality monitoring management. The use of the plant bioindicator *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt has shown excellent results in terms of determining the effect of airborne contaminants in urban environments, complementing conventional methods. The present study seeks to determine the air quality in the Ivinhema Valley, MS, using the variation in MCN frequency and stomatal indices of *T. pallida* as air pollution biomarkers. The biomonitoring tests were performed monthly by collecting floral and leaf buds during the summer, autumn, winter, and spring of 2021 in Angélica, Ivinhema, and Nova Andradina. The stomatal leaf density, influence of vehicle flow, and environmental variables such as altitude, temperature (°C), relative humidity (RH), and rainfall in the three cities under study with different urban vehicle intensities were analyzed. A significant increase in MCN was observed for the cities of Nova Andradina and Ivinhema in summer and spring. On the other hand, the city of Angélica had a low frequency of MCN throughout the experimental period. A seasonal and spatial pattern was also observed for the stomatal index, with significantly higher values for the city of Angélica in autumn and winter. Our data allowed observing that the MCN showed the greatest association with vehicular flow. The mutagenic effects observed in *T. pallida*, through the MCN frequency, constituted an important biomarker of air pollution, explained mainly by the relationship with the flow of vehicles.

Keywords: woodpecker; air pollution; stomatal index; seasonality



Citation: Soares, T.D.B.; Rocha, A.d.N.; de Carvalho, E.M.; Mauad, J.R.C.; de Souza, S.A.; Silva, C.A.M.; Mussury, R.M. Evaluation the Urban Atmospheric Conditions Using Micronuclei Assay and Stomatal Index in *Tradescantia pallida*. *Atmosphere* **2023**, *14*, 984. <https://doi.org/10.3390/atmos14060984>

Academic Editor: Anna Di Palma

Received: 17 April 2023

Revised: 22 May 2023

Accepted: 25 May 2023

Published: 6 June 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. INTRODUCTION

Increasing industrialization and urbanization have contributed to the increased rate of atmospheric pollution, causing numerous impacts on human health and the environment [1]. In urban centers, the increase in the vehicle fleet and decrease in green areas have increased the concentration of toxic, mutagenic, genotoxic, and carcinogenic [2,3] compounds that are formed in the combustion process, contributing to the formation of heat islands that hinder the dissipation of pollutants [4].

The One Health approach encompasses and interrelates human health, animal health, and their interaction with the environment as a single and inseparable factor for the preservation and maintenance of the global balance [5], focusing on the importance of ecosystem

stability and biodiversity conservation in relation to epidemiological health [6,7]. By associating the concept of individual health and the triad of human, animal, and environment, the propagation and dispersion of toxic compounds and chronic exposure to them becomes a worrisome factor at the biological scale with direct and indirect impacts on organisms, plants, and humans [8]. In short, collaborative efforts of various disciplines working locally, nationally, and globally are required to achieve optimal health for humans, animals, and our environment.

The impacts of natural resource destruction and changes in air quality associated with systemic, critical, and complex climate changes can result in environmental disasters such as floods, severe drought, and extreme temperature increases with lethal heat waves that threaten humans [9]. These events affect the dynamics of ecosystem food chains and webs, amplifying the trophic cascade effect in terms of propagating vectors of emerging diseases [10] and contributing to the occurrence of zoonoses [11], new infectious and respiratory diseases, epidemics, and pandemics [12]. In this same context, urban expansion driven by population growth has also generated deleterious effects on air quality, mainly due to toxic gases resulting from increased vehicular flow.

Several studies highlight air pollution as one of the main risk factors for mortality and morbidity worldwide, triggering respiratory [13,14] diseases such as asthma, bronchitis, and allergic rhinitis and causing irritation and discomfort of the eyes and skin [15]. Air pollution has also been correlated with pathological conditions associated with severe acute respiratory syndrome, one of the complications of COVID-19 [16], in addition to influencing neurological [17] and cardiac damage [18–20] and increased carcinogenic changes in populations [21,22]. Thus, the adoption of biological markers or biomonitoring of atmospheric pollution as a factor to control related comorbidities is emerging.

The use of higher plants integrated with environmental biomonitoring is an effective tool for measuring the air quality in urban areas, as addressed in several scientific articles [23–29]. The main reservoir of gaseous pollutants in plants is the leaf surface, with gases commonly entering through the stomata, an important structure in the gas exchange between plants and the atmosphere [26,27]. Stomata can be used more efficiently than physicochemical methods to provide data [28], allowing assessments of toxicological risks to public health, as stomata present cellular characteristics with genetic complexity similar to that of humans [29]. Therefore, they complement the mathematical evaluations that are based only on estimates of the rate of pollutants dissolved in the air and do not express the effects caused in the biotic environment [30,31].

Among the plant species with wide application in atmospheric biomonitoring, *Tradescantia pallida* var *purple* (Rose) DR Hunt stands out [32,33]. Known popularly as the purple heart, purple-throated pearl, or “trapoerabão”, it is an exotic plant in Brazil [34] that is herbaceous and succulent, easily colonizes and adapts to diverse environments, and is widely used as a tropical ornamental plant [34–36].

Studies have shown the efficiency and sensitivity of mutagenic bioassays of *T. pallida* pollen grain tetrads by estimating the micronucleus (MCN) frequency (TRAD-MCN (TRAD-MCN)) and its relationship with pollutant compounds in inducing damage in meiotic cell division [35–37]. The TRAD-MCN test is a mutagenicity parameter widely used in environmental biomonitoring studies that allow the quantification of chromosomal aberrations during meiosis resulting from whole or fragmented chromosomes not incorporated into the nucleus after cell division with a tendency to have greater amplitudes under conditions of environmental disturbance [38–40].

Research also suggests that anatomical leaf analyses, such as stomatal density (SD), the stomatal index (SI) [26,29], and changes in epidermal, cuticle, and mesophyll thickness, are parameters related to the environmental conditions of urban centers that measure their pollution impacts and can be associated with different variables, such as vehicle flow and environmental conditions. That is, according to environmental toxicity, plants can increase or decrease their photosynthetic area [41] and may exhibit variations in SD, stomatal distribution, and stomatal morphology [42,43]. To mitigate the damage caused by contaminants, changes in stomatal thickness, tissue size, and parameters are strategies found in some species exposed to stressors [44,45].

The territory of Mato Grosso do Sul is an important Brazilian agricultural region with high levels of pollutants. The state borders countries such as Bolivia and Paraguay and several states such as Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Paraná, and São Paulo. One of the main causes of the increase in atmospheric contaminants in this territory is the growing number of vehicles along highways and urban roads, with more than 1.5 million vehicles, both for passengers (cars and motorcycles) and cargo (trucks and buses) [46]. However, the commonly adopted physical and chemical atmospheric indicators do not reflect the cumulative effects of certain pollutants on the tissues of plants and animals, which may lead to the aggravation of chronic diseases with deleterious effects on human health.

Studies conducted in cities in the state of Mato Grosso do Sul in its the southwestern mesoregion [26], Dourados microregion [23,29,47,48], some municipalities of greater Dourados [27], and Bodoquena region [24,25] have shown that toxic substances released by motor vehicles and weather conditions can lead to genetic and anatomical leaf damage to *T. pallida* in urban environments, indicating the applicability of this methodology for evaluating air quality and its negative implications for humans.

The region of the Ivinhema Valley, southeastern part of Mato Grosso do Sul state, has focused its regional economic growth on the sugarcane, agricultural, and beef processing sectors, which are strongly linked to the agribusiness sector. In addition to the productive economic sector, there is intense vehicle traffic in the region along the highways that connect São Paulo state and Paraná to Mato Grosso do Sul with a high number of vehicles grain transport, thus emitting large amounts of atmospheric contaminants that degrade the environment and affect human life in these locations. Given these impacts, the present study seeks to determine the air quality in this region using the variation in MCN frequency and SI of *T. pallida* as a bioindicator.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study Area

Air quality biomonitoring was performed in three municipalities in the Ivinhema Valley: Angélica, Ivinhema, and Nova Andradina (Figure 1). The Ivinhema Valley Territory is located in the southeastern part of Mato Grosso do Sul state, Brazil. It contains ten municipalities, namely, Anaurilândia, Angélica, Bataguassu, Batayporã, Brasilândia, Ivinhema, Nova Andradina, Novo Horizonte do Sul, Santa Rita do Pardo, and Taquarussu. It comprises an area of 29,627.90 km², which corresponds to almost 8% of the state's area. The area of the municipalities within the territory varies between 6141.62 km² (Santa Rita do Pardo) and 849.12 km² (Novo Horizonte do Sul) [49].

The sampling area was random considering strategic points such as easy access, plants in good condition, existing in the place for some time (more than 2 months), in two areas with different urban vehicle densities. Sampling was performed monthly between January and September during the summer, fall, winter, and spring seasons in 2021.

2.2. Test Procedures (TRAD-MCN)

For each city and biomonitoring point, high-flow and low-flow sites were adopted using *T. pallida* biomonitors already existing at the evaluation sites (passive method). The test (TRAD-MCN) was developed according to the appropriate protocol [39]. Seven young *T. pallida* flower buds were collected monthly in the summer, fall, winter, and spring seasons of 2021 in the regions of high and low flow, totaling fourteen samples, for each city. The inflorescences were fixed in Carnoy's solution (3 ethyl alcohol:1 acetic acid), and after 24 h, they were transferred to an alcohol solution at a concentration of 70%. From the sampled flower buds, 6 slides were prepared for each site according to the methodology proposed by Ma (1981) [40]. In each slide, 300 young tetrads of pollen grain mother cells were calculated, and the MCN number was recorded using an optical microscope at a 400× magnification (Nikon YS2; Tokyo, Japan). The results were expressed as percentages (MCN frequency in 100 tetrodes).

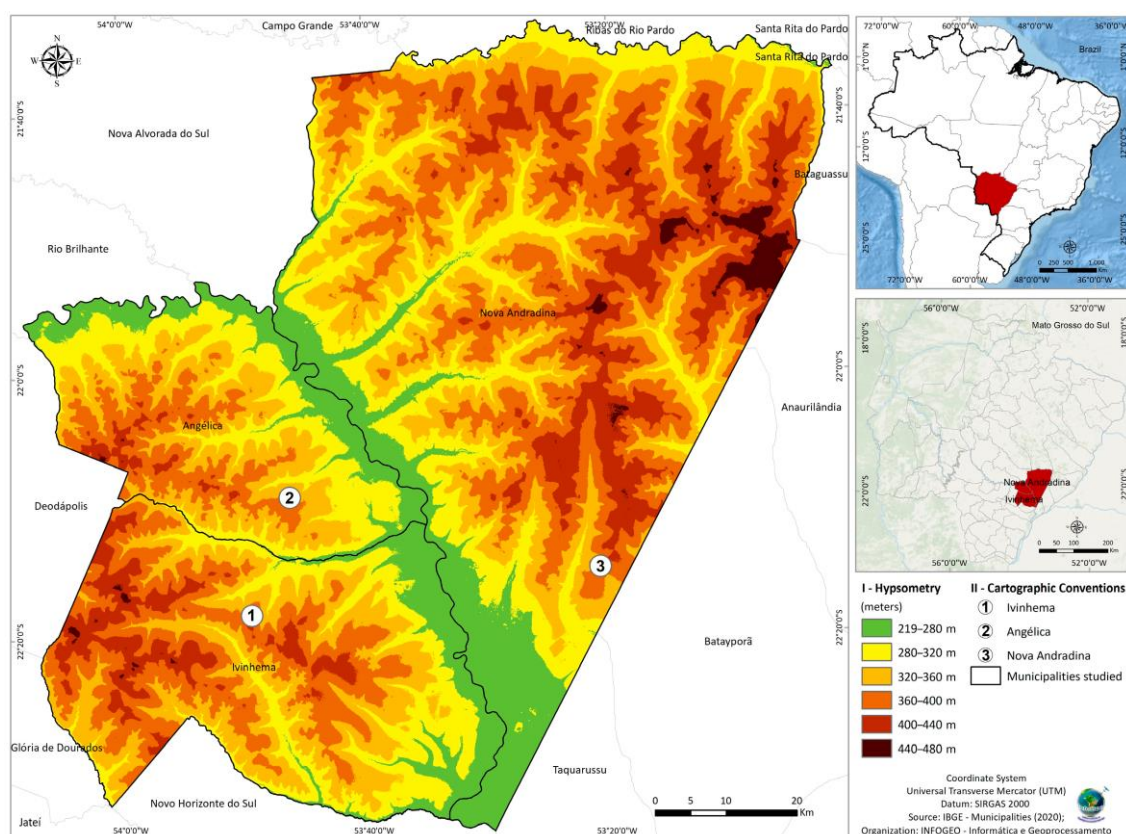


Figure 1. Map of the altitudes of the cities evaluated in the Ivinhema Valley in the southeastern region of Mato Grosso do Sul, highlighting the sampling points.

2.3 Stomatal Anatomical Analysis

Stomatal analyses were performed with fresh plant material fixed in FAA (formol, alcohol, glacial acetic acid) 50 solution and preserved in 70% ethanol (*v/v*). The samples were formed into paraffin sections in the laboratory by hand, and semipermanent slides were prepared with the bleached sections in 2% sodium hypochlorite solution, washed in distilled water, and stained with 1% safranin and Astra blue 1% solution at a 9:1 ratio [50]; then, the slides were mounted between the slide and the coverslip with glycerinated gelatin.

For each point (high and low flow) and sampling period (month), five leaves from each sampling, totaling 10 leaves, were cut into paradermal sections by hand with a razor blade. For each slide, 10 fields were analyzed, totaling 100 fields. The stomatal index (SI) was calculated and estimated using the formula $SI = NS/(EC + NS) \times 100$ where NS is the number of stomata and EC is the number of epidermal cells [51].

2.4 Analysis of Vehicle Flow in Cities with Low and High Flow and Environmental Variables

The influence of vehicle flow was evaluated monthly concomitant with the collection period, adopting the quantitative method of determining traffic by counting the vehicles that circulated through the sampling points and monitoring during the hours of high flow, from 8:00–9:00 in the morning and from 11:00–12:00 and 17:00–18:00 in the afternoon. Subsequently, the results were expressed as the mean of the regions where traffic was measured (high flow and low flow). Roads with intense flow of vehicles, commercial areas (high flow), and roads with low flow of vehicles, residential were considered.

Data from environmental variables of the three cities, such as temperature ($^{\circ}\text{C}$), relative humidity (RH), and rainfall data were obtained from weather stations in Nova Andradina from January to September (<https://www.cemtec.ms.gov.br/boletim-mensal/> accessed

on 4 January 2021).

2.5. Mapping of the Evaluated Areas

From the analysis of the MCN frequency in *T. pallida*, the mapping of the most affected regions in terms of air quality was performed using a hypsometric map and spatial interpolation. The hypsometric map consisted of digital elevation model data provided by the TOPODATA (Geomorphometric Database of Brazil; accessed on 05 October 2021) project of the National Institute of Space Research (INPE) and processed in the Quantum Geographic Information System (GIS) application, version 2.6. The spatial interpolation map of the sampled cities was obtained based on the MCN frequency using the kernel interpolation technique, allowing an image of the air quality conditions in the analyzed cities. The pollution indicator triad consists of a three-axis graphical interface where each axis represents an analyzed index; its interpretation is provided by checking the position of each end of the polygon formed on the axis in question; the closer to the outer edge, the more representative the indicator is at the studied point. In this study, four pollution indicators (population estimate, cardiorespiratory diseases, MCN frequency, and vehicle flow) were used. The indicators were standardized to the same scale (new index (NI)), from the sum of the RTM (ratio to maximum value), according to the equation:

$$RTM_i = V_{yi} / V_{my} \quad NI = RTM_i / RTM_0$$

where V_{yi} is the value of the evaluated parameter (SI, MCN frequency, and vehicle flow) at Station i ; V_{my} is the maximum average value of the parameter among all sampling stations; NI is the new index calculated for each component of the analysis (population estimate, cardiorespiratory diseases, MCN frequency, and vehicle flow), which at the reference station is equal to 1 for each variable; RTM_i corresponds to the RTM of the station under analysis; and RTM_0 is the corresponding RTM of the reference station. As a reference area, we used a fragment of Atlantic forest (Mata Azulão) far from the vehicles and other stressors.

2.6. Statistical Analysis

The experiment was conducted in a completely randomized design with a factorial scheme of 3 cities \times 9 months with 10 repetitions for the stomatal analysis and 6 repetitions for MCN frequency. The data were evaluated by the F test at 5% probability. When statistically significant differences were detected, the means were compared by Tukey's test at 5% probability.

The vehicular flow in the cities was determined by means (high and low flow). It was considered 3 cities and 2 collection points in each city for the three different times analyzed. The data were analyzed in a completely randomized design and the means were compared by Tukey's test at 5% probability. For the SI, the evaluation of the significant interaction between cities and seasons was compared by Tukey's test at 5% probability.

The environmental data, vehicle flow, MCN frequency, and SI were transformed (data observed–mean)/standard deviation and compared by principal component analysis (PCA) through the "rda" function in the "vegan" package in the R program (R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria. ISBN3-900051-07-0, Available in: <http://www.r-project.org/> accessed on 4 September 2021).

3. RESULTS

3.1. Mutagenicity and Micronuclei (MCN)

In Figure 2, it is possible to identify significant seasonal and spatial patterns in the frequency of MCN: values three to nine times higher between June and September (winter and early spring) for the cities of Ivinhema and Nova Andradina and low values through-

out the year in the city of Angélica. There was also a significant increase in MCN for the cities of Nova Andradina and Ivinhema from the beginning of the experimental period (January–summer) to its end (September–spring); the city of Angélica had low MCN throughout the experimental period.

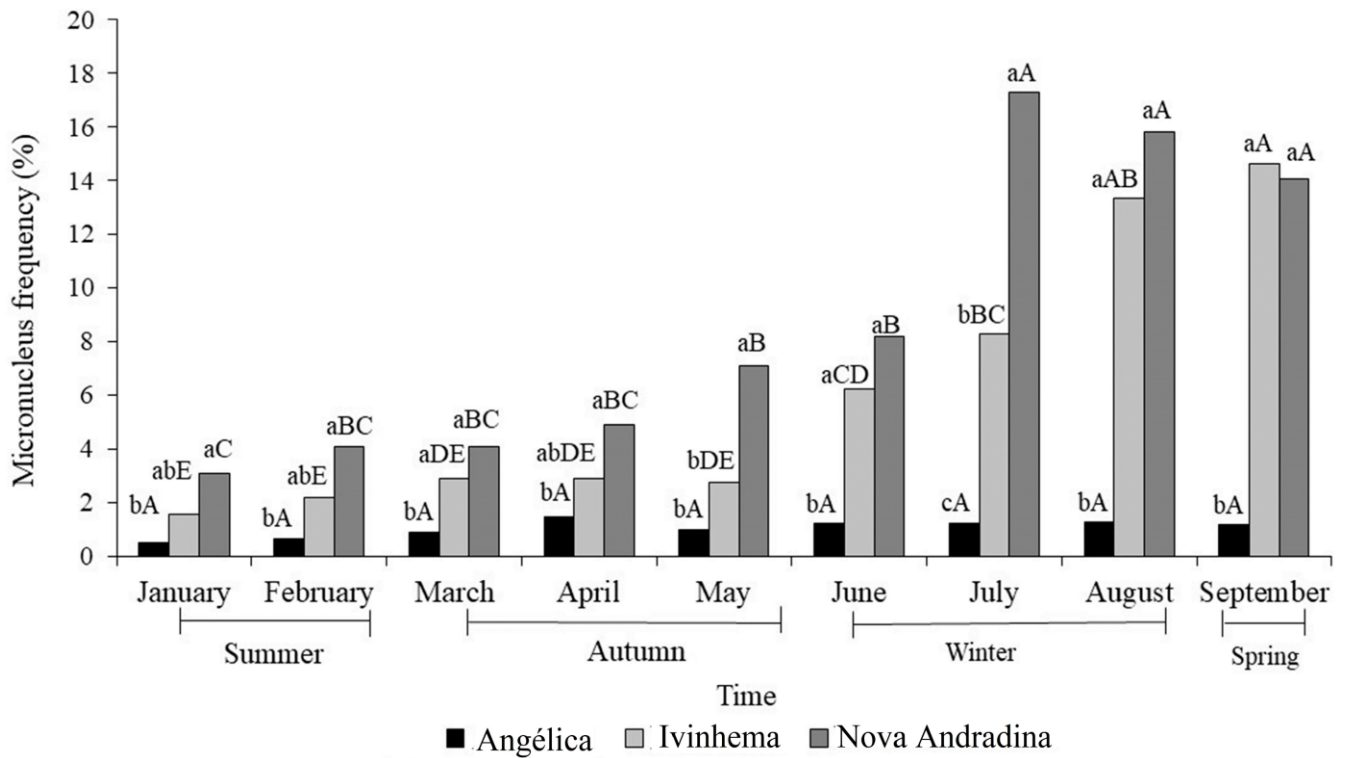


Figure 2. Micronucleus frequency in tetrads of *Tradescantia pallida* (Trad-MCN) in the cities and in the months evaluated. Lowercase letters compare cities within a month, and uppercase letters compare a city within the different months. Columns indicated with different letters differ statistically from each other by Tukey's test at 1% probability.

Nova Andradina and Ivinhema cities had high vehicular traffic (average of 20.55 and 16.44, respectively), differing significantly from Angélica (average 5.00).

In cities, in general, it was found that the highest vehicle flow occurred between 5:00 pm and 6:00 pm in the cities analyzed. In between 11:00 am and 12:00 pm, a significant difference in vehicle flow was observed for the cities of Angélica when compared to Ivinhema and Nova Andradina. Statistical differences were identified between the traffic schedules for the city of Angélica ($p = 0.001$), with the morning (08:00–09:00 h) and the afternoon (17:00–18:00 h) being the hours of higher traffic peaks with higher mean flow in the month of August, differing statistically from the period of 11:00–12:00 (Figure 3A,B). No differences were identified between the times for the city of Ivinhema ($p = 0.11$) (Figure 3C,D). However, in July, higher values of vehicular flow were recorded. In Nova Andradina, there was a significant difference between the times ($p = 0.007$), showing intense vehicle flow between 17:00 and 18:00, with higher averages in February (Figure 3E,F).

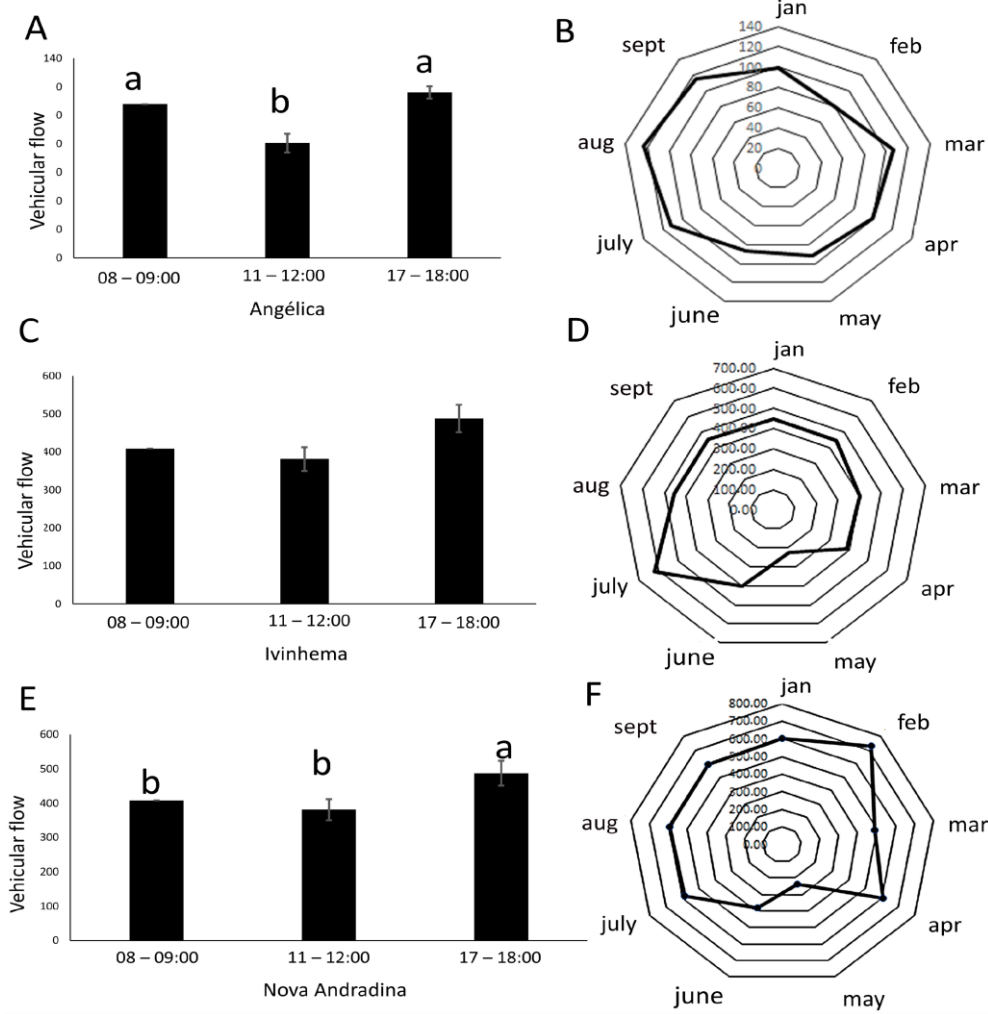


Figure 3. Average vehicle flow for the cities evaluated (A,C,E) and average vehicle flow throughout the sampling periods (B,D,F). Lowercase letters (a, b) in (A,E), differ statistically, from each other by Tukey’s test at 1% probability.

3.2. Leaf Epidermal Characteristics

It was possible to observe a significant seasonal and spatial pattern for the SI: when comparing the cities within each month, significantly higher Sis were observed for *T. pallida* in the city of Angélica in the months of April, June, July, and August, which was autumn and winter; when comparing the months for each city, only Ivinhema and Nova Andradina showed a significant drop in the SI in the months of June to August, which was exclusively during the winter (Figure 4).

3.3. Environmental Variables, Micronuclei, and Stomata

Figure 5 shows the interactions between the indicators shown in Figures 2–4; Axis 1 accounts for 57.01% of the interactions between the MCN frequency and vehicle flow variables. Axis 2 accounts for 23.63% of the factors, with the SI variable in the inverse position to the MCN frequency. The environmental variables of temperature, RH, and rainfall showed low associations with the frequency of micronucleus and vehicular flow, this reinforces our findings considering that the vehicular flow is indicative of the emission of polluting gases and was what most correlated with the frequency of micronuclei. In summary, the MCN frequency and the flow of vehicles were associated, inferring for air pollution. On the other hand, the SI was not considered an adequate biomarker to infer air pollution due to the low association with the aforementioned factors.

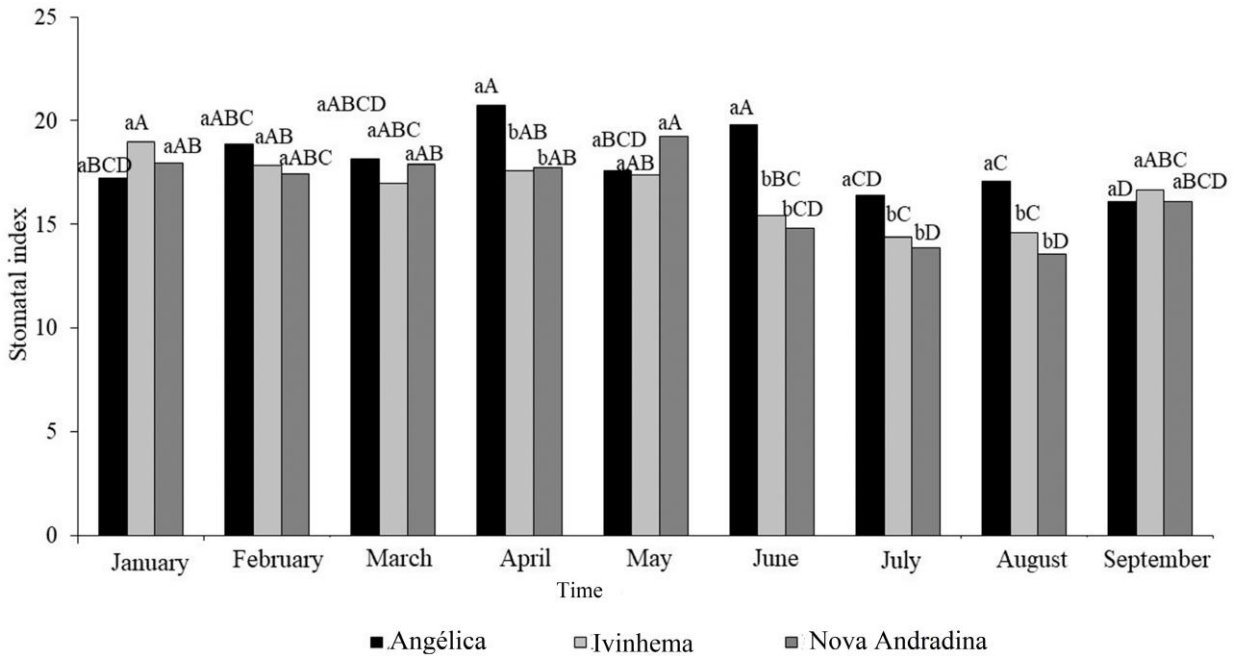


Figure 4. Means of the stomatal index of *Tradescantia pallida* from three cities in the Ivinhema Valley in the southwestern region of the state of Mato Grosso do Sul-MS. Lowercase letters compare cities within a month, and uppercase letters compare a city within the different months.

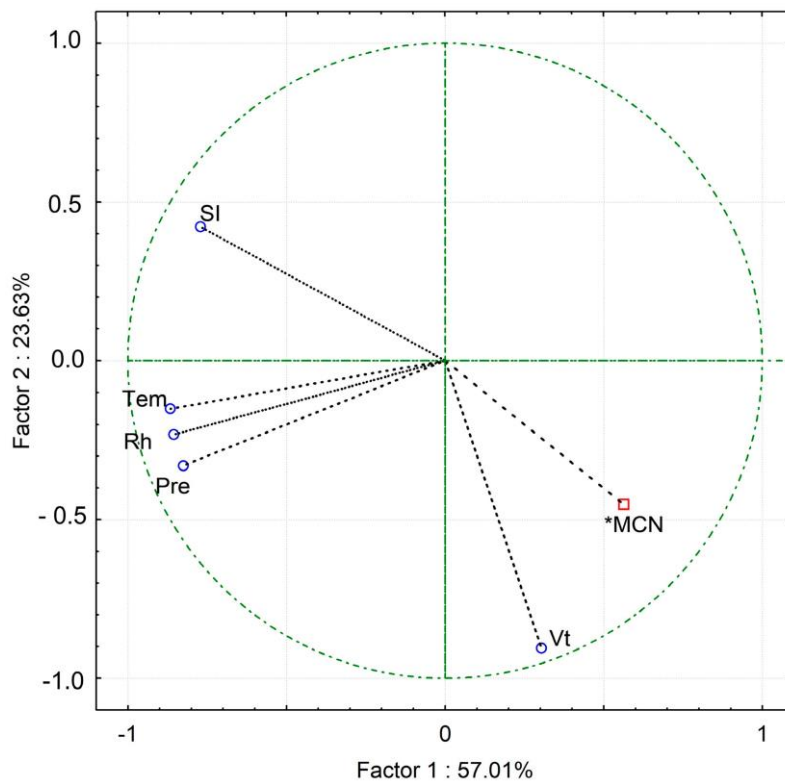


Figure 5. Principal component analysis (PCA) of the environmental variables temperature (Temp), relative humidity (Rh) and precipitation (Pre), in addition to vehicle traffic (Vt), frequency of micronuclei (*MCN) and stomatal index.

3.4. Mapping the Risk Areas

The kernel map showed a spatial geographic pattern of the MCN frequencies (Figure 6 above). The areas in red represent the regions of Nova Andradina and Ivinhema, with Nova Andradina being the region with the highest MCN frequency. The area in blue represents city of Angélica, where we identified a smaller area characterizing the lowest MCN frequency observed. The triad of pollution indicators (Figure 6 below), which took into account the SI, MCN, and vehicle traffic (FV) variables, showed the strength of each indicator compared to a reference environment. In the city of Angélica, all three indicators were very close to the reference value, while in the cities of Ivinhema and Nova Andradina, only the SI was close to the reference values (outside line of graphical representation). These results indicate that the SI was not a good indicator of pollutants at the sampled sites.

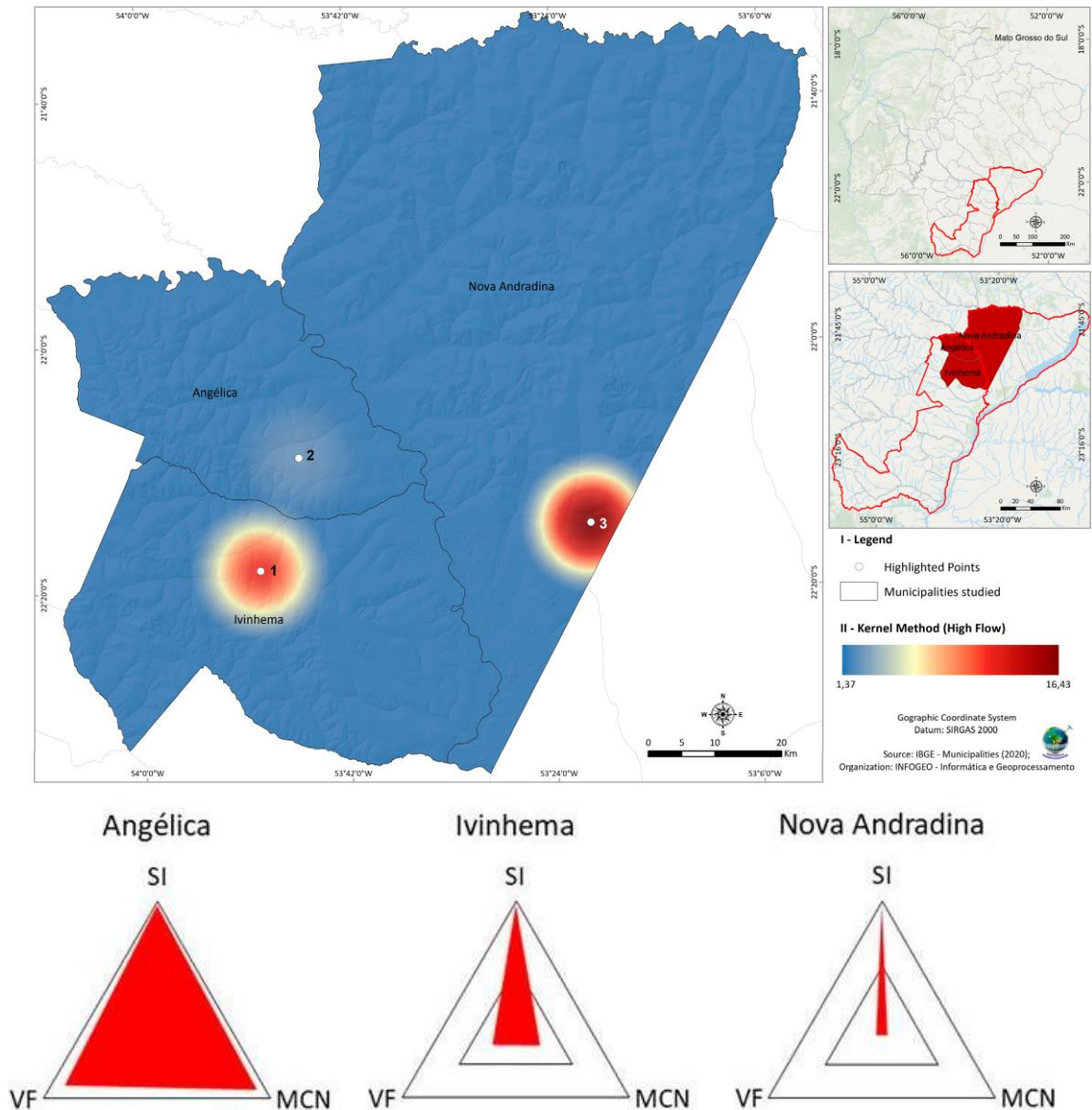


Figure 6. Kernel interpolation map showing the spatial distribution of pollution intensity in the cities: Angélica, Ivinhema and Nova Andradina, southeastern part of the state of Mato Grosso do Sul (**upper image**). Analysis of the triad of pollution indicators for the stomatal index (SI), micronucleus (MCN) frequency, and vehicle flow (VF) represented in the radar chart on the map (**lower image**).

4. Discussion

The data obtained in the study show the influence of high vehicular flow, when comparing the cities among themselves, on the induction of genetic damage in *T. pallida*. According to literature data [38,52–54], it is possible to infer that this damage was attributed to the large amount of toxic particles released by vehicles' engines during the burning of fossil fuels, and these particles stimulated the occurrence of mutations in urban centers. On the other hand, the data obtained with the SI did not show a robust relationship with vehicle flow and, indirectly, with aspects related to air pollution.

Of the cities, Nova Andradina and Ivinhema had the highest means of vehicles (536.11; 425.97 in the three hours, respectively) when compared to Angélica (101.48 vehicles at three times) (Figure 3), i.e., indicators that infer atmospheric pollution. It is the eighth largest city in the state of Mato Grosso do Sul and known as the "Capital of the Ivinhema Valley", with

55.224 inhabitants and a large economic and livestock sector for Brazil. It is located 308 m altitude, at 22°14'6" S, 53°19'54" W [55]. This city has state and federal highways that connect the states of São Paulo and Paraná and are an important route for the flow and export of agribusiness. In addition to these implications, among the cities evaluated, this city is the only one that has several traffic lights at its central point to control and organize transportation flow and urban movement, promoting the expansion of contaminants emitted by vehicle exhaust and exhaust gases at the monitored points.

At intersections with traffic lights and signals, drivers tend to decrease their speed, stopping, and then continuing with sudden acceleration, and it is possible to infer that the gradual emission of exhaust gases, from the engine and combustion with a high concentration of toxic elements, especially carbon monoxide (CO), particulate matter (PM), hydrocarbons (PAHs), nitrogen oxide (NO), and sulfur (SO₂), lead to mutations in the somatic and germ cells of *T. pallida* and favor the incidence of MCN [29,33,35,56,57].

The city of Ivinhema also had high MNF and vehicle traffic values, suggesting high levels of atmospheric pollutants. These observed mutagenic effects may have been related to the state highway (BR-276), which connects several cities, facilitating access to the urban perimeter. In addition to this factor, the city contains sugar and ethanol plants in the region that require a large fleet of trucks and heavy vehicles for transportation of the products.

The city of Angélica had relatively low values of vehicle traffic, which conferred a low MCN frequency. According to Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) data from 2021 [46], Angélica also has the lowest estimated population (11,081 humans) compared to that in Ivinhema (23,277 humans) and Nova Andradina (56,057 humans). The results for vehicle flow and MCN frequency associated with population data indicated low or moderate air pollution. Angélica has a single-access road to the municipality, which results in reduced vehicle circulation and consequently minimal emissions of exhaust gases from the combustion engine with a high concentration of toxic elements. Godoy et al. [23] also showed that the high MCN frequencies in *T. pallida* were mainly related to the high vehicle flow and high population density.

Other studies in the literature on different regions of Brazil corroborate our results and the patterns found between vehicle flow and its mutagenic effect in *T. pallida*. In a study on the influence of pollutants on *T. pallida*, the authors [27,29] identified a positive association between genetic effects in pollen grains of inflorescences exposed to a high volume of cars in urban intersections. Similar results were found in regions with different fleet volumes in the municipalities of Ribeirão Preto in southeastern Brazil [36] and São Leopoldo in southern Brazil [58] and in the Dourados microregion in central-western Brazil [23], where areas with high vehicle emissions were correlated to higher frequencies of MCN. These regions have minimum and maximum distances from each other of approximately 900 and 1400 km, respectively; however, they showed consistent patterns when inferring vehicle flow at the MCN frequency.

Our results indicated that the SI had an imprecise relationship between pollution (vehicle flow) and climatic stressors. The months corresponding to the winter period, characterized by significant drops in temperature and RH, also showed decreases in the SI values for cities with high vehicle traffic. Similar studies suggest that these two factors may aggravate their

substantial risks to human health and urban biodiversity [26,48]. These climatic conditions are likely related to the process of thermal inversion and the formation of heat islands that provide less wind circulation and dispersion of gaseous particles [59], thus intensifying the oxidative action of pollutants in terms of genetic changes. We observed that during the winter and spring seasons, in periods with lower temperatures and RH, the MCN frequency increased for cities with higher vehicle traffic. These results are similar to those found in other studies [26,27], which found an inversely proportional relationship between the increase in the frequency of MCN in *T. pallida* specimens and environmental variables, such as RH and temperature.

In our study, the altitude variable was not related to the increase in the frequency of chromosomal damage in the samples, possibly due to the low variability between the municipalities in the Ivinhema Valley (380 to 358 m). This trend was also shown by Spósito et al. [27] in cities of the Mato Grosso do Sul microregion, with similar vertical distances to sea level (318 to 470.2 m). However, studies conducted in other regions of the state with substantial variations in altitude (206 and 658 m) found that cities with higher altitudes had a positive correlation with the MCN frequency in *T. pallida* plants, indicating an influence on air quality and clastogenic effects [26].

The increase in the MCN frequency in different seasons was probably an adaptive response of the *T. pallida* plants to atmospheric mutagenic and genotoxic agents dispersed by vehicle sources, demonstrating their possible effects and damage to exposed living organisms, including humans. In a recent study, ref. [23], the authors related the frequency of micronuclei of environmental conditions, cardiorespiratory diseases, number of hospitalizations, and pathologies to vehicle flow in some cities of Mato Grosso do Sul. This same study also identified that municipalities with high MCN frequencies exhibited the highest number of cardiorespiratory diseases. In birds present in forest fragments, the effect of urbanization and vehicle traffic influenced the increase in the frequency of mutations due to the absorption of polluted air as a causative agent of genetic toxicity (MCN) in erythrocytes of birds close to urban habitats [60]. Both studies highlighted the impacts of toxic compounds from the air and the drastic damage in the short- and long-term as a result of exposure in organisms previously exposed to the action of toxicological agents, emphasizing their risks and effects through mutagenic analyses.

In contrast, the observations found for the leaf epidermal parameters were not as robust as the MCN data in terms of indicating air pollution. The SIs indicated that stomatal and epidermal cell reduction may be adaptive strategies in *T. pallida* that allow it to tolerate toxic stress while also being adaptive responses to climate change. This adaptive mechanism mitigates the physiological deterioration and losses from gas exchange in response to stressors, and *T. pallida* may limit its metabolism and trigger protective mechanisms. Studies conducted in the state of Mato Grosso do Sul corroborate these observations and indicate a correlation between low SIs and high-altitude regions [26]. The authors associated these data as biological responses to prevent the diffusion of atmospheric pollutants from intense vehicle use to leaves in the cities evaluated. This adaptation mechanism was also described by Alves et al. [61] when observing stomatal reduction in the hybrid clone 4430 of *T. pallida* exposed in polluted areas in the city of São Paulo.

The mean annual monitored risks in the areas on the kernel interpolation map show the deleterious mutagenic effects in the cities of Nova Andradina and Ivinhema, places with high vehicle flow. The city of Angélica, with low vehicle flow, has a low intensity of pollutants. To corroborate these results, the triad of environmental quality shows how close the city of Angélica is to the reference values for an area with good and/or excellent environmental quality in relation to atmospheric pollution. The results presented in the triad of environmental quality for vehicle flow and MCN frequency were consistent for the three regions sampled. On the other hand, the results of the SIs were not visually associated with the other indicators. The high SI values in all regions with markedly different vehicle flow amounts and mutagenicity effects in *T. pallida* suggest the need for further studies to understand the adaptive mechanisms of this species. Variations in SI are one of the main necessary anatomical adaptations of plants needed to survive in habitats with toxic atmospheric particles [45,62,63] and intrinsic climatic characteristics [26]. However,

our results were inconclusive in terms of supporting such patterns related to atmospheric pollution stress.

In summary, the mutagenic effects observed in *T. pallida* through the MCN frequency constituted an important biomarker of air pollution, mainly explained by the relationship with the vehicle flow. Such mutagenic effects were also highlighted by the chronic environmental effects on *T. pallida* resulting from atmospheric pollutants.

In short, the findings of this study provide information on the impact of pollution as a tool for assessing atmospheric quality and preventing and controlling urban vehicle emissions. Vehicular flow is the main inducing activity of oxidative stress in *T. pallida*, signaling how the growing vehicle fleet deteriorates atmospheric quality, causing biological injuries in plants and consequently in humans.

5. Conclusions

The MCN frequency was positively associated with vehicular flow, which was considered in this study as the main activity responsible for air pollution. However, the comparative analysis between vehicular flow, MCN frequency and SI showed that MCN is a more sensitive biomarker to indicate the deleterious effects of air pollution. The SI requires further study since climatic oscillations had an adaptive effect on the test plant masking the possible effects of atmospheric pollutants. The cities of Nova Andradina and Ivinhema were the regions with the highest MCN frequency and lowest SI, distinguishing them from Angélica, which showed low variation throughout the evaluations.

Author Contributions: Conceptualization, T.D.B.S. and R.M.M.; methodology, T.D.B.S., A.d.N.R. and R.M.M.; formal analysis, T.D.B.S., R.M.M. and E.M.d.C. data curation, T.D.B.S. and R.M.M.; draft preparation, T.D.B.S., A.d.N.R., E.M.d.C., J.R.C.M., S.A.d.S., C.A.M.S. and R.M.M.; writing—review and editing, T.D.B.S., A.d.N.R., E.M.d.C., J.R.C.M., S.A.d.S., C.A.M.S. and R.M.M.; funding acquisition, R.M.M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

References

1. Zhang, X.; Han, L.; Wei, H.; Tan, X.; Zhou, W.; Li, W.; Qian, Y. Linking urbanization and air quality together: A review and a perspective on the future sustainable urban development. *J. Clean. Prod.* **2022**, *346*, 130988. [CrossRef]
2. Piekarska, K.; Karpińska-Smulikowska, J. Mutagenic Activity of Environmental Air Samples from the Area of Wrocław, Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* **2007**, *15*, 745–752.
3. Verma, P.K.; Sah, D.; Dubey, J.; Kumari, K.M.; Lakhani, A. Mutagenic and cancer risk estimation of particulate bound polycyclic aromatic hydrocarbons from the emission of different biomass fuels. *Chem. Res. Toxicol.* **2021**, *34*, 743–753. [CrossRef] [PubMed]
4. Sabatino, S.D.; Barbano, F.; Brattich, E.; Pulvirenti, B. The multiple-scale nature of urban heat island and its footprint on air quality in real urban environment. *Atmosphere* **2020**, *11*, 1186. [CrossRef]
5. Gibbs, E.P.J. The evolution of One Health: A decade of progress and challenges for the future. *Vet. Rec.* **2014**, *174*, 85–91. [CrossRef] [PubMed]

6. Rabinowitz, P.M.; Pappaioanou, M.; Bardosh, K.L.; Conti, L. A planetary vision for one health. *BMJ Glob. Health* **2018**, *3*, e001137. [CrossRef] [PubMed]
7. Zinsstag, J.; Crump, L.; Schelling, E.; Hattendorf, J.; Maidane, Y.O.; Ali, K.O.; Cissé, G. Climate change and one health. *FEMSMicrobiol. Lett.* **2018**, *365*, fry085. [CrossRef]
8. Prestes, R.M.; Vincenci, K.L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. *Braz. J. Anim. Environ. Res.* **2019**, *2*, 1473–1493.
9. Zandalinas, S.I.; Fritschi, F.B.; Mittler, R. Global warming, climate change, and environmental pollution: Recipe for a multifactorial stress combination disaster. *Trends Plant Sci.* **2021**, *26*, 588–599. [CrossRef]
10. Morais, K.V.R.; De Souza, P.M.A.; Morais, J.R.R.; Amaral, Y.A.M.; Catisani, F.; Oliveira, R.M.; Pisani, G.A.A. As doenças emergentes e reemergentes e seus determinantes. *Braz. J. Health Rev.* **2020**, *3*, 11227–11241. [CrossRef]
11. Zanella, J.R.C. Zoonoses emergentes e reemergentes e sua importância para saúde e produção animal. *Pesqui. Agropecu. Bras.* **2016**, *51*, 510–519. [CrossRef]
12. Rabello, A.M.; Oliveira, D.D. Impactos ambientais antrópicos e o surgimento de pandemias. *Unifesspa* **2020**, *26*, 1–7.
13. Jaafari, S.; Shabani, A.A.; Moeinaddini, M.; Danehkar, A.; Sakieh, Y. Applying landscape metrics and structural equation modeling to predict the effect of urban green space on air pollution and respiratory mortality in Tehran. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 412. [CrossRef] [PubMed]
14. Slama, A.; Śliwczyński, A.; Woźnica, J.; Zdrolik, M.; Wiśnicki, B.; Kubajek, J.; Franek, E. Impact of air pollution on hospital admissions with a focus on respiratory diseases: A time-series multi-city analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2019**, *26*, 16998–17009. [CrossRef] [PubMed]
15. Kuiper, I.N.; Svanes, C.; Markevych, I.; Accordini, S.; Bertelsen, R.J.; Bråbäck, L.; Johannessen, A. Lifelong exposure to air pollution and greenness in relation to asthma, rhinitis and lung function in adulthood. *Environ. Int.* **2021**, *146*, 106219. [CrossRef]
16. Marquès, M.; Rovira, J.; Nadal, M.; Domingo, J.L. Effects of air pollution on the potential transmission and mortality of COVID-19: A preliminary case-study in Tarragona Province (Catalonia, Spain). *Environ. Res.* **2021**, *192*, 110315. [CrossRef]
17. Lucchini, R.G.; Dorman, D.C.; Elder, A.; Veronesi, B. Neurological impacts from inhalation of pollutants and the nose–brain connection. *Neurotoxicology* **2012**, *33*, 838–841. [CrossRef] [PubMed]
18. Klompmaker, J.O.; Hart, J.E.; James, P.; Sabath, M.B.; Wu, X.; Zanobetti, A.; Dominici, F.; Laden, F. Air pollution and cardiovascular disease hospitalization—Are associations modified by greenness, temperature and humidity? *Environ. Int.* **2021**, *156*, 106715. [CrossRef]
19. Yang, B.Y.; Guo, Y.; Morawska, L.; Bloom, M.S.; Markevych, I.; Heinrich, J.; Dharmage, S.C.; Knibbs, L.D.; Lin, S.; Yim Hung-Lam, S.; et al. Ambient PM₁ air pollution and cardiovascular disease prevalence: Insights from the 33 Communities Chinese Health Study. *Environ. Int.* **2019**, *123*, 310–317. [CrossRef] [PubMed]
20. Gold, D.R.; Samet, J.M. Air pollution, climate, and heart disease. *Circulation* **2013**, *128*, e411–e414. [CrossRef]
21. Hvidtfeldt, U.A.; Severi, G.; Andersen, Z.J.; Atkinson, R.; Bauwelinck, M.; Bellander, T.; Fecht, D. Long-term low-level ambient air pollution exposure and risk of lung cancer—A pooled analysis of 7 European cohorts. *Environ. Int.* **2021**, *146*, 106249. [CrossRef] [PubMed]
22. Guo, H.; Chang, Z.; Wu, J.; Li, W. Air pollution and lung cancer incidence in China: Who are faced with a greater effect? *Environ. Int.* **2019**, *132*, 105077. [CrossRef] [PubMed]
23. Godoi, K.D.S.P.; Spósito, J.C.V.; Rocha, A.d.N.; Candido, L.S.; Silva, C.A.M.; Lemke, A.P.; Mussury, R.M. Mutagenicity in *Tradescantia pallida* as an Indicator of the Effect of Air Pollution and Human Health. *Atmosphere* **2021**, *12*, 1185. [CrossRef]
24. Salgueiro, S.A.M.; Rocha, A.N.; Mauad, J.R.C.; Silva, C.A.M.; Mussury, R.M. Biomonitoring of air quality in the Bodoquena microregion, Mato Grosso Do Sul: Mutagenic and morphoanatomical alterations in *Tradescantia pallida* (rose) DR Hunt var. *purpurea*. *Braz. J. Biol.* **2024**, *84*, e250100. [CrossRef]
25. Rocha, A.N.; Mussury, R.M. Green areas in an urban environment minimize the mutagenic effects of polluting gases. *Water Air Soil Pollut.* **2020**, *231*, 574. [CrossRef]
26. Rocha, A.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.* **2018**, *240*, 440–447. [CrossRef]
27. Spósito, J.C.V.; Crispim, B.A.; Romão, 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* **2017**, *175*, 108–113. [CrossRef]
 28. Spósito, J.C.V.; Crispim, B.A.; Mussury, R.M.; Grisolia, A.B. Genetic instability in plants associated with vehicular traffic and climatic variables. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2015**, *120*, 445–448. [CrossRef]
 29. Crispim, B.A.; Spósito, J.C.V.; Mussury, R.M.; Seno, L.O.; Grisolia, A.B. Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) DR HUNT cv. purpurea. *An. Acad. Bras. Ciênc.* **2014**, *86*, 1899–1906. [CrossRef]
 30. Belguidoum, A.; Haichour, R.; Lograda, T.; Ramdani, M. Biomonitoring of air pollution by lichen diversity in the urban area of Setif, Algeria. *Biodivers. J. Biol Divers.* **2022**, *23*, 970–981. [CrossRef]
 31. Bayouli, I.T.; Bayouli, H.T.; Dell’oca, A.; Meers, E.; Sun, J. Ecological indicators and bioindicator plant species for biomonitoring industrial pollution: Eco-based environmental assessment. *Ecol. Indic.* **2021**, *125*, 107508. [CrossRef]
 32. Ceglinski, L.D.V.; Garcia, E.M.; Reis, F.O.; Tavella, R.A.; Silva Júnior, F.M.R.D. Air quality assessment using the Pollen Abortion assay in *Tradescantia pallida* in a Mid-sized City in Southern Brazil. *Rev. Soc. Cient. Parag.* **2021**, *2*, 6–16. [CrossRef]
 33. Rodrigues, L.T.; Bione, N.C.P.; De Oliveira Filho, P.C.; De Souza, V.F.; Da Fonseca Machado, A.L. Influência sazonal da qualidade do ar na área urbana de Irati-PR: Bioensaios de genotoxicidade ambiental com *Tradescantia* clone 4430. *Braz. J. Dev.* **2020**, *6*, 74297–74315. [CrossRef]
 34. Lorenzi, H.; Souza, H.M. *Plantas Ornamentais no Brasil: Arbustivas, Herbáceas e Trepadeiras*, 3rd ed.; Instituto Plantarum: Nova Odessa, Brazil, 2001; 1088p.
 35. Campos, C.F.; Cunha, M.C.; Santos, V.S.V.; De Campos Júnior, E.O.; Bonetti, A.M.; Pereira, B.B. Analysis of genotoxic effects on plants exposed to high traffic volume in urban crossing intersections. *Chemosphere* **2020**, *259*, 127511. [CrossRef] [PubMed]
 36. Santos, A.P.M.; Segura-Muñoz, S.I.; Nadal, M.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L.; Martinez, C.A.; Magosso Takayanagui, A.M. Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. purpurea Boom in Brazil. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 39. [CrossRef] [PubMed]
 37. Teixeira, M.C.V.; Barbério, A. Biomonitoramento do ar com *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt var purpurea Boom (Commelinaceae). *Rev. Ambiente Água* **2012**, *7*, 279–292. [CrossRef]
 38. Da Silveira Fleck, A.; Moresco, M.B.; Rhoden, C.R. Assessing the genotoxicity of traffic-related air pollutants by means of plant biomonitoring in cities of a Brazilian metropolitan area crossed by a major highway. *Atmos. Pollut. Res.* **2016**, *7*, 488–493. [CrossRef]
 39. 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./Fundam. Mol. Mech. Mutagen.* **1994**, *310*, 221–230. [CrossRef]
 40. Ma, T.H. *Tradescantia MCN-in-Tetrad Mutagen Test for on-Site Monitoring and Further Validation*; US Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory: Springfield, Virginia, 1981; pp. 1–4.
 41. Popek, R.; Przybysz, A.; Gawrońska, H.; Klamkowski, K.; Gawroński, S.W. Impact of particulate matter accumulation on the photosynthetic apparatus of roadside woody plants growing in the urban conditions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2018**, *163*, 56–62. [CrossRef] [PubMed]
 42. Kiyomizu, T.; Yamagishi, S.; Kume, A.; Hanba, Y.T. Contrasting photosynthetic responses to ambient air pollution between the urban shrub *Rhododendron pulchrum* and urban tall tree *Ginkgo biloba* in Kyoto city: Stomatal and leaf mesophyll morpho-anatomies are key traits. *Trees* **2019**, *33*, 63–77. [CrossRef]
 43. Khosropour, E.; Attarod, P.; Shirvany, A.; Pypker, T.G.; Bayramzadeh, V.; Hakimi, L.; Moeinaddini, M. Response of *Platanus orientalis* leaves to urban pollution by heavy metals. *J. For. Res.* **2019**, *30*, 1437–1445. [CrossRef]
 44. Gostin, I. Air Pollution Stress and Plant Response. In *Plant Responses to Air Pollution*; Kulshrestha, U., Pallavi, S., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2016; pp. 99–117.
 45. Alves, E.S.; Tremondi, F.; Longui, E.L. Análise estrutural de folhas de *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) coletadas em ambientes rurais e urbanos, SP, Brasil. *Acta Bot. Brasílica* **2008**, *22*, 241–248. [CrossRef]
 46. IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico. 2018. Available online: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/panorama> (accessed on 10 May 2021).
 47. Crispim, B.A.; Vaini, J.O.; Grisolia, A.B.; Teixeira, T.Z.; Mussury, R.M.; Seno, L.O. Biomonitoring the genotoxic effects of pollutants on *Tradescantia pallida* (Rose) DR Hunt in Dourados, Brazil. *Environ.*

- Sci. Pollut. Res.* **2012**, *19*, 718–723. [CrossRef] [PubMed]
48. Roman, A.I.; Grisolia, A.B.; Candido, L.S.; Barros, S.S.; Mussury, R.M. *Avaliação da Poluição do ar com Base nos Aspectos Anatômicos Foliares e Genotóxicos em Tradescantia Pallida (Rose) D.r Hunt var. Purpurea*; Dissertação. Mestrado em Biologia Geral/Bioprospecção, Universidade Federal da Grande Dourados: Dourados, MS, Brazil, 2015.
 49. Coordenadoria-Geral De Modernização Administrativa (CGMA). Perfil Territorial Vale do Ivinhema. Available online: http://sit.mda.gov.br/download/caderno/caderno_territorial_127_Vale%20do%20Ivinhema%20-%20MS.pdf (accessed on 6 May 2020).
 50. Johansen, D.A. *Plant Microtechnique*; Mac Graw Hill Book Company: New York, NY, USA, 1940.
 51. Cutter, E.G. *Anatomia Vegetal. Parte I—Células e Tecidos*, 2nd ed.; Roca: São Paulo, Brazil, 1986.
 52. Pereira, B.B.; De Campos Júnior, E.O.; Morelli, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia micronucleus* assay. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2013**, *87*, 17–22. [CrossRef] [PubMed]
 53. Meireles, J.; Rocha, R.; Neto, A.C.; Cerqueira, E. Genotoxic effects of vehicle traffic pollution as evaluated by micronuclei test in *Tradescantia* (Trad-MCN). *Mutat. Res./Fundam. Mol. Mech. Mutagen.* **2009**, *675*, 46–50. [CrossRef] [PubMed]
 54. Prajapati, S.K.; Tripathi, B.D. Assessing the genotoxicity of urban air pollutants in Varanasi City using *Tradescantia micronucleus* (Trad-MCN) bioassay. *Environ. Int.* **2008**, *34*, 1092–1096. [CrossRef]
 55. IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico Nova Andradina. 2018. Available online: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ms/nova-andradina.html> (accessed on 25 October 2021).
 56. Claxton, L.D. The history, genotoxicity, and carcinogenicity of carbon-based fuels and their emissions. Part 3: Diesel and gasoline. *Mutat. Res./Fundam. Mol. Mech. Mutagen.* **2015**, *763*, 30–85. [CrossRef]
 57. De Carvalho, R.M.; Machado, J.L.C.; De Aguiar, R.P.S.; Da Mata, A.M.O.F.; Silva, R.R.; Teixeira, J.S.; Amã, A. *Tradescantia pallida* as a biomonitoring tool to assess the influence of vehicle exhaust and benzene derivatives. *Afr. J. Biotechnol.* **2017**, *16*, 280–287.
 58. Da Costa, G.M.; Cassanego, M.B.B.; Petry, C.T.; Sasamori, M.H.; Endres-Júnior, D.; Droste, A. Avaliação da influência do tempo de exposição de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* para biomonitoramento da genotoxicidade do ar atmosférico. *Rev. Bras. Biociências* **2015**, *13*, 224–230.
 59. Nidzgorska-Lencewicz, J.; Czarnecka, M. Thermal inversion and particulate matter concentration in Wrocław in winter season. *Atmosphere* **2020**, *11*, 1351. [CrossRef]
 60. Baesse, C.Q.; De Magalhães, T.V.C.; Morelli, S.; Melo, C. Effect of urbanization on the micronucleus frequency in birds from forest fragments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2019**, *171*, 631–637. [CrossRef] [PubMed]
 61. Alves, E.S.; Giusti, P.M.; Domingos, M.; Saldiva, P.H.N.; Guimarães, E.T.; Lobo, D.J.A. Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de *Tradescantia*: Alterações decorrentes da poluição aérea urbana. *Rev. Bras. Bot.* **2001**, *24*, 567–576.
 62. [CrossRef] Balasooriya, B.L.W.K.; Samson, R.; Mbikwa, F.; Boeckx, P.; Van Meirvenne, M. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environ. Exp. Bot.* **2009**, *65*, 386–394. [CrossRef]
 63. Pourkhabbaz, A.; Rastin, N.; Olbrich, A.; Langenfeld-Heyser, R.; Polle, A. Influence of environmental pollution on leaf properties of urban plane trees, *Platanus orientalis* L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2010**, *85*, 251–255. [CrossRef] [PubMed]