

CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

Sarah Júlia Fernandes Amorim

**EFEITO DAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS SOBRE AS CHUVAS
DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**

Belo Horizonte

2025

Sarah Júlia Fernandes Amorim

**EFEITO DAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS SOBRE AS CHUVAS
DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado no Curso de Graduação em Química Tecnológica do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Química Tecnológica.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Patrícia Sueli de Rezende.

CEFET-MG
Belo Horizonte
2025

Sarah Júlia Fernandes Amorim

**EFEITO DAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS SOBRE AS CHUVAS
DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**

**Trabalho de conclusão de curso do Bacharel
em Química Tecnológica
CEFET-MG**

Belo Horizonte, 10 de fevereiro de 2025

**Prof^a.Dra. Patrícia Sueli de Rezende
(orientadora - CEFET-MG)**

**Prof^a.Dra. Luzia Sergina de França Neta
(avaliadora - CEFET-MG)**

**Prof. Dr. Leonel da Silva Teixeira
(avaliador - CEFET-MG)**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, primeiramente, porque Ele me dá fôlego de vida e traz sentido a minha vida. Agradeço porque Ele permitiu que eu entrasse no curso de graduação em Química Tecnológica e me capacitou para chegar até aqui, louvo a Deus porque ele me deu condições de desenvolver este trabalho, Ele esteve comigo em todo tempo, Glórias a Deus!

Agradeço aos meus pais, Beatriz e Amâncio, que sempre me deram o cuidado e o suporte que precisei, são exemplos de esforço, sempre se empenham para me ver bem, Deus usa-os para me abençoar, sou grata por isto. Agradeço ao meu irmão, Samuel Pedro, sua amizade é uma benção, agradeço por aliviar os pesos da caminhada.

Agradeço aos meus professores do CEFET-MG que foram ponte para tantos conhecimentos adquiridos, destaco a Patrícia Sueli de Rezende, minha orientadora que tanto me ensinou, me apoiou em vários momentos e foi grande suporte para eu chegar até aqui, agradeço por toda dedicação e apoio.

Agradeço também a meus queridos amigos Samuel Felipe e Luiza Gomes que tornaram a jornada pelo CEFET muito melhor, agradeço pela amizade, pelos auxílios e pelo apoio de sempre.

Agradeço também aos meus amigos da Aliança Bíblica Universitária de Belo Horizonte (ABU BH) que me ensinaram tanto. Agradeço pelas alegrias compartilhadas e por todas as trocas que tanto aliviaram os desafios da jornada.

Por fim, agradeço ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, instituição que tanto amo, minha formação aqui ocorreu desde o Ensino Médio, e quantos foram os aprendizados nesta jornada. Agradeço por todos os recursos e oportunidades que me possibilitaram adquirir vários conhecimentos. Em destaque, agradeço pelos recursos laboratoriais disponibilizados para execução deste trabalho.

RESUMO

AMORIM, S. J. F.; REZENDE, P. S. Efeito das emissões de poluentes atmosféricos sobre as chuvas da Região Metropolitana de Belo Horizonte.

Altas concentrações de poluentes atmosféricos geram um ciclo de impactos de forma direta comprometendo a qualidade do ar e de forma indireta gerando outros desequilíbrios ambientais. Dentre os impactos nota-se a desregulação no pH das águas pluviais. Há estudos da década de 1980 em diante que mostram impactos de chuvas ácidas em vários países, como Alemanha, China e também no Brasil. As ações antrópicas são as principais causas do aumento da concentração de poluentes na atmosfera. Dessa forma, pólos de desenvolvimento industrial e intensas atividades humanas devem ser estudados e controlados quanto à emissão de diversos poluentes, como os preconizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS): dióxido de enxofre (SO_2), dióxido de nitrogênio (NO_2), monóxido de carbono (CO), ozônio (O_3) e material particulado (MP), dentre outros. Estes e outros poluentes podem ser depositados por ocorrência das chuvas, portanto, as chuvas são importantes para a remoção de poluentes atmosféricos, além disto são bons indicadores da qualidade do ar. A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) é uma região de elevada densidade demográfica, com intensa circulação de veículos, além de ser um importante pólo industrial. Embora o monitoramento de qualidade do ar nesta região tenha sido iniciado na década de 1990, há poucos estudos sobre a qualidade das águas de chuvas. Neste trabalho foram coletadas 11 amostras de águas de chuvas da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) e foram feitas medidas de pH, turbidez, condutividade, concentração de cloreto e teor de sólidos totais nessas amostras. As sessões de amostragem ocorreram no período de dezembro de 2023 a outubro de 2024. Os resultados experimentais obtidos apontaram, principalmente, para chuvas com pH alcalino nesta região, bem como uma tendência de neutralidade no pH das amostras. Alguns estudos prévios nesta temática mostram que o cálcio, a amônia, o magnésio e o material particulado podem ser as espécies químicas responsáveis por esse aumento no pH das águas das chuvas. Durante o período estudado ocorreu uma grande estiagem na região, os resultados experimentais apontaram que o pH se elevou nas primeiras chuvas, o que indica elevadas concentrações de espécies alcalinas na atmosfera. Além disso, o acompanhamento fotográfico realizado neste trabalho contribuiu para mostrar mudanças visuais no céu da região. Este estudo contribuiu para atualização sobre a qualidade da água pluvial na RMBH, após 26 anos sem estudos sobre este fenômeno. Os dados de turbidez, condutividade e teor de sólidos totais apontam principalmente para a contribuição do material particulado gerando a elevação do pH das chuvas, a revisão bibliográfica confirma o destaque da emissão de MP na região.

Palavras-chave: Poluição atmosférica; chuva ácida; chuva alcalina; Belo Horizonte.

ABSTRACT

AMORIM, S. J. F.; REZENDE, P. S. Effect of atmospheric pollutant emissions on rainfall in the Metropolitan Region of Belo Horizonte.

High concentrations of atmospheric pollutants generate a cycle of impacts that directly compromise air quality and indirectly generate other environmental imbalances. Among the impacts, one can note the deregulation of the pH of rainwater. Studies from the 1980s onwards show the impacts of acid rain in several countries, such as Germany, China and also in Brazil. Human actions are the main causes of the increase in the concentration of pollutants in the atmosphere. Therefore, industrial development centers and intense human activities must be studied and controlled for the emission of various pollutants, such as those recommended by the World Health Organization (WHO): sulfur dioxide (SO₂), nitrogen dioxide (NO₂), carbon monoxide (CO), ozone (O₃) and particulate matter (PM), among others. These and other pollutants can be deposited by rainfall, therefore, rainfall is important for the removal of atmospheric pollutants, in addition to being a good indicator of air quality. The Belo Horizonte Metropolitan Region (RMBH) is a region of high population density, with intense vehicle circulation, in addition to being an important industrial hub. Although air quality monitoring in this region began in the 1990s, there are few studies on the quality of rainwater. In this study, 11 rainwater samples were collected from the Belo Horizonte Metropolitan Region (RMBH) and measurements of pH, turbidity, conductivity, chloride concentration and total solids content were taken in these samples. The sampling sessions took place from December 2023 to October 2024. The experimental results obtained mainly pointed to rainfall with alkaline pH in this region, as well as a trend towards neutrality in the pH of the samples. Some previous studies on this topic show that calcium, ammonia, magnesium and particulate matter may be the chemical species responsible for this increase in the pH of rainwater. During the period studied, there was a major drought in the region; the experimental results showed that the pH rose during the first rains, which indicates high concentrations of alkaline species in the atmosphere. In addition, the photographic monitoring carried out in this study contributed to showing visual changes in the sky in the region. This study contributed to updating the quality of rainwater in the RMBH, after 26 years without studies on this phenomenon. The data on turbidity, conductivity and total solids content point mainly to the contribution of particulate matter generating the increase in the pH of rainwater; the bibliographic review confirms the emphasis on PM emissions in the region.

Keywords: Air pollution; acid rain; alkaline rain; Belo Horizonte.

Lista de Figuras

Figura 1- Diâmetro dos Materiais Particulados (MPs) se comparado a um grão de areia.....	9
Figura 2 - Ciclo do enxofre.....	21
Figura 3- Ciclo do nitrogênio.....	24
Figura 4- Ciclo do carbono.....	27
Figura 5- Dinâmica de espécies alcalinas que neutralizam o pH das chuvas.....	30
Figura 6- Decomposição da ureia.....	34
Figura 7- Estações de coleta e fonte emissoras de poluentes.....	36
Figura 8- Locais de fontes estacionárias licenciadas em Belo Horizonte.....	39
Figura 9- Taxas de emissões de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte.....	39
Figura 10 - Localização da área de estudo.....	41
Figura 11- Locais de coleta da água da Chuva.....	44
Figura 12- Frascos de Coleta.....	45
Figura 13- Fumaça causada pelas queimadas florestais é cenário na capital mineira.....	51
Figura 14- Gráfico de precipitações e dados meteorológicos em Belo Horizonte - OMM/INMET.....	52
Figura 15- Imagens registradas do céu de Belo Horizonte.....	56

Lista de Tabelas e Quadros

Quadro 1 - Resumo das análises.....	46
Tabela 1 - Padrões de Qualidade do Ar estabelecidos pela Resolução CONAMA 03/1990...	12
Tabela 2 - Padrões de Qualidade do Ar - Resolução CONAMA 506/2024.....	14
Tabela 3- Locais e datas das amostras de chuva coletadas.....	45
Tabela 4 - Resultados dos parâmetros determinados nas amostras de águas de chuvas coletadas.....	50
Tabela 5- Dados diários de velocidade dos ventos obtidos na estação Belo Horizonte - Pampulha.....	52

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO GERAL.....	3
2.1. Objetivos Específicos.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. Poluição Atmosférica.....	4
3.2. Poluentes Atmosféricos e Fontes Emissoras.....	5
3.2.1. Origem de Alguns Poluentes e Impactos Gerados.....	6
3.3. Legislação.....	11
3.4. Chuva Ácida.....	15
3.4.1. Dióxido de Enxofre.....	20
3.4.2. Óxidos de Nitrogênio.....	23
3.4.3. Dióxido de Carbono.....	26
3.5. Chuva Alcalina.....	28
3.5.1. ARLA 32.....	33
3.6. Estudos e dados da Região Metropolitana de Belo Horizonte.....	35
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
4.1. Amostragem.....	44
4.2. Análises de caracterização da amostra.....	46
4.2.1. pH e condutividade.....	46
4.2.3. Teor de Sólidos Totais.....	47
4.2.4. Concentração de Cloreto e Fósforo.....	47
4.2.4.1. Concentração de Cloreto:.....	47
4.2.4.2. Concentração de Fósforo.....	48
4.3. Observação de Fotos.....	48
4.4. Tratamento de dados.....	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
6. CONCLUSÃO.....	63
7. REFERÊNCIAS.....	65

1. INTRODUÇÃO

As águas das chuvas derivam do ciclo hidrológico, em que águas da superfície de corpos d'água ou da biota, por evapotranspiração, liberam o vapor de água para a atmosfera. O vapor da atmosfera forma gotículas que reagem com substâncias presentes na atmosfera, essas substâncias variam conforme a concentração dos gases atmosféricos, por transformações físicas ocorrem as chuvas e com elas também o arraste de partículas que se incorporam as gotas de águas durante a precipitação. Um exemplo de reação da composição da chuva é a formação de ácido carbônico a partir de CO_2 e água. Como os gases impactam na composição das águas pluviais, essas águas são fortemente impactadas pela qualidade do ar (Dias *et al.*, 2010; Lenzi; Favero, 2014).

Naturalmente, a chuva possui pH em torno de 5,6 devido à presença de substâncias que ao reagirem com água geram ácidos. Além das emissões naturais, a acidez pode ser intensificada em decorrência do aumento da atividade urbano-industrial, ou seja, pelas intervenções humanas que elevam as emissões de compostos poluentes, estes compostos em alta concentração na atmosfera acidificam as chuvas (pH menor que 5,6). Como exemplo, as águas são acidificadas pela elevada concentração de dióxido de enxofre (SO_2) e óxidos de nitrogênio (NO_x) oriundos de processos de combustão (Dias *et al.*, 2010; Magalhães *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2014; USP, s. d.). Quando o ar atmosférico não possui elevadas concentrações de poluentes, o ácido carbônico é o principal composto que gera leve acidificação das águas pluviais. O dióxido de enxofre é o principal composto que acentua o pH das águas pluviais, pois, a partir dele é gerado o ácido sulfúrico (Baird; Cann, 2011). Os ciclos naturais condicionam que os gases lançados na atmosfera de alguma forma retornem para a crosta terrestre: em forma de névoa, deposição de poeira com material particulado e/ou chuva (PROSAB, 2006; Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021).

A deposição de chuva ácida pode afetar a flora terrestre com alterações morfológicas, fisiológicas, bioquímicas e anatômicas. Ademais, pode haver empobrecimento do solo; acidificação dos corpos d'água; danos a edificações, estruturas metálicas, monumentos; etc (Dias *et al.*, 2010; CETESB, 2022; Magalhães *et al.*, 2006). Chuvas em condição desregulada de pH são uma fonte adicional de poluição para corpos de água e para o solo, por gerar desequilíbrios nesses ambientes. O empobrecimento do solo, por exemplo, ocorre quando o pH do solo é diminuído e nutrientes como cálcio, magnésio e potássio são substituídos e, conseqüentemente, são lixiviados. O estado atmosférico que gera a chuva ácida, elevadas

concentrações de poluentes que formam ácidos, pode provocar também alterações indiretas na saúde da população devido a presença de partículas ácidas no ar (Baird; Cann, 2011; Prakash, *et. al*, 2022).

As chuvas são um mecanismo importante para remoção de poluentes particulados e gasosos da atmosfera (Martins *et al.*, 2014). Dessa forma, estudos e análises físico-químicas são importantes para verificar os possíveis impactos de emissões de poluentes, oriundos das zonas industriais, sobre as águas pluviais. A obtenção dessas informações pode subsidiar a compreensão do transporte da poluição entre os compartimentos ambientais e com isso fomentar meios para melhorar a gestão de recursos e estratégias que possam contribuir para reduzir danos ao meio ambiente.

A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), caracterizada por ser um centro comercial e industrial, além de ser uma forte rota de veículos automotivos, tem poucos estudos relativos às características de chuvas sob efeito de poluição atmosférica. Tendo em vista a importância de conhecer mais sobre a poluição atmosférica e seus impactos, dentre eles os impactos sobre as águas das chuvas, neste estudo foi realizada uma revisão bibliográfica sobre estudos de chuvas na RMBH, além de estudos sobre poluentes atmosféricos e seus impactos nesta região, no Brasil e pelo mundo. Além da revisão bibliográfica, foi feito um estudo experimental a partir de coletas e análises de chuvas em 4 locais da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Entre os meses de outubro e março ocorre a estação chuvosa em Minas Gerais, com isso, coletas de águas pluviais podem ser feitas em datas compreendidas nesse período (INMET, 2017). O período de coleta das amostras deste estudo experimental foi de dezembro de 2023 a outubro de 2024.

Este trabalho contribui para atualização de informações sobre a qualidade das chuvas em Belo Horizonte, assim, esse é um trabalho importante pois os últimos estudos de análises de águas pluviais na região são de 1999 (Figuerêdo, 1999). Além da parte experimental deste trabalho, os estudos apresentados na revisão bibliográfica contribuem para melhor compreensão das principais fontes de poluição da região estudada, ademais como o cenário global e brasileiro reforçam os resultados da poluição percebidos em Belo Horizonte e cidades vizinhas.

2. OBJETIVO GERAL

Fazer coletas e análises de amostras de águas de chuvas na Região Metropolitana de Belo Horizonte, e dessa forma inferir sobre a qualidade da água pluvial na região e os efeitos dos poluentes sobre a composição das chuvas.

2.1. Objetivos Específicos

Realizar um levantamento bibliográfico de estudos prévios sobre qualidade de águas pluviais na Região Metropolitana de Belo Horizonte, e obter informações que permitam compreender melhor sobre as emissões de poluentes atmosféricos, fenômenos de dispersão e seus efeitos sobre as águas pluviais da região.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Poluição Atmosférica

A poluição atmosférica se dá devido aos poluentes atmosféricos que conforme a Resolução CONAMA 506/2024 são:

Qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que torne ou possa 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, 2024).

O controle da qualidade do ar é importante porque os impactos da poluição atmosférica são significativos, estudos mostram que a poluição do ar gerou mais de 8 milhões de mortes em todo o mundo no ano de 2021, e cerca de 4,4 trilhões de dólares anuais são gastos relacionados à poluição e mortes decorrentes desse problema (Landringan *et al.*, 2018; ONU News, 2024).

Os poluentes emitidos diretamente da fonte para a atmosfera são chamados poluentes primários, já os poluentes que são formados na atmosfera por reações químicas são os poluentes secundários, ambos podem ser oriundos de fonte natural e humana. As fontes emissoras podem ser móveis como os veículos automotores ou fontes fixas como chaminés, vias públicas, pilhas de material seco, etc. As substâncias liberadas podem sofrer processos físicos ou químicos de forma a tornarem-se poluentes secundários, isso afeta o meio ambiente, as pessoas, as construções e os monumentos artísticos urbanos, etc (CETESB, 2022).

Os problemas decorrentes da poluição atmosférica afetam o mundo todo. Conforme a Organização Mundial de Saúde (2022), “99% da população mundial respira ar acima dos níveis das diretrizes de qualidade do ar estabelecidos”. A exposição à poluição atmosférica pode gerar problemas de saúde como infecções respiratórias, asma, doenças cardíacas, acidente vascular cerebral, etc (Almeida; Stein, 2023; Freitas *et. al*, 2024; OPAS, 2022).

Apesar dos efeitos adversos da poluição atmosférica para saúde humana e sobre todo ecossistema, nota-se que em muitos países, as iniciativas para mitigar esse problema ainda não são tratadas como prioridade. Diversas medidas poderiam ser implementadas para reduzir a emissão de poluentes, tais como mudanças de fontes de energia e intensificação do monitoramento da qualidade do ar, o que não apenas diminuiria os danos causados pela poluição, mas também melhoraria a qualidade do ar. No entanto, ações frequentemente insuficientes ou ineficazes continuam sendo um obstáculo à resolução desse problema (Grennfelt *et al.*, 2019; OPAS, 2022; Mikhaylov *et al.*, 2024; Sun *et al.*, 2021).

As principais fontes antrópicas de poluição atmosférica decorrem de processos de combustão que ocorrem em meios de transporte e industrial, ademais o desmatamento também é significativo no aumento dessa poluição (Sharma; Kumari, 2017). As áreas urbanas são locais de concentração de emissões de poluentes químicos, principalmente, devido às atividades humanas (CETESB, 2022; Guarieiro; Vasconcellos; Solci, 2011; FEAM, 2020). A magnitude dos efeitos adversos da poluição atmosférica pode ser influenciada também por condições meteorológicas e sazonais climáticas como incidência de radiação solar, temperatura, índice pluviométrico, umidade relativa do ar, velocidade e direção dos ventos, e, pressão atmosférica, fatores que variam ao longo das diferentes estações do ano (Rodrigues *et al.*, 2017).

As fontes antrópicas se concentram nas cidades, assim as cidades mais populosas ou com alto nível de industrialização tendem a emitir mais poluentes. Nestes locais, é muito importante o monitoramento e controle das emissões de poluentes (CETESB, 2022; Freitas *et al.*, 2024; Shairsingh *et al.*, 2023). O controle da poluição atmosférica é acompanhado por meio de redes de monitoramento, que permitem avaliar o benefício de ações de mitigação. Este monitoramento pode desencadear intervenções em casos de desregulação dos níveis de poluentes (Moreira; Tirabassi; Moraes, 2008; Shairsingh *et al.*, 2023).

3.2. Poluentes Atmosféricos e Fontes Emissoras

Diversos poluentes são lançados na atmosfera, cerca de 3.000 diferentes poluentes, oriundos de atividades humanas já foram identificados (Guarieiro; Vasconcellos; Solci, 2011). Os poluentes, preconizados pela Organização Mundial de Saúde (OMS), como indicadores da qualidade do ar são: o dióxido de enxofre (SO₂), o dióxido de nitrogênio (NO₂), o monóxido de carbono (CO), o ozônio (O₃) e o material particulado (MP) (WHO, 2021). Além destes, outros poluentes atmosféricos também podem causar impactos ambientais significativos, como hidrocarbonetos (HC), compostos orgânicos voláteis (COVs), chumbo (Pb) e partículas totais em suspensão (PTS) (CETESB, 2022, Guarieiro; Vasconcellos; Solci, 2011; FEAM, 2020). A dispersão dos poluentes atmosféricos é afetada pela velocidade, direção dos ventos, brisas marítimas, topografia local, ocupação do solo e trajetória sinótica de massas de ar (Maia; Netto; Costa, 2019; Júnior; Martinelli; Silva, 2020; Vieira-Filho; Lehmann; Fornaro, 2015; Vieira-Filho; Pedrotti; Fornaro, 2013).

As fontes emissoras dos poluentes podem ser naturais ou decorrentes de ações humanas, as fontes antrópicas desregulam mais intensamente as composições atmosféricas.

Até a década de 80, as indústrias foram as principais fontes poluidoras do Brasil. A partir da década de 90, os veículos automotores passaram a ser os principais emissores em conglomerados urbanos até a atualidade (Miraglia; Gouveia, 2014; FEAM, 2020). As emissões provenientes de veículos automotivos originam-se de processos de combustão, principalmente de combustão incompleta que ocorre quando o combustível não encontra quantidade de ar suficiente para sua queima completa (FEAM, 2020; Guarieiro; Vasconcellos; Solci, 2011).

Conforme a OMS, os elevados níveis de poluição atmosférica muitas vezes persistem devido a políticas insustentáveis em setores como o de transporte (Miraglia; Gouveia, 2014). Vários fatores afetam o montante de emissões veiculares, dentre eles: a idade da frota, as condições do trânsito, o tipo de combustível e a quantidade de veículos em circulação. Toda essa poluição é percebida principalmente nas doenças cardiorrespiratórias da população e na deterioração de materiais (FEAM, 2020). Muitas vezes, as estratégias de mudanças que diminuem as poluições também são mais econômicas para o governo a longo prazo, por exemplo, minimizando os riscos e casos de danos à saúde da população (Miraglia; Gouveia, 2014).

A chuva é importante para remoção de poluentes atmosféricos, devido à absorção de poluentes atmosféricos e à redução da concentração destes na atmosfera (Sharma; Kumari, 2017). Entretanto, dessa forma, os poluentes atmosféricos não comprometem somente a qualidade do ar, mas também geram excesso de íons que podem desregular o pH da água pluvial, portanto, íons presentes em águas pluviais podem ser aplicados para identificar fontes potenciais de poluição atmosférica (Florêncio *et al.*, 2022).

3.2.1. Origem de Alguns Poluentes e Impactos Gerados

Na atmosfera, diversas reações químicas ocorrem constantemente, influenciadas pela emissão de gases por fontes naturais e humanas. A partir desta seção do texto, será abordado quais são as principais fontes de emissão dos poluentes preconizados pela OMS, destacando suas origens e propriedades. Além disso, discutiremos algumas reações químicas que ocorrem na atmosfera e como elas afetam o meio ambiente e a saúde humana.

Vários poluentes são lançados na atmosfera e geram diversos impactos. Um exemplo é o ozônio (O_3) quando gerado na troposfera. Na estratosfera, o ozônio tem papel essencial na proteção à vida terrestre contra radiações ultravioleta mais energéticas. Esse gás atua na

retenção de radiação ultravioleta entre 220 nm e 330 nm. A camada de ozônio se estende na região da estratosfera entre 15 a 35 km de altura (Manahan, 2013). As reações de síntese do ozônio estratosférico são:



Na qual: $\text{M} = \text{O}_2$ ou N_2 ; $h\nu$ = energia.

Na troposfera, ele é um poluente secundário, pertencente ao grupo de poluentes chamados de oxidantes fotoquímicos, essa espécie química é formada na troposfera através da transformação química de poluentes oriundos da queima de combustíveis. Os poluentes que reagem e levam a formação de ozônio na troposfera são compostos orgânicos voláteis (COVs) e óxidos de nitrogênio. A formação do ozônio ocorre sob ação da radiação solar, portanto, ele é chamado de fotoquímico. A fotólise do dióxido de nitrogênio é a reação mais recorrente para gerar ozônio, as seguintes reações demonstram a formação de ozônio que tende a ocorrer de forma constante (Martins *et al.*, 2003).



Na qual: $h\nu$ = energia e M se refere a radicais formados a partir de reações fotoquímicas de COVs ou NO_x .

Em ambientes com maior concentração de poluentes, havendo COVs estes reagem com óxidos de nitrogênio e impedem a ocorrência da reação representada pela equação 6 (MARTINS *et al.*, 2003). Elevadas concentrações de ozônio geram danos à saúde como crises asmáticas e variados problemas respiratórios, além disso geram impactos ambientais por interferir na fotossíntese, degradação de borrachas e materiais de construção (CETESB, 2022; NRC; 2008).

Concentrações significativas de ozônio podem gerar *smog* fotoquímico, que algumas vezes é identificado como “uma camada de ozônio no lugar errado” (Baird; Cann, 2011). Ademais, elevadas concentrações desse gás na troposfera aceleram as reações de oxidação de vários poluentes primários convertendo-os a secundários. (Martins *et al.*, 2003).

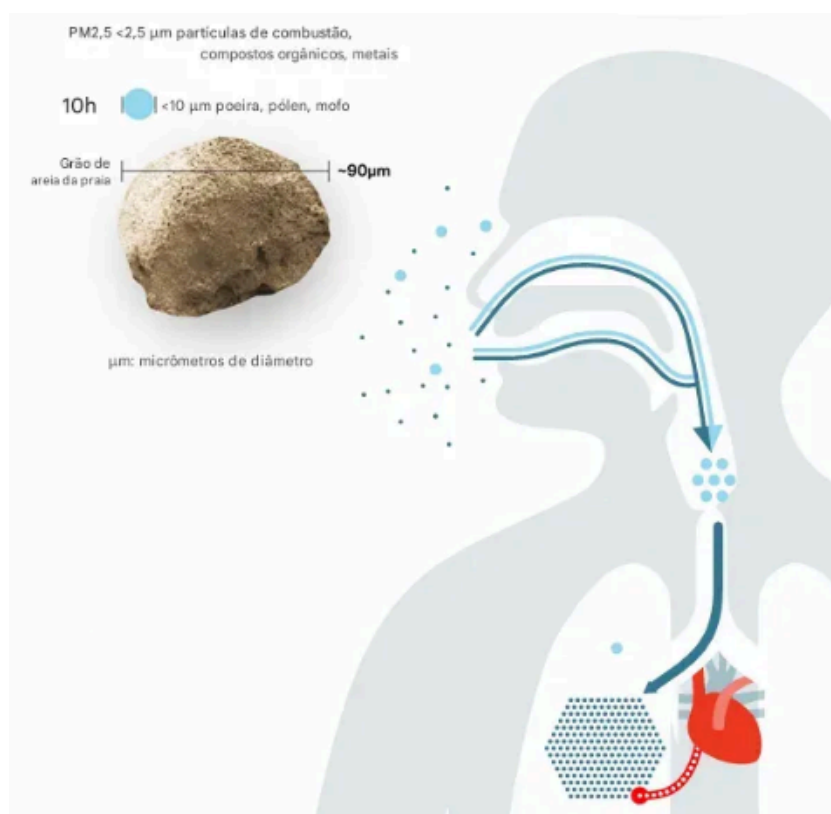
O monóxido de carbono (CO), outro poluente atmosférico, é um gás oriundo de processos de combustão, oxidação atmosférica do metano, emitido de plantas e microrganismos e da fotoxidação de matéria orgânica presente em oceanos. O CO é um poluente atmosférico que prejudica a saúde humana, quando inalado em condições exageradas, ele pode se combinar com a hemoglobina e dificultar o transporte de oxigênio no corpo (CETESB 2022; Martins *et al.*, 2003).

O dióxido de carbono, CO₂, também é um gás que, em altas concentrações na atmosfera, é um poluente que pode causar chuva ácida. A elevação na concentração desse gás na atmosfera é oriunda, principalmente, da queima de combustíveis, ademais é proveniente do desflorestamento e do ciclo do carbono (Martins *et al.*, 2003). O CO₂ também é classificado como um gás de efeito estufa, portanto, colabora para o aquecimento terrestre quando é liberado em altas concentrações na atmosfera (Mikhaylov *et al.*, 2020).

Outros poluentes são os compostos orgânicos voláteis (COVs), dentre eles podem ser destacados o tolueno e o benzeno que têm alta periculosidade, estes são emitidos por escapamento ou evaporação dos veículos, bem como de indústrias petroquímicas. O Brasil não estipula padrão de qualidade do ar com limite para os COVs, então segue-se o padrão de referência da União Européia que estabelece média aritmética anual de 5 µg/m³ (CETESB, 2022).

Os poluentes conhecidos como Materiais Particulados (MP) são pequenas partículas que permanecem suspensas na atmosfera, podendo ser sólidas ou líquidas. Essas partículas são classificadas de acordo com seu tamanho, e aquelas consideradas poluentes pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) possuem um diâmetro aerodinâmico equivalente de corte de 2,5 µm e 10 µm. São classificadas como Material Particulado Inalável (MP₁₀) e Material Particulado Respirável (MP_{2,5}). Conforme a Resolução CONAMA 506/2024, MP₁₀ são partículas sólidas ou líquidas suspensas no ar que possuem diâmetro aerodinâmico de corte de 10 µm. Estas partículas (MP₁₀) podem ser na forma de neblina, poeira, fuligem, aerossol, etc. MP_{2,5} tem a mesma definição, porém com diâmetro aerodinâmico de corte de 2,5 µm (Figura 1). O MP_{2,5} corresponde a apenas 3% do diâmetro de um fio de cabelo humano (AQLI, 2021; CONAMA, 2024).

Figura 1- Diâmetro dos Materiais Particulados (MPs) se comparado a um grão de areia.



Fonte: Adaptado de AQLI (2021).

A composição dessas partículas depende da fonte emissora. Esses poluentes são oriundos de processos de combustão que ocorrem em veículos (principalmente os que usam diesel como combustível), também podem ser formados em reações de gases na atmosfera ou ainda provenientes de solo ressuspensão ou emissões industriais. Os impactos da exposição a MPs afetam a saúde podendo variar os danos a depender da toxicidade e do tamanho da partícula. MPs podem gerar irritação e danos à função respiratória intensificando a gravidade conforme a frequência de exposição. Ademais, afetam o meio ambiente podendo contaminar águas e solos e deteriorar construções e patrimônios culturais (CETESB, 2022). O MP de menor granulometria é o mais danoso à saúde, pois penetra profundamente nos pulmões, podendo entrar na corrente sanguínea e causar doenças pulmonares, derrames, ataques cardíacos e câncer. Segundo a AQLI (2021), atualmente a poluição ambiental por partículas inaláveis é o fator de maior risco para a saúde humana.

O gás metano, CH_4 , depois do dióxido de carbono e do vapor d'água é o gás estufa mais abundante. O metano pode ser oriundo da decomposição de matéria orgânica por rotas anaeróbicas, processamento de petróleo, queima de biomassa e extração de gás natural. Além disso, pode ser liberado em áreas alagadas com baixa concentração de oxigênio, ou pode ser

emitido de processamento de petróleo, extração de gás natural, mineração de carvão, queimadas e oriundo de decomposição de resíduos orgânicos (Martins *et al.*, 2003). Esse gás pode ser removido da troposfera, principalmente, via reação com o radical hidroxil (equação 7) ou reagindo com cloro em regiões marinhas, conforme (equação 8), o radical metil é oxidado gerando formaldeído, monóxido de carbono e dióxido de carbono (Martins *et al.*, 2003).



O óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂) são designados coletivamente como NO_x, são gases que podem ser emitidos naturalmente na atmosfera por processos biológicos e descargas elétricas. No entanto, quando sua emissão ocorre por atividades humanas, os chamados processos antropogênicos, eles se tornam importantes poluentes atmosféricos devido ao aumento significativo de suas concentrações no ambiente. A principal fonte antropogênica desses gases é a queima de combustíveis fósseis, com destaque para as emissões provenientes de veículos pesados (Manahan, 2013).

O óxido nítrico, em particular, é frequentemente liberado na atmosfera como resultado da combustão interna em motores de veículos e a partir de fontes industriais como usinas termelétricas a carvão, incineradores e fornos de cimento. O gás NO é prejudicial ao meio ambiente, sofrendo oxidação na atmosfera e contribuindo para a formação de *smog* fotoquímico, aumento de material particulado, deposição de ácido nítrico e pode suscitar em chuva ácida. Além disso, altas concentrações deste gás geram danos diretos ao ser humano por doenças respiratórias, distúrbios metabólicos, etc (Bhattacharya, 2024; Manahan, 2013).

O óxido nitroso (N₂O) também gera preocupações, pois além de ser um potente gás de efeito estufa é também depletor da camada de ozônio. Em decorrência de práticas humanas como a fertilização do solo, ele pode ser liberado na atmosfera a partir dos processos bacterianos de desnitrificação (Martins *et al.*, 2003). Outras fontes significativas nas emissões desse gás são os processos anaeróbios de decomposição de matéria orgânica, como exemplo a partir de reatores anaeróbios de tratamento de efluentes e dos aterros sanitários. A inalação deste poluente gera danos na saúde humana gerando irritação no sistema respiratório (CETESB, 2022). Ademais, maiores concentrações deste gás em conjunto com o aumento global da fixação de nitrogênio podem contribuir para a diminuição da camada de ozônio,

visto que na estratosfera, sob ação de radiação UV-C, este gás é decomposto conforme demonstrado na equação 9 (Manahan, 2013; Martins *et al.*, 2003).



Alguns poluentes que não são legislados, mas contribuem para agravar a poluição atmosférica são os aldeídos e os compostos de enxofre reduzido. Os aldeídos são poluentes emitidos por veículos e indústrias e podem ser formados na atmosfera por reações químicas, a partir dos aldeídos também é possível formar ozônio. Os compostos de enxofre reduzido (ERT) são oriundos da degradação anaeróbica de matéria orgânica em corpos hídricos poluídos e também são emitidos por indústrias. Os principais ERTs são constituídos por sulfeto de hidrogênio (H_2S) e sulfetos orgânicos, estes compostos são também reconhecidos pelo forte odor desagradável (CETESB, 2022). Nos tópicos 2.4 e 2.5 serão abordados com mais detalhes os poluentes atmosféricos que desregulam o pH das águas pluviais. Estas e outras espécies devem ser monitoradas e/ou terem as emissões reduzidas, tendo em vista os diversos danos potenciais. Dessa forma, há demanda de padrões de segurança a serem seguidos, portanto, é importante conhecer e atender os padrões de qualidade do ar brasileiros.

3.3. Legislação

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) fundou, em 1986, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) que estabeleceu limites de emissões veiculares e atua desde então na indução do desenvolvimento tecnológico dos fabricantes visando superar limitações e atender a padronização na produção de combustíveis de referência, objetivando favorecer a redução das emissões atmosféricas (FEAM, 2020; CONAMA, 1990).

Em 15 de julho de 1989 foi publicada a Resolução CONAMA 05/1989, na qual foram estabelecidas algumas definições sobre controle da qualidade do ar, e instituiu-se o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR) (CONAMA, 1989; 1990).

Já em 28 de junho de 1990 foram estabelecidos os padrões brasileiros de qualidade do ar por meio da Resolução CONAMA 03/1990 (VIEIRA-FILHO; LEHMANN, FORNARO, 2015). Essa resolução estabeleceu as concentrações médias diárias e anuais, conforme Tabela 1, para: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, monóxido de carbono

(CO), ozônio (O₃), dióxido de enxofre (SO₂) e dióxido de nitrogênio (NO₂) (CONAMA, 1990).

Tabela 1 - Padrões de Qualidade do Ar estabelecidos pela Resolução CONAMA 03/1990

Poluente	Período de Referência	Padrão Primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas Totais em Suspensão	Ano ¹	80	60
	Dia	240	150
Fumaça	Ano ²	60	40
	Dia	150	100
Partículas Inaláveis	Ano ²	50	50
	Dia	150	150
CO	8 horas	10000	10000
	1 hora	40000	40000
O ₃	1 hora	160	160
SO ₂	Ano ²	80	40
	24 horas	365	100
NO ₂	Ano ²	100	100
	1 hora	320	190

Fonte: Resolução CONAMA 03/1990

Nota: 1: média geométrica, 2: média aritmética.

Ao longo das 3 décadas seguintes, outras resoluções foram exaradas fixando padrões de emissão para poluentes atmosféricos em alguns tipos de fontes estacionárias, ou seja, determinando limites máximos aceitáveis de serem emitidos. Tais resoluções se somam como ferramentas para gestão da qualidade do ar como meio de reduzir os lançamentos que elevam as concentrações de poluentes atmosféricos.

Em 19 de novembro de 2018, o Ministério do Meio Ambiente publicou a Resolução CONAMA 491/2018, responsável por substituir a Resolução CONAMA 03/1990, atualizando os padrões de qualidade do ar brasileiros, tendo como objetivo atingir os padrões recomendados pela OMS em 2005. Destacam-se as seguintes alterações: alteração dos níveis de padrão de qualidade do ar, inclusão de parâmetros para o chumbo (Pb), redução de padrões para atingir os valores preconizados pela OMS, e proposição de uma transição dos padrões primário e secundário de qualidade do ar para os padrões OMS (padrão final) pela adoção de padrões intermediários nos quais reduções graduais vão sendo fixadas até alcançar o padrão final (CONAMA, 2018).

Como forma de divulgação dos dados de monitoramento de qualidade emprega-se o Índice de Qualidade do Ar (IQAr), o qual trata-se de um valor que relaciona poluentes monitorados com possíveis efeitos adversos à saúde, este dado é obtido conforme a equação 10 (CONAMA, 1990; 2018).

$$IQAR = I_{ini} + \frac{I_{fin} - I_{ini}}{C_{fin} - C_{ini}} \times (C - C_{ini}) \quad (10)$$

em que:

I_{ini} = valor do índice que corresponde à concentração inicial da faixa.

I_{fin} = valor do índice que corresponde à concentração final da faixa.

C_{ini} = concentração inicial da faixa onde se localiza a concentração medida.

C_{fin} = concentração final da faixa onde se localiza a concentração medida.

C = concentração medida do poluente.

Foram feitas importantes atualizações nos limites de concentrações de poluentes na Resolução CONAMA 491/2018 comparados aos definidos pela Resolução CONAMA 03/1990 (Tabela 1). No Art. 8º da Resolução CONAMA 491/2018 foi estipulado a elaboração de um guia técnico contendo um detalhamento técnico sobre amostragem e métodos para controle da qualidade do ar. Ainda nesta resolução são definidas responsabilidades estaduais e distrital visando alcançar e manter a qualidade do ar conforme limites de qualidade estabelecidos (CONAMA, 1990; 2018).

Mais recentemente, uma nova atualização foi aprovada com a Resolução CONAMA 506, de julho de 2024, substituindo as anteriores. Esta Resolução mantém vários aspectos e conteúdos estabelecidos na Resolução 491/2018. Contudo, vários incrementos e atualizações foram realizados, ressalta-se a inclusão de mais um padrão intermediário de qualidade do ar (PI-4). Conforme esta resolução, ficam estabelecidos os prazos para implementação de cada

padrão de qualidade do ar: PI-1 vigorou até 31/12/24, PI-2 entrou em vigor em 01/01/2025, PI-3 entrará em vigor em 01/01/2033 e PI-4 entrará em vigor em 01/01/2044 (Tabela 2). Os limites definidos de poluentes estabelecidos conforme os padrões finais desta resolução são alterados. Ademais, os valores do Índice de Qualidade do Ar também passaram por ajustes, o valor do padrão de IQAr para materiais particulados e dióxido de enxofre foi reduzido (CONAMA, 2018; 2024).

A Resolução CONAMA 506/2024 já estabelece exigências para a adoção de métodos e análises conforme descritos no Guia Técnico para Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar, o qual, na resolução de 2018, ainda estava em fase de elaboração. Além disto exige atualização deste guia técnico por parte do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima em conjunto com órgãos ambientais estaduais e distrital. Dessa forma, reformulou-se os índices de qualidade do ar e atribuições de responsabilidades de órgãos ambientais (CONAMA, 2018; 2024).

Tabela 2 - Padrões de Qualidade do Ar - Resolução CONAMA 506/2024

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PI-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PI-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PI-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PF $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PF ppm
Material Particulado - MP_{10}	24 horas	120	100	75	50	45	-
	Anual ¹	40	35	30	20	15	-
Material Particulado - $\text{MP}_{2,5}$	24 horas	60	50	37	25	15	-
	Anual ¹	20	17	15	10	5	-
Dióxido de Enxofre- SO_2	24 horas	125	50	40	40	40	-
	Anual ¹	40	30	20	20	20	-
Dióxido de Nitrogênio- NO_2	1 hora ²	260	240	220	200	200	-
	Anual ¹	60	50	45	40	10	-
Ozônio - O_3	8 horas ³	140	130	120	100	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	45	-
	Anual ¹	40	35	30	20	15	-
Monóxido de Carbono - CO	8 horas ³	-	-	-	-	-	9

Partículas Totais em Suspensão - PTS	24 horas	-	-	-	-	240	-
	Anual ⁴					80	
Chumbo - Pb	Anual ¹	-	-	-	-	0,5	-

Fonte: CONAMA, 2024

Nota: 1 - média aritmética anual, 2 - máxima média horária obtida no dia, 3 - máxima média móvel obtida no dia, 4 - média geométrica anual.

Comparando os padrões de qualidade estabelecidos em 1990 com os vigentes pela Resolução CONAMA 506/2024, nota-se que para todos os poluentes atmosféricos o limite de tolerância conforme os padrões de qualidade apresentou redução nas concentrações médias, ou seja, a concentração deve ser menor para atender os padrões de qualidade do ar, além disto, novos parâmetros foram incluídos. Observando as atualizações nas resoluções percebe-se que o controle de qualidade passou a ser mais rigoroso ao longo dos anos (CONAMA, 1990; 2024).

Outro marco legal importante em termos de Qualidade do Ar foi a aprovação da Lei nº 14.850, de 2 maio de 2024. Nesta lei foram atualizadas as medidas de gestão da qualidade do ar e os princípios nacionais de qualidade do ar. De forma semelhante às Resoluções, nesta lei são atribuídas responsabilidades aos estados e ao distrito federal visando o controle na qualidade do ar, uma das exigências é a elaboração de relatórios anuais de avaliação da qualidade do ar. Adicionalmente são apresentados os programas de controle de poluição nacionais vigentes, são estes: Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (Pronar), Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (Proconve), Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (Promot), Programa de sucateamento e de reciclagem de veículos e de renovação de frotas automotores e Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (I/M). Todos estes programas de controle buscam a redução de diversas formas de poluição no Brasil (Brasil, 2024).

3.4. Chuva Ácida

As legislações e todo controle da qualidade do ar é feito visando a redução dos impactos que altas concentrações de poluentes geram na natureza, bem como impactos diretos à saúde dos seres humanos. Dentre os impactos da poluição atmosférica, pode-se citar o arraste de poluentes atmosféricos pelas águas das chuvas, assim pode ocorrer, por exemplo, desregulações no pH destas chuvas (Flues et. al, 2002; Manahan, 2013, Prakash *et. al*, 2022).

Considera-se chuva ácida aquela com $\text{pH} < 5,6$ (Sun *et al.*, 2021). O termo chuva ácida se aplica às várias formas de precipitação aquosa ácida, o que inclui névoa, orvalho e neve (Manahan, 2013).

No Brasil, assim como em outros países do mundo, a questão ambiental sobre a chuva ácida começou a tomar maior relevância em pesquisas e intervenções a partir de 1980 (Grennfelt *et al.*, 2019). Os primeiros estudos sobre chuva ácida no Brasil foram realizados em 1980 pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE), com dados de algumas cidades de São Paulo (Figuerêdo, 1999).

Vários países sofreram impactos consideráveis em decorrência deste fenômeno. O caso mais emblemático aconteceu na Alemanha, em que a ocorrência de chuvas ácidas provocaram a destruição em larga escala de florestas (Martins; Andrade, 2002). Por volta de 1960, as florestas de coníferas na Alemanha foram estudadas e os resultados evidenciaram que a flora local estava sendo afetada pela acidez por impacto direto de poluentes atmosféricos como dióxido de enxofre e particulados do ar, presentes em névoas ácidas da região (Ulrich, 1990). A acidez, o ozônio troposférico e oxidantes no ar danificaram extensas áreas de florestas na Alemanha (Baird; Cann, 2002).

O que via-se na Alemanha até a década de 80 era um cenário de destruição, documentos da época relatam que a perda de florestas da Alemanha tornou-se uma questão política e emocional entre os cidadãos do país, usou-se o termo “*Waldsterben*” para se referir à morte da floresta, termo muito comentado na época. Naquele tempo buscava-se entender como reduzir a “morte das florestas”. Relatos e estudos de 1984 mostraram que as evidências levaram à percepção de que para diminuir os impactos deveriam reduzir a combustão de combustíveis fósseis (Postel, 1984).

Em outubro de 1983, pesquisas mostravam que mais de 2,5 milhões de hectares sofreram danos por poluentes e chuva ácida, cerca de 34% das florestas da Alemanha (Postel, 1984, Singh; Agrawal, 2006). As evidências visuais se apresentavam pela coloração amarelada da folhagem de forma acelerada, raízes deterioradas, brotos deformados, afinamento progressivo das copas das árvores e nos piores casos a morte das árvores. Quase metade da área florestal da Floresta Negra germânica foi danificada (Postel, 1984, Singh; Agrawal, 2006). Pesquisadores da época descreveram que os danos foram maiores nas montanhas ao oeste que estavam expostas a mais chuvas e neblinas e, portanto, às precipitações ácidas (Postel, 1984). A Floresta Negra na Alemanha é uma área que até os tempos atuais é vulnerável aos danos da chuva ácida, dado todo desequilíbrio e danos já causados por esse fenômeno (Prakash, et. al, 2022).

O impacto da poluição e chuva ácida abrangia outros países e iniciativas começaram a ser tomadas para solucionar. A chuva, neblina e neve ácidas geraram grandes problemas ambientais em países da Europa, da América do Norte e do Leste Asiático em meados da década de 1980 (Singh; Agrawal, 2006). A Alemanha Ocidental, os Estados Unidos e a Holanda adotaram a obrigatoriedade de instalação de equipamentos de dessulfurização de gases de combustão em usinas de energia. Vários impactos são gerados no ecossistema. Foram encontrados lagos ácidos na Alemanha Ocidental, Holanda, Dinamarca e Bélgica em decorrência das chuvas ácidas (Singh; Agrawal, 2006). A Alemanha Ocidental, em cenário de denso impacto em 1983 aprovou uma legislação para controle rígido nas maiores usinas locais (Postel, 1984).

Vários registros de chuva ácida têm sido documentados em diversas partes do mundo desde o início dos estudos nessa área. Na China, estudos indicaram incidência frequente de chuva ácida entre 1990 e 1994, com análises de águas pluviais apresentando pH abaixo de 4,6. Esse fenômeno foi atribuído principalmente à combustão de carvão bruto de baixa qualidade, que resultou em severa poluição atmosférica. Em resposta a esse cenário, foram implementadas medidas de controle das emissões de poluentes, com destaque para a redução das emissões de dióxido de enxofre (SO_2) por meio do uso de equipamentos de dessulfurização (Gao *et al.*, 2001).

As iniciativas de controle da poluição, especialmente relacionadas às emissões de SO_2 , resultaram na redução das ocorrências de chuva ácida na China a partir da década de 1980. Entretanto, o rápido desenvolvimento econômico do país levou a um novo aumento dessas ocorrências. Um exemplo, são as emissões de NO_x que aumentaram devido à indústria automobilística. Consequentemente, a composição da chuva ácida passou a conter concentrações significativas de ácido nítrico. As medidas de controle da poluição atmosférica continuaram a ser implementadas no país. Em Pequim, por exemplo, houve redução das precipitações ácidas devido à diminuição da concentração de material particulado atmosférico. Após 2017, vários locais na China apresentaram relatos de ausência de chuvas ácidas (Sun *et al.*, 2021).

Apesar dos avanços, algumas áreas da China ainda enfrentam os impactos da chuva ácida. Zhuzhou, uma cidade com intensa poluição, sofre graves impactos por ocorrências de chuva ácida. Pelas concentrações de espécies iônicas nas águas das chuvas, a amônia é a espécie química dominante no controle da acidez das precipitações. As ações para reduzir as emissões de poluentes atmosféricos têm apresentado resultados positivos, evidenciando a diminuição das ocorrências de chuva ácida tanto em Zhuzhou quanto em outras regiões da

China. No entanto, o problema persiste em algumas áreas e limita o desenvolvimento econômico e social do país (Ren *et al.*, 2024).

O Brasil também conta com diversos registros de chuvas ácidas. Registros entre 1983 a 2002 apontam resultados de águas de chuvas ácidas em vários estados do Brasil: São Paulo (pH: 4,5 a 5,5), Amazônia (pH: 4,7), Rio de Janeiro (pH: 4,77), Rio Grande do sul (pH: 5,05 a 5,33), Minas Gerais (pH: 5,15) e Paraná (pH: 5,0). As emissões industriais e veiculares de grandes centros urbanos há décadas têm deteriorado a qualidade do ar no Brasil e concomitantemente geram-se outros impactos como a chuva ácida (Fornaro, 2006).

No Brasil, grande parte dos estudos sobre águas pluviais e emissões atmosféricas tratam sobre a realidade de São Paulo (SP). Em um estudo realizado por Lara *et al.* (2001), foi avaliada a composição química da água da chuva e as influências antrópicas na Bacia do Rio Piracicaba, no interior do estado. As amostras foram coletadas em quatro localidades: Santa Maria, Bragança, Piracicaba e Campinas, totalizando 272 amostras coletadas entre agosto de 1997 e julho de 1998. Dentre as concentrações de componentes o íon mais abundante nas amostras foi o hidrônio (H_3O^+), este apresentou maiores concentrações e a acidez média foi de pH igual a 4,5. Outros íons identificados, em ordem decrescente de concentração, foram NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} .

Segundo Lara *et al.* (2001), os íons Mg^{2+} e Ca^{2+} são provenientes da poeira do solo, K^+ , Cl^- e NH_4^+ são oriundos da queima de biomassa, e nitratos e sulfatos são oriundos das emissões industriais. A poeira do solo, a queima de cana-de-açúcar, e as emissões industriais, nesta ordem, são as fontes que mais controlaram ou interferiram na composição química da precipitação na bacia de Piracicaba. Os resultados e análises desse estudo mostraram que todos os 4 pontos de coleta de amostras apresentaram chuvas ácidas, assim, portanto, tal fenômeno tem registros desde a década de 1990 na região.

A cidade de Cubatão em São Paulo é um grande pólo urbano e industrial, com intensas atividades antrópicas, por conseguinte, é um local que sofre intensos impactos da poluição. Devido a isto, há vários estudos e controles da qualidade do ar e de impactos ambientais para este pólo urbano. Em 2006, Fornaro e Gutz publicaram um estudo avaliando dados de precipitações na metrópole de São Paulo, com dados de 1983 a 2003. Os resultados mostraram que o valor médio de pH foi de 4,5 em 450 amostras entre 1988 e 1990. Análises apontaram que os ácidos orgânicos impactaram em 44% na acidez livre total da zona oeste de São Paulo e 32% na região central da cidade, estes ácidos foram identificados pelos ânions que originam ácido acético e ácido metanóico (HCOO^- e CH_3COO^-) por meio de cromatografia iônica. Todos os dados recolhidos e tratados neste estudo confirmam a

ocorrência da chuva ácida em São Paulo desde os primeiros anos de recolhimento de dados nesta região (Fornaro; Gutz, 2006).

Análises de águas de chuva foram realizadas por Martins *et al.* (2014) entre outubro de 2007 e dezembro de 2008, com o objetivo de avaliar os efeitos biológicos da poluição atmosférica sobre a água da chuva na Região Metropolitana de São Paulo. Conforme os resultados, 5 amostras coletadas apresentaram pH abaixo de 5,6, dessa forma sendo caracterizadas como chuva ácida, que ocorreram no verão. Conforme Martins, *et al.* (2014) aponta que a chuva na região é frequentemente tóxica devido a contaminações químicas, baixo pH, presença de amônia e espécies reativas de oxigênio (Martins *et al.*, 2014).

Um estudo mais recente avaliando esta região foi publicado em 2015, por Vieira-Filho; Lehmann e Fornaro, este estudo avaliou a qualidade das águas pluviais, relacionando com a qualidade do ar e fatores interferentes na qualidade do ar. As análises incluíram dados de Cubatão e da cidade de São Paulo, as amostras são do período entre 2009 e 2010. Foram coletadas amostras de água de chuva que representam 70% do ciclo anual de chuvas na região, conforme os resultados mais de 76% das amostras em Cubatão apresentaram pH menor que o natural, sendo classificadas como chuva ácidas (Vieira-Filho; Lehmann, Fornaro, 2015).

Conforme os resultados desse estudo de Vieira-Filho; Lehmann e Fornaro (2015), o pH médio da água da chuva foi de 4,8 em Cubatão, enquanto na megacidade de São Paulo a média foi de 5,3. Observou-se uma maior incidência de chuva ácida em Cubatão em comparação a São Paulo. Embora as emissões de poluentes atmosféricos tenham sido mais intensas na megacidade de São Paulo, a pior qualidade do ar e a maior ocorrência de chuva ácida foram mais significativas em Cubatão. O estudo aponta fatores que explicam o pH mais baixo e a qualidade do ar inferior em Cubatão. As análises revelaram níveis elevados de sulfato na atmosfera, relacionados às intensas emissões industriais e as refinarias de petróleo presentes na região. Adicionalmente, a topografia, as condições orográficas e a menor velocidade dos ventos em Cubatão favorecem a concentração de poluentes próximos das fontes de emissão e, dessa forma, esse pólo industrial sofre diretamente com os impactos da poluição local (Vieira-filho; Lehmann, Fornaro, 2015).

Conforme estes estudos apresentados, no Brasil a chuva ácida é um problema crescente, especialmente na região sudeste do país, que destaca-se pelo desenvolvimento industrial e urbano, com intensas emissões de poluentes por frotas veiculares. Há limitações de informações e estudos sobre chuva ácida em variadas partes do país. Estudos mais recentes têm focado nos poluentes e avaliações dos impactos da chuva ácida por meio de

pesquisas com simulações de tal fenômeno. Faltam estudos atuais quanto à realidade das chuvas em diversas partes do país. Pela maioria dos estudos encontrados sobre este tema, São Paulo é a região mais estudada e afetada pela poluição, por consequência, também sofre impactos devido à chuva ácida. Também foram encontrados estudos sobre ocorrência de chuva ácida relativos aos estados Rio de Janeiro e Minas Gerais. Estudos focados em Minas Gerais serão abordados nas seções 2.5 e 2.6 deste texto (Lara *et al.*, 2001; Martins *et al.*, 2019; Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021; Vieira-filho; Lehmann, Fornaro, 2015).

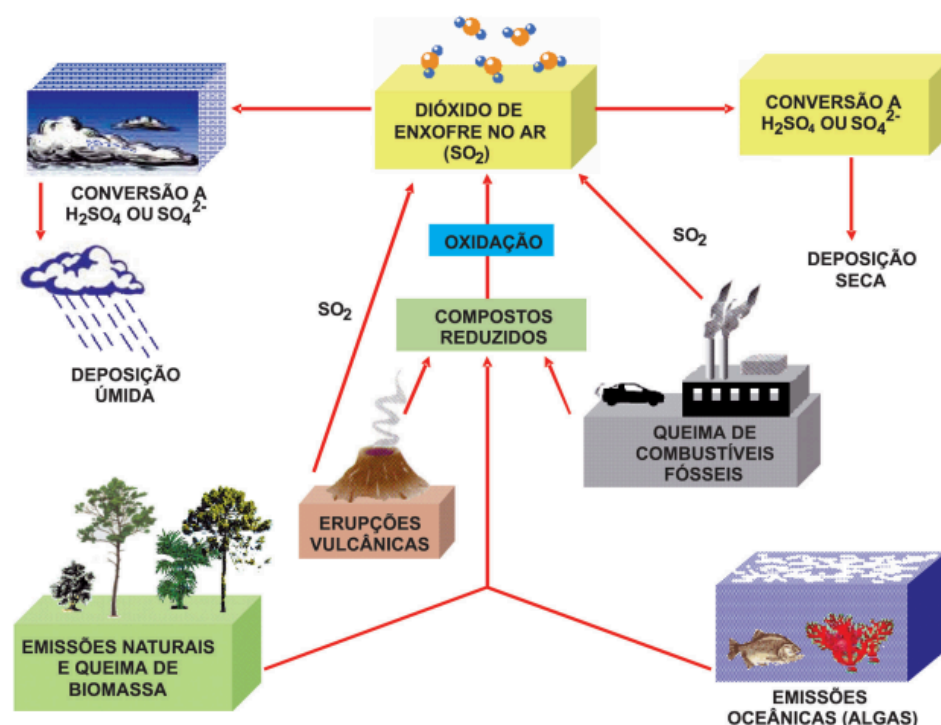
As chuvas com menores valores de pH geram desequilíbrios em ecossistemas, como acidificação e lixiviação dos solos, redução da biodiversidade microbiana, alteração na fauna e flora terrestres, etc. Um exemplo de desequilíbrio gerado por chuvas ácidas é visto no aumento de íons alumínio em lagos, o aumento da concentração desta espécie se dá em decorrência da lixiviação de rochas em contato com água acidificada, este desequilíbrio somado à redução de pH em corpos d'água impacta na diminuição da população de peixes em ambientes aquáticos acidificados (Baird; Cann, 2011).

Emissões de poluentes oriundas de ações antrópicas facilitam a ocorrência da chuva ácida e seus danos (Santos *et al.*, 2021). Graves impactos podem ser vistos em florestas, o caso de destruição da Floresta Negra na Alemanha é um exemplo disso (Santos *et al.*, 2021; Prakash *et al.*, 2022). Poluentes como o dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio e dióxido de carbono são contribuintes para a ocorrência deste fenômeno, na sequência deste texto serão abordados mais detalhes sobre os ciclos destas espécies químicas, que em altas concentrações geram desequilíbrios ambientais, dentre eles a chuva ácida (Manahan, 2013).

3.4.1. Dióxido de Enxofre

Alguns gases impactam diretamente desregulando o pH das chuvas, dentre eles pode-se destacar o dióxido de enxofre (SO₂), o qual é oriundo da queima de carvão mineral, combustíveis que contêm enxofre, como gasolina, óleo diesel e combustíveis industriais. Também é proveniente de produções de cimento, petróleo e metalurgia, além de ser emitido em atividades vulcânicas (CETESB, 2022; Martins *et al.*, 2003). O SO₂ também é o principal produto gerado em oxidações de compostos reduzidos de enxofre. As emissões de enxofre podem contribuir para a acidificação das águas de chuva, ou seja, a chuva ácida, formação de aerossóis e variações climáticas nas temperaturas regionais devido à dispersão da radiação solar (martins *et al.*, 2003). Na Figura 2 está representado o ciclo do enxofre.

Figura 2 - Ciclo do enxofre



Fonte: Martins *et al.*, 2003.

Compostos contendo enxofre participam do ciclo deste elemento que envolve reações e trocas ocorridas na biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera. As principais espécies envolvidas no ciclo do enxofre são: H_2S , $(\text{CH}_3)_2\text{S}$, SO_2 , SO_3 e sulfatos (Manahan, 2013). Os gases de enxofre de origem não antropogênica, geralmente, entram na atmosfera como SO_2 e H_2S de vulcões, H_2S e $(\text{CH}_3)_2\text{S}$ provenientes da redução de sulfatos e da decomposição biológica de matéria orgânica. Uma fonte de emissão considerável para a atmosfera é na forma de $(\text{CH}_3)_2\text{S}$ oriundo de emissões marinhas. Sulfetos de hidrogênio que são emitidos para atmosfera rapidamente convertem-se em dióxido de enxofre, conforme a sequência de reações apresentadas nas equações 11 a 13 (Manahan, 2013).



As espécies de maior impacto na atmosfera são o dióxido de enxofre (SO_2) e o ácido sulfúrico (H_2SO_4). O $\text{SO}_{2(\text{g})}$ emitido para a atmosfera pode sofrer oxidação via reação com hidroxila e ser convertido em sua fase gasosa, em sequência forma-se o trióxido de enxofre (SO_3) que reage com água e gera ácido sulfúrico, que acidifica a chuva, a sequência dessas

reações pode ser vista nas equações 14 a 18 (Martins *et al.*, 2003). O ácido sulfúrico é transportado através do escoamento de corpos hídricos e pode ficar em solução aquosa ou precipitar sob a forma de sulfatos sólidos (Manahan, 2013). O ciclo do enxofre está relacionado com o ciclo do oxigênio uma vez que, enxofre se liga com o oxigênio e forma o dióxido de enxofre, SO_2 , e o íon sulfato solúvel, SO_4^{2-} . O dióxido de enxofre tende a oxidar produzindo ácido sulfúrico, conforme as equações 14 a 18 (Manahan, 2013).



A queima de carvão é a principal fonte de SO_2 emitida por ações humanas. Boa parte do enxofre no carvão vem da pirita, FeS_2 , o restante é de enxofre orgânico. A combustão da pirita ocorre conforme a equação 19 (Manahan, 2013).



Outra possibilidade de reação é com o peróxido de hidrogênio, H_2O_2 , gerando ácido sulfúrico (Equação 20).



O SO_2 dissolvido também pode oxidar por reação com o ozônio ou sofrer oxidação em gotículas de água na presença de amônia resultando em bissulfito e sulfito em solução (Equações 21 e 22) (Manahan, 2013).



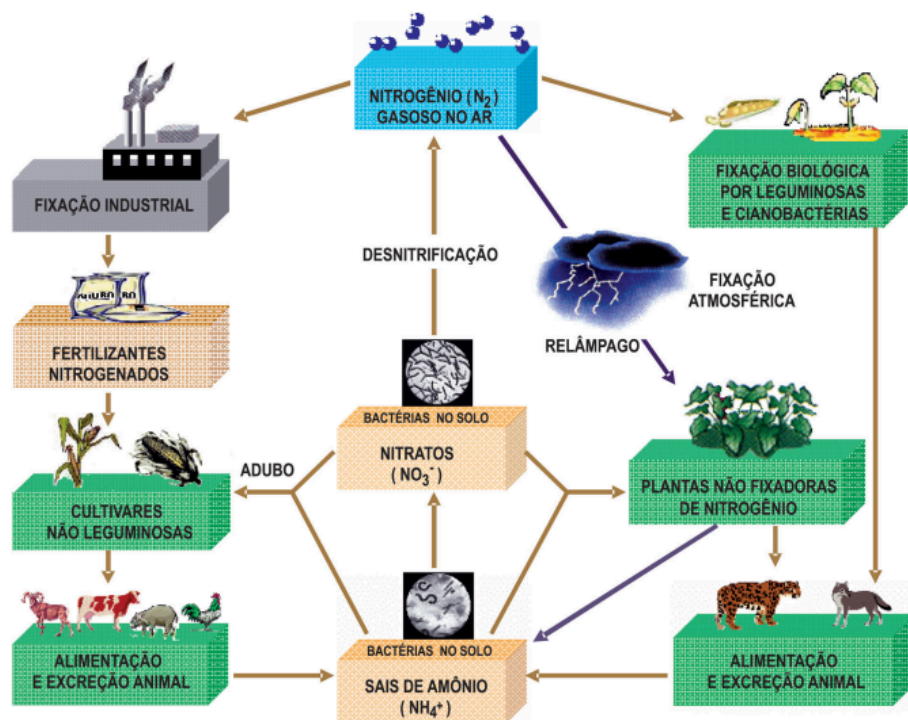
O dióxido de enxofre é um gás incolor tóxico para o ser humano, esse poluente gera, principalmente, problemas respiratórios. Ele também gera manchas em plantas, altas

concentrações deste gás nas plantas gera necrose foliar, este gás também causa deterioração de materiais de construção. Tendo em vista seus danos para a qualidade do ar do meio ambiente é um gás que deve ser controlado, conforme a Resolução CONAMA 506/ 2024 (Lenzi; Favero, 2014; Manahan, 2013).

3.4.2. Óxidos de Nitrogênio

Óxidos de nitrogênio, como óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), nitrato (NO_3^-) e dióxido de nitrogênio (NO_2) estão presentes na atmosfera (Manahan, 2013). Além dos óxidos, a forma mais abundante de nitrogênio na atmosfera é o gás nitrogênio (N_2). Algumas espécies de nitrogênio geram impactos ao meio ambiente, os óxidos de nitrogênio e o ácido nítrico, por exemplo, colaboram para ocorrência da chuva ácida. A dinâmica cíclica do nitrogênio pode ser visualizada na Figura 3 (Martins *et al.*, 2003).

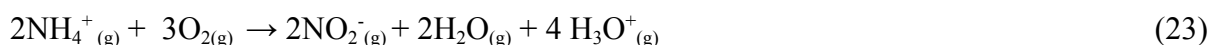
Figura 3- Ciclo do nitrogênio



Fonte: Martins *et al.*, 2003.

A reação do N_{2(g)} para gerar qualquer outro composto nitrogenado é um processo chamado de fixação do nitrogênio atmosférico, esta reação pode ocorrer de diversas formas, como através de descargas elétricas e por combustão que formam NO_{x(g)}, também existe a fixação simbiótica e assimbiótica que ocorre por ação de microrganismos (Lenzi; Favero, 2014). A fixação biológica de nitrogênio ocorre por ação de bactérias que convertem o N₂ em amônia (NH₃) ou íons amônio (NH₄⁺) via redução por catálise enzimática. As cianobactérias são responsáveis pela fixação em ambientes aquáticos. Outra forma de fixação é a fixação atmosférica de nitrogênio, essa se trata da conversão do nitrogênio gasoso em amônia e em espécies oxidadas, esta conversão depende de descargas de relâmpagos. O ser humano também pode ser responsável por parte das fixações de nitrogênio, processo chamado de fixação industrial, ao realizar a síntese de ácido nítrico e amônia (MARTINS *et al.*, 2003).

Outra etapa do ciclo é a nitrificação com a oxidação do gás nitrogênio gerando nitritos (NO₂⁻) e nitratos (NO₃⁻), além disto, são gerados óxidos nítrico (NO) e nitroso (N₂O) como subprodutos, como representado nas equações 23 e 24 (Martins *et al.*, 2003).





Após a nitrificação, transformação do amônio em nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), a sequência do ciclo é a desnitrificação com a redução dos nitratos e novamente a formação de $\text{N}_{2(\text{g})}$ (Lenzi; Favero, 2014). A maior fonte de nitrogênio na terra é a desnitrificação, tal rota sintética envolve processos químicos e biológicos em que o nitrato (NO_3^-) é reduzido e geram-se espécies gasosas de nitrogênio (NO , N_2 , N_2O). A redução da ocorrência desse processo pode desencadear em elevada concentração de nitrato nos oceanos (Martins *et al.*, 2003).

Os vários óxidos de nitrogênio estão presentes na atmosfera oriundos da queima de biomassa, queima de combustíveis fósseis e emissões do solo por processos biológicos. Ademais, em menor escala, podem ser liberados por oxidação de amônia, emissões oceânicas e descargas de relâmpago. Óxidos de nitrogênio geram a redução do pH da água pluvial, pois são solubilizados na fase aquosa atmosférica e depositam nas águas das chuvas, portanto, contribuem para formação de chuvas ácidas pela síntese do ácido nítrico, equação 25 (Martins *et al.*, 2003).



Na atmosfera, o NO_2 reage com hidroxila resultando também na formação de ácido nítrico, conforme a equação 26. O ácido nítrico é removido da atmosfera por precipitação, ou por reação com álcalis gerando nitratos particulados (Manahan, 2013).



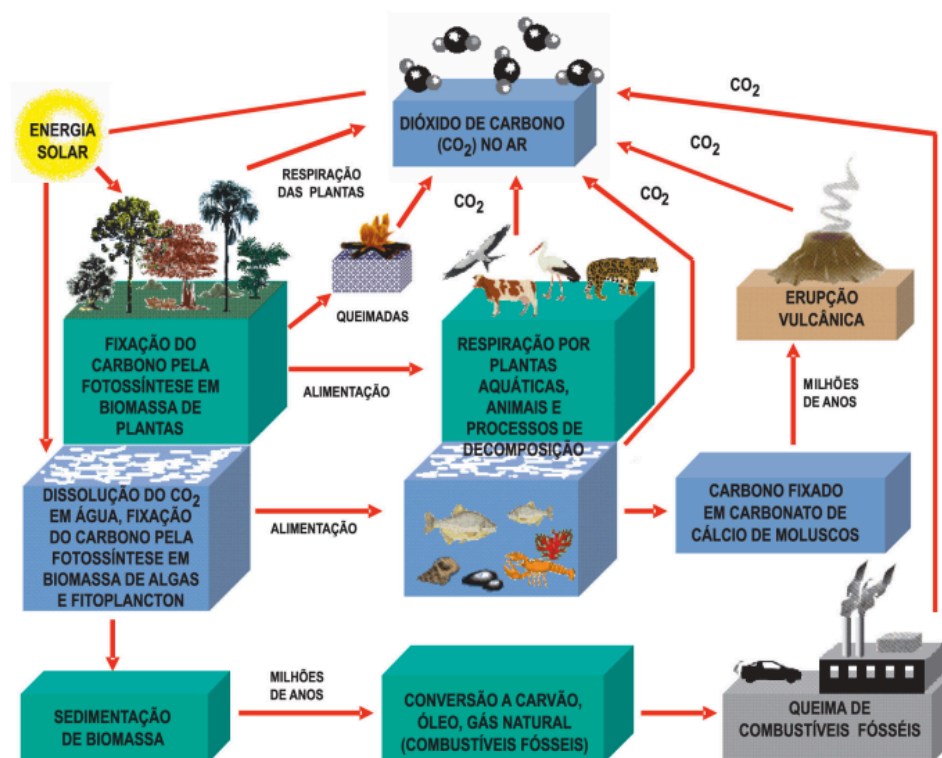
O ácido nítrico (HNO_3), e as espécies designadas como NO_x (NO e NO_2) são as principais espécies ativas de óxido de nitrogênio na troposfera. Esses gases podem ser emitidos para a atmosfera a partir de combustão presentes em usinas termelétricas, incineradores de resíduos, fornos de cimento, emissões veiculares ou por processos microbiológicos naturais de nitrificação e desnitrificação (Bhattacharya, 2024). Estes poluentes geram impactos como: chuvas ácidas, *smog* fotoquímico, além de doenças respiratórias. Essas espécies convertem-se umas nas outras conforme as reações descritas pelas equações 27 a 33 (Manahan, 2013; Bhattacharya, 2024).



3.4.3. Dióxido de Carbono

Outro poluente atmosférico que impacta colaborando para ocorrência de chuva ácida é o dióxido de carbono. Este é um gás estocado ou emitido em quantidades elevadas na atmosfera, litosfera e oceanos. O ciclo do carbono na atmosfera, ilustrado na Figura 4, mostra as diversas fontes de liberação desse gás para a atmosfera. Percebe-se que é um gás oriundo de processos biogeoquímicos diversos. O CO_2 sofre trocas e reações principalmente pela respiração de plantas e a fotossíntese, também é liberado da respiração de organismos heterotróficos e na decomposição de matéria orgânica. Ocorre fixação de CO_2 por meio das plantas e pelos oceanos, através da fotossíntese e por meio da dissolução do gás na água. Ademais, também pode ocorrer fixação de CO_2 pela fotossíntese de algas, ou seja, ocorrida dentro do mar, em locais onde a radiação consegue atingir plantas aquáticas, Figura 4.

Figura 4- Ciclo do carbono



Fonte: MARTINS *et al.*, 2003.

Dentre as espécies do ciclo, Figura 4, destaca-se o dióxido de carbono que contribui para a redução do pH ao reagir com a água e formar ácido carbônico, conforme a equação 34.



O gás carbônico (CO₂) também é um gás poluente que contribui para o efeito estufa (Lenzi; Favero, 2014). Boa parte da energia comercial no mundo provém da queima de combustíveis fósseis, como a partir da queima de carvão (principalmente carbono), queima de petróleo (a base de polímeros CH₂) e de gás natural (principalmente CH₄), equações 35 a 37 (Baird; Cann, 2011).



O CO₂ atmosférico é emitido para atmosfera em altas taxas em decorrência de atividades humanas. Vários países têm iniciativas visando a redução de emissões de carbono, apesar disto, as taxas permanecem muito elevadas, por exemplo, no Brasil foram emitidas 2,5 bilhões de toneladas de CO₂ em 2021 (SEEG, 2023). As emissões são reduzidas pelos mecanismos de remoção de CO₂, como a absorção que ocorre nos oceanos e por meio de replantio de árvores, além de tecnologias como por colunas de borbulhamento e diversas técnicas de absorção (Braga *et al.* 2015; Martins *et al.*, 2003).

3.5. Chuva Alcalina

Além das emissões de poluentes que reduzem o pH e geram chuva ácida, em alguns locais há registros de chuvas com pH próximo da neutralidade e casos de chuvas alcalinas. Conforme Callegaro (2015) define, a chuva ácida é a chuva de pH < 5,6 e chuva alcalina é a chuva com pH > 7. Outra definição é descrita por Adalgiza Fornaro e colaboradores (2021), os autores definem que o pH 5,60 é uma “fronteira natural” ou um valor crítico para classificação da acidez da água da chuva, e chuvas com pH > 5,6 podem ser consideradas como chuvas alcalinas, isto se baseia na dissolução atmosférica do CO₂ (Fornaro, 2006; Callegaro *et al.*, 2015, Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021).

Na Índia, na década de 1990, foram registradas ocorrências de chuva tendendo à neutralidade e também chuvas alcalinas. Conforme os resultados expostos por Kulshrestha, et. al (2001), as cidades de Jodhpur, Hyderabad, Agra e Allahabad apresentaram resultados de chuvas alcalinas. Esse aumento de pH das chuvas foi atribuído à presença de aerossóis derivados do solo com abundância de cálcio em suas composições (Kulshrestha *et al.*, 2001).

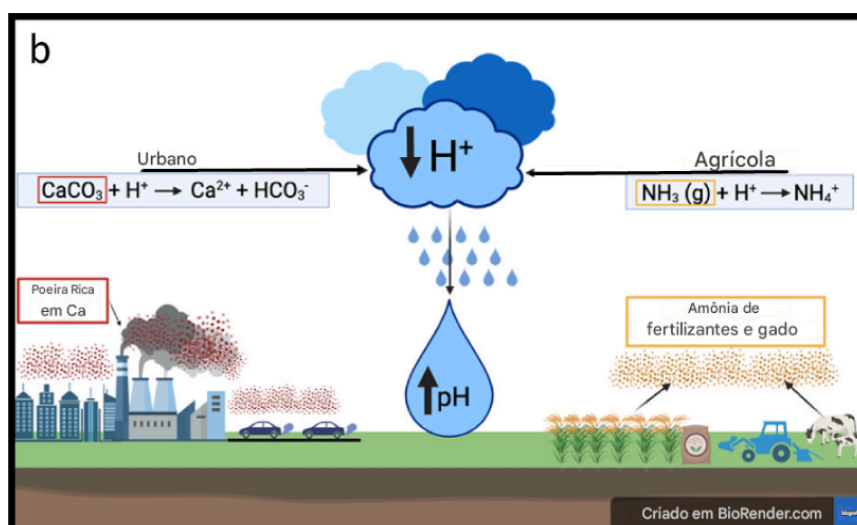
Segundo Kulshrestha et. al (2001) a neutralização da acidez da água da chuva ocorre por partículas de poeira suspensas de cálcio (Ca) e magnésio (Mg). O espalhamento destas partículas interfere na neutralização ou ajuste do pH, partículas de maior granulometria são espalhadas em menores distâncias e, assim, interferem menos no pH das precipitações. Notou-se que havendo maiores concentrações de material particulado de Ca e Mg há menor ocorrência de chuva ácida, e o pH foi elevado na precipitação local (Kulshrestha *et al.*, 2001).

Na Europa, pesquisas realizadas em 1999 coletaram precipitações e obtiveram o resultado de amostras alcalinas (pH_{médio} = 7,2) na área rural da Espanha. Conforme os estudos, tais resultados foram associados a trajetórias de massas de ar vindas da África (Kulshrestha *et al.*, 2001; Vieira-Filho; Pedrotti; Fornaro, 2013).

Um estudo publicado recentemente nos Estados Unidos (EUA) avaliou a deposição úmida em Ohio usando dados de longo prazo fornecidos pela National Atmospheric Deposition Program (NADP). Grider, Ponette-González e Heindel (2023) descreveram que de 1979 a 2019 o pH da deposição úmida em Ohio aumentou de $4,22 \pm 0,05$ para $5,33 \pm 0,21$. Conforme os dados coletados pela NADP, as emissões de SO_2 e NO_x declinaram nos últimos anos. Este declínio começou a ocorrer, principalmente, após o estabelecimento da Lei do Ar Limpo de 1990, que estabeleceu controles de emissões de SO_2 e NO_x . A diminuição dos ânions ácidos facilitou para que cátions alcalinos e o nitrogênio reduzido reagissem neutralizando e elevando o pH da precipitação (Grider; Heindel; Ponette-González, 2023).

Em Ohio, no Centro-Oeste dos EUA, os ecossistemas estão se recuperando da chuva ácida, os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e NH_3 são agentes importantes que neutralizam o pH da deposição local. Ca^{2+} e Mg^{2+} neutralizam a acidez da precipitação por meio de reações químicas em que o magnésio ou o carbonato de cálcio reagem com íons de hidrogênio gerando Mg^{2+} ou Ca^{2+} e bicarbonato. $\text{NH}_3(\text{g})$ neutraliza a acidez da precipitação pela formação de íon amônio (Figura 5) (Grider; Heindel; Ponette-González, 2023).

Figura 5- Dinâmica de espécies alcalinas que neutralizam o pH das chuvas



Fonte: Adaptado de Grider; Ponette-González; Heindel, 2023.

Para a região estudada, em áreas rurais, a amônia ($\text{NH}_3(\text{g})$) é a principal espécie química que neutraliza a acidez e em áreas urbanas o Ca^{2+} atua mais na neutralização. Como Grider, Heindel e Ponette-González (2023) apresentaram, a deposição de Ca^{2+} aumentou de 1994 a 2010, muito provavelmente, em decorrência de emissões de poeira. A origem das emissões de gás amônia são por uso de fertilizantes, pelo gado, por processos industriais e por veículos em áreas urbanas. Conforme este estudo, nas concentrações atuais, estas espécies têm sido fonte reguladora de desequilíbrios ambientais devido à intensificação das emissões atmosféricas. (Grider; Heindel; Ponette-González, 2023).

Assim como em outras partes do mundo, no Brasil também há estudos que mostram casos de chuva alcalina e estudos de tendência de elevação de pH nas precipitações. Este fenômeno não ocorre apenas no tempo atual, por consequência do aumento de poluição atmosférica no Brasil, há registros de chuvas com $\text{pH} > 9$ em Cubatão (SP) no ano de 1986 (Moreira-Nordemann *et al.*, 1986; Fornaro, 2006).

Conforme aborda Figuerêdo (1999), em Minas Gerais, na Região Metropolitana de Belo Horizonte há poeira calcária que favorece a neutralização das chuvas ácidas na região. Geralmente, no período de seca há maiores concentrações de partículas alcalinas que neutralizam as precipitações ácidas. Essa poeira alcalina é gerada por processamento de cimento, calcário (CaCO_3) e cal (CaO), por erosão eólica e por emissões de amônia gasosa. Estas espécies químicas em altas concentrações são poluentes atmosféricos e influenciam gerando elevação no pH, ou mesmo neutralização de chuvas ácidas. Segundo estudo de

Figuerêdo (1999), com menores taxas de poeira alcalina, principalmente as espécies contendo cálcio, a chuva ácida seria mais intensa e frequente na região (Figuerêdo, 1999).

Em 2016, Deusdará *et. al* publicaram um estudo sobre análise da chuva e deposição atmosférica na bacia do Mundaú na região rural, tropical semiárida do nordeste, na Caatinga brasileira. As amostras de chuva foram coletadas entre 2012 (ano extremamente seco) e 2013 (ano com precipitação normal). Segundo os resultados, as chuvas amostradas foram levemente ácidas. No total pode-se dizer que a região, durante esse período, não foi afetada significativamente por chuvas ácidas. Como descrito por Deusdará *et. al*, (2016), houve uma tendência de neutralização das chuvas que se originou da dissociação de ânions sulfato (SO_4^{2-}) e nitrato (NO_3^-), neutralizados por espécies alcalinas, principalmente, por íon magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}).

A análise dos resultados deste estudo de Deusdará *et. al* (2016) mostra que o Mg^{2+} foi o principal agente neutralizante da acidez das chuvas. Pela análise da região e da composição das amostras notou-se que as concentrações iônicas na região são controladas por emissões naturais, não foi identificada nenhuma fonte antropogênica expressiva. Possivelmente, a poeira do solo foi a principal fonte de Mg^{2+} e Ca^{2+} . Neste contexto, sem excessos devido a intervenções humanas, assim como ocorre em Ohio, ocorre o controle natural por ação das espécies alcalinas minerais que neutralizam a acidez das águas das chuvas (Deusdará *et al.*, 2016; Grider; Ponette-González; Heindel, 2023).

Estudos mais recentes mostram continuidade nesta tendência de neutralização das chuvas, além de expor resultados de deposição atmosférica alcalina em Minas Gerais. Pereira, Fornaro e Vieira-Filho (2021) avaliaram as deposições atmosféricas úmidas e secas na cidade de Lavras, no sul de Minas, com amostras coletadas entre março de 2018 e fevereiro de 2019. Lavras é uma cidade impactada por atividades antrópicas, como queima de biomassa, atividades industriais, fábricas de cimento e significativa frota veicular. Para este estudo foram coletadas 39 amostras de deposição em massa no campus da Universidade Federal de Lavras, o período de coleta apresentou clima mais seco (Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021). Conforme os resultados apresentados, as amostras coletadas em Lavras apresentaram valores de pH= 5,34 a pH= 8,29, o que mostra a ocorrência de chuva ácida e chuva alcalina na região. A neutralização da acidez nas amostras ocorreu por cálcio (Ca^{2+}) e amônia (NH_3). Pereira, Fornaro e Vieira-Filho (2021) destacam a ação do Ca^{2+} como principal substância de neutralização das amostras. As fontes de liberação de Cálcio (Ca^{2+}) são, principalmente, a partir da ressuspensão do solo e pela fabricação de cimento. As análises apontam que o padrão alcalino das amostras ocorreu em decorrência das principais

fontes antrópicas como produção e aplicação de fertilizantes e produção de cimento. Dessa forma, não trata-se de um processo natural e tem elevado o pH de forma a causar precipitações alcalinas na região (Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021).

A água da chuva também foi analisada em Recife, Pernambuco. Lins *et al.* (2018) recolheram 53 amostras da água da chuva no período de setembro de 2017 a maio de 2018. De acordo com os resultados, 62,71% das amostras foram casos de chuva alcalina. E dentre os íons analisados, cálcio e magnésio apresentaram as maiores concentrações. Lins *et al.* (2018) descrevem que a origem deste cálcio e magnésio pode ser por processos naturais e antropogênicos, podem ser íons liberados do mar ou devido a construções e frota veicular (Lins *et al.*, 2018).

O estudo de Florêncio *et al.* (2022), mostrou que em uma região agroindustrial de São Paulo notou-se aumento das concentrações de amônia ($\text{NH}_{3(g)}$) na atmosfera e na água pluvial, isto gera impacto no aumento do pH da água pluvial. Vale lembrar que o estudo de REN *et al.* (2024), acerca da chuva ácida em Zhuzhou na China, apontou que naquele contexto a amônia foi a espécie dominante na neutralização da acidez da precipitação. As concentrações de íon amônio aumentaram significativamente nos últimos anos, isto se dá pela queima de biomassa, como exemplo a cana de açúcar, também devido à renovação da frota veicular com conversores catalíticos e devido à elevada utilização de fertilizantes nitrogenados (Florêncio, 2022). Alguns poluentes atmosféricos influenciam para elevação de pH, espécies de cálcio, material particulado e amônia.

A amônia é uma espécie química que faz parte do ciclo do nitrogênio, estando na atmosfera essa espécie pode contribuir para o aumento do pH das chuvas, neutralizando o pH de chuvas ácidas (Equação 38 e Figura 5). Reações da amônia com ácido nítrico ou ácido sulfúrico geram sulfatos e nitratos que são liberados da atmosfera pela chuva ou deposições secas, portanto, em condições controladas, a amônia é importante para neutralização do pH. Esse gás pode ser emitido a partir da queima de biomassa, a partir da decomposição enzimática da uréia, oriundo de perdas em sínteses e uso de fertilizantes e emissões do solo (Martins *et al.*, 2003).



A amônia é a base solúvel em água que está presente na atmosfera em níveis mais expressivos, algumas reações de neutralização com NH_3 estão descritas nas equações 39 e 40. Alguns impactos negativos da presença de amônia na atmosfera são devido aos sais de

amônio que são significativamente corrosivos, ademais concentrações elevadas de amônia na atmosfera podem impactar diretamente vegetações gerando lesões foliares (Manahan, 2013). Essa espécie química é considerada um poluente atmosférico tóxico (Vieira-Filho *et al.*, 2016).



Como tratado nos estudos apresentados, a amônia gasosa ajuda na neutralização da acidez atmosférica, a partir desse gás podem ser formados sais de amônio (materiais particulados com diâmetro menor que $2,5 \mu\text{m}$), estes sais são fonte de aerossóis inorgânicos secundários. Porém, altas concentrações de amônia na atmosfera são prejudiciais por gerar desequilíbrios na atmosfera mais próxima a superfície da Terra. São necessárias medidas eficazes para controle de emissões de amônia liberadas, por exemplo, controlando emissões por conversores catalíticos presentes em automóveis (Vieira-Filho *et al.*, 2016).

O estudo de Vieira-Filho *et al.* (2016) fez a quantificação e avaliação de emissões veiculares em túnel veicular urbano na área metropolitana de São Paulo. A amônia estava em maiores concentrações na composição iônica de material particulado amostrado na área metropolitana de São Paulo. O material particulado fino presente no viaduto Jânio Quadros apresentou destaque para concentrações de sais de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e NH_4NO_3). Além disso, nota-se a importância de quantificar melhor as emissões veiculares, pois diante dos resultados deste estudo, a amônia gasosa é 3 vezes mais concentrada dentro dos túneis veiculares se comparado a atmosferas externas. Esse contexto pode desencadear na elevação de pH das precipitações.

Diversas fontes de emissões de poluentes podem gerar elevação do pH das chuvas, dentre elas, como apresentado no estudo de Vieira-Filho, têm-se a emissão de amônia pela combustão veicular com conversores catalíticos contendo o sistema reagente Arla 32, na sequência deste texto será descrito sobre este sistema e seus impactos (Florêncio *et al.*, 2022; Vieira-Filho *et al.*, 2016).

3.5.1. ARLA 32

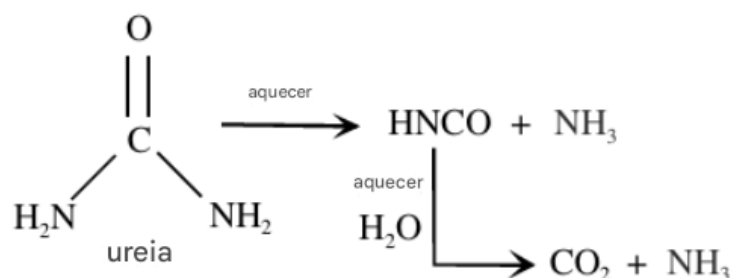
Uma fonte importante para o aumento de pH por meio de emissões de $\text{NH}_{3(\text{g})}$ é a partir de combustão veicular, destacando-se veículos pesados contendo o sistema de reagentes

ARLA 32, esse reagente é injetado continuamente no escapamento do veículo enquanto ocorre a combustão. O sistema gera NH_3 que reage com NO_x e forma N_2 (equações 41 e 42) por meio desse sistema presente em vários veículos pesados desde 2012 (Borsari, 2014; Florêncio *et al.*, 2022).



O sistema ARLA 32 também é denominado como “Agente Redutor Líquido Automotivo” ou “Agente Redutor Líquido de NO_x Automotivo”, também conhecido como AdBlue na Europa e DEF nos Estados Unidos. Trata-se de uma solução de ureia em água destilada a 32,5% em massa, a ureia é o meio preferencial para liberação de amônia de forma segura a bordo de um veículo, pois a toxicidade da ureia é muito baixa (Hammerle; McGill; Sharp, 2004).

Figura 6- Decomposição da ureia



Fonte: Adaptado de Hammerle; McGill; Sharp, 2004

A solução se decompõe e forma amônia (NH_3) e dióxido de carbono (CO_2), Figura 6. Esta solução é injetada em veículos pesados que contém a tecnologia de redução catalítica seletiva (SCR- *Selective Catalytic Reduction*), o objetivo do uso do sistema SCR é a redução de emissões NO_x (CETESB, 2012; CNT, 2012). Uma parte da amônia presente neste sistema não reage na redução de NO_x , portanto, este sistema é uma fonte de liberação de amônia na atmosfera (Borsari, 2014; CONAMA, 2018).

Em 2018, a CETESB iniciou a fiscalização do uso de ARLA 32 em postos de combustíveis. A fiscalização é feita em veículos pesados a diesel equipados com SCR e produzidos a partir de 2012 (CETESB, 2017). No Brasil, o consumo do ARLA 32 em relação

ao diesel é, aproximadamente, de 5 litros de ARLA a cada 100 litros de diesel consumidos. Este sistema é um ponto de atenção que deve ser controlado por substituição, melhoria no sistema SCR ou frequentes fiscalizações, tendo em vista o elevado número de veículos que são possíveis emissores de amônia gasosa (CONAMA, 2018).

Além do ARLA 32 e das outras fontes de emissão de amônia, viu-se que existem diversas fontes emissoras de poluentes atmosféricos que podem levar a ocorrência de chuvas ácidas, chuvas alcalinas e variados desequilíbrios ambientais. Além desta abordagem, pretende-se entender melhor a realidade da poluição atmosférica e das chuvas na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), na sequência será abordado um levantamento de estudos relacionados aos impactos das chuvas específicas para a RMBH.

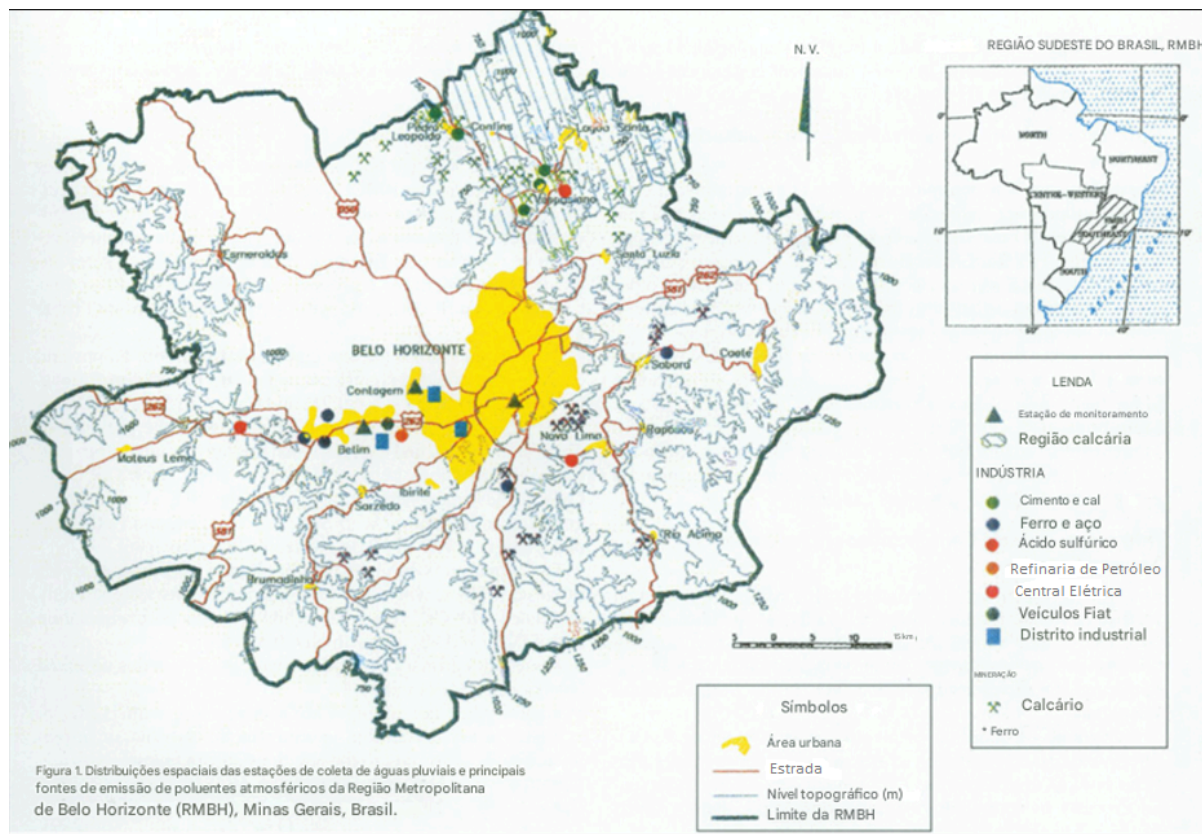
3.6. Estudos e dados da Região Metropolitana de Belo Horizonte

Os estudos levantados até aqui apontam diversos danos gerados por emissão de poluentes atmosféricos, pode-se destacar a ocorrência de chuvas ácidas e chuvas alcalinas no Brasil e no mundo. Este levantamento de estudos colabora para tratar e trazer maior compreensão para diversos cenários de poluição atmosférica e suas consequências. Sabe-se que centros urbanos têm deteriorado a qualidade do ar no Brasil (Fornaro, 2006), um exemplo é a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), pois é uma região urbanizada que tende a emitir poluentes atmosféricos em decorrência de atividades antrópicas. A RMBH possui várias fontes de poluição atmosférica e há décadas sofre com impactos por esta poluição. Compreender as interações e os problemas que levam à redução da qualidade do ar é um desafio, agravado pela limitação dos dados disponibilizados pelos órgãos ambientais. Dessa forma, conhecer mais sobre a atmosfera de Belo Horizonte e região é um estudo essencial tendo em vista a importância da região e seus impactos devido ao lançamento de poluentes (medeiros *et al.*, 2024).

Uma pesquisa, realizada entre outubro de 1993 e fevereiro de 1994 na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), coletou 91 amostras de chuva em 3 cidades desta região: Belo Horizonte, Contagem e Betim. Neste período, Belo Horizonte possuía como principais fontes poluidoras as emissões veiculares; Betim e Contagem destacavam-se principalmente devido às atividades industriais. Figuerêdo (1999) descreveu que as principais fontes emissoras da região descritas eram: os veículos, indústria de produção de ácido sulfúrico, refinarias de petróleo, usinas de energia e indústrias de cimento e cal, Figura 7. Como mostra a figura 7, a região mais próxima ao centro da capital é a área mais urbana da

região (mancha amarela) onde concentram-se boa parte das fontes emissoras de poluentes. A parte ao norte da RMBH é a região calcária com maiores emissões de poeiras alcalinizantes. Este estudo aponta que em 1999 a região era impactada por ventos com poeira calcária alcalina (Figuerêdo, 1999).

Figura 7- Estações de coleta e fonte emissoras de poluentes



Fonte: Adaptado de Figuerêdo (1999).

Os resultados desta pesquisa na RMBH comprovaram a ocorrência de chuva ácida na região, principalmente em Betim, com 65% das amostras contendo $\text{pH} < 5$, 65 ($\text{pH}_{\text{min}} = 4,56$). Ademais, as águas pluviais desse período, entre 1993 e 1994, continham Ca^{2+} como íon dominante, além de NO_3^- , SO_4^{2-} e NH_4^+ . Os íons NO_3^- e SO_4^{2-} geram ácido sulfúrico (H_2SO_4) e ácido nítrico (HNO_3) que acidificam as chuvas. Contudo, durante a seca, o pH das chuvas aumentou, isto se deve, principalmente, às emissões de íons de cálcio que neutralizam e atuam como sistema tampão na atmosfera, esse efeito neutralizante mostrou resultado nas primeiras chuvas, após frequentes chuvas, o pH reduziu. Conforme a pesquisa de Figuerêdo (1999) apontou, na região há processamento de calcário e produção de cal e cimento que geram uma poeira alcalina, somado a isto têm-se o impacto das emissões de amônia gasosa.

Essas espécies na atmosfera contribuem para a neutralização e para a redução nas precipitações ácidas (Figuerêdo, 1999).

Miranda *et al.* (2011) publicaram um estudo com levantamento das concentrações de massa de material particulado, $MP_{2,5}$, em seis capitais brasileiras que são centros urbanos afetados pela poluição atmosférica, uma das capitais abordadas foi Belo Horizonte. Os dados avaliados são de junho de 2007 a agosto de 2008. Na grande área metropolitana de Belo Horizonte há redes de monitoramento de material particulado e gases, em 2006 a concentração média anual de MP_{10} mostrou que 60% do material particulado é na forma de $MP_{2,5}$. No período de 2007 a 2008, a concentração média de $MP_{2,5}$ foi $14,7 \mu g/m^3$, terceira maior concentração dentre as 6 cidades estudadas. As concentrações médias anuais excederam o nível seguro em Belo Horizonte conforme as legislações americanas e europeias. O estudo apontou que a maioria das emissões de partículas de fontes de combustão são frações de massa de $MP_{2,5}$ e este poluente afeta diretamente a saúde humana ao penetrar órgãos gerando danos severos. O estudo concluiu levantando a importância de melhorias na implementação de programas voltados ao controle das emissões de material particulado fino em áreas urbanas (Miranda *et al.*, 2011).

Em 2019, Santos, Pinto e colaboradores publicaram um estudo que avaliou a influência de condições meteorológicas na concentração de material particulado fino, $MP_{2,5}$, em Belo Horizonte. Os dados avaliados são do período entre o inverno de 2007 e o outono de 2008, tratam-se de dados diários médios dos parâmetros de precipitação, velocidade do vento, umidade relativa do ar e temperaturas máxima, média e mínima. Este estudo apresentou análises estatísticas dos parâmetros e avaliou a influência sobre a concentração de material particulado na atmosfera de Belo Horizonte (Santos, Pinto *et al.*, 2019).

O parâmetro umidade relativa, tratado no trabalho de Santos, P., *et al.* (2019) pode explicar o aumento de doenças respiratórias no inverno belorizontino, visto que neste período a umidade relativa do ar é mais baixa e isto pode ser relacionado a maior concentração de poluentes na atmosfera. Quando a umidade do ar está mais elevada o vapor de água disponível na atmosfera pode ser incorporado ao material particulado (MP), assim, a massa do MP aumenta e eleva-se a possibilidade de agregação e deposição dessa poeira suspensa. Como no inverno a umidade relativa do ar, normalmente, é menor, se prolonga a permanência e aumenta a concentração do material particulado na atmosfera, e consequentemente, nota-se os impactos disso na saúde da população. Após a avaliação dos dados e parâmetros, esta pesquisa levantou que a umidade relativa do ar e a precipitação foram os fatores que mais

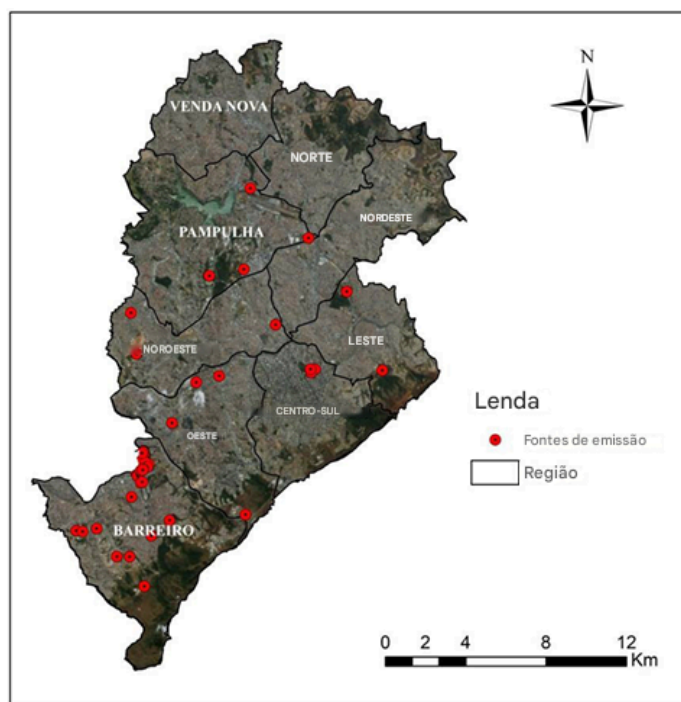
causaram interferências significativas nas concentrações de poluentes na atmosfera de Belo Horizonte.

Gouveia *et al.*, (2019) realizaram um estudo que apresenta os impactos da poluição do ar na saúde, os dados analisados foram de julho de 2004 a dezembro de 2006 também na RMBH. Este estudo, de forma complementar ao estudo de Figueirêdo (1999), apontou que as fontes poluidoras da RMBH são, principalmente, indústrias do setor siderúrgico, indústria automobilística, indústrias do setor de minerais não metálicos (cal e cimento) e petroquímicas. As cidades estudadas foram Belo Horizonte, Contagem e Betim, pois possuem monitoramento da qualidade do ar. Betim e Contagem apresentam relação veículo/população menor que na capital mineira, e, portanto, possuem como principais fontes poluidoras as indústrias (Gouveia *et al.*, 2019).

Os dados analisados no estudo de Gouveia *et al.*, (2019) foram: concentrações médias diárias de material particulado (MP_{10}), dióxido de enxofre (SO_2) e monóxido de carbono (CO). Conforme os resultados para um aumento de $10 \mu g/m^3$ nos níveis de MP_{10} observou-se um aumento de 33% das internações por doenças respiratórias em Betim, de 6% em Belo Horizonte e de 23% em Contagem. Em Belo Horizonte, os dados mostraram que para um aumento de $10 \mu g/m^3$ de SO_2 e de MP_{10} , e 1 ppm nos níveis de CO houve aumentos percentuais de 2,6 vezes, de 6% e de 8 vezes, respectivamente, associados às internações por doenças respiratórias. Tratando-se de doenças cardiovasculares em pessoas com mais de 39 anos, este mesmo estudo descreve que observou-se que o aumento de $10 \mu g/m^3$ de MP_{10} relaciona-se a um aumento de 2,3 vezes no número de internações e percebeu-se um aumento de 5,9 vezes nos casos de internações em decorrência do aumento de $10 \mu g/m^3$ de SO_2 .

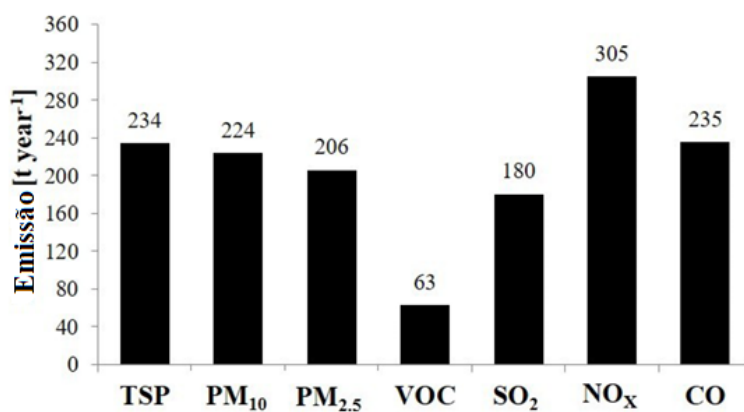
Santos, M., *et al.*, 2019, realizaram um estudo para identificar e quantificar emissões de poluentes atmosféricos a partir de chaminés de indústrias em Belo Horizonte, o estudo foi feito com dados de 2015. Foram avaliadas 75 fontes estacionárias de 28 empresas localizadas em Belo Horizonte, Figura 8. A região do Barreiro contém a maior parte das fontes estacionárias identificadas. Os poluentes quantificados e avaliados foram os poluentes preconizados pela Resolução CONAMA 491/2018, portanto, materiais particulados (MP_{10} e $MP_{2,5}$), dióxido de enxofre (SO_2 e $MP_{2,5}$), óxidos de nitrogênio (NO_x), partículas totais em suspensão (PTS) e monóxido de carbono (CO). Além destes, foi feita a análise para compostos orgânicos voláteis (COVs) (Santos, Miranda *et al.*, 2019).

Figura 8- Locais de fontes estacionárias licenciadas em Belo Horizonte



Fonte: Santos, Miranda *et al.*, 2019.

Figura 9- Taxas de emissões de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte



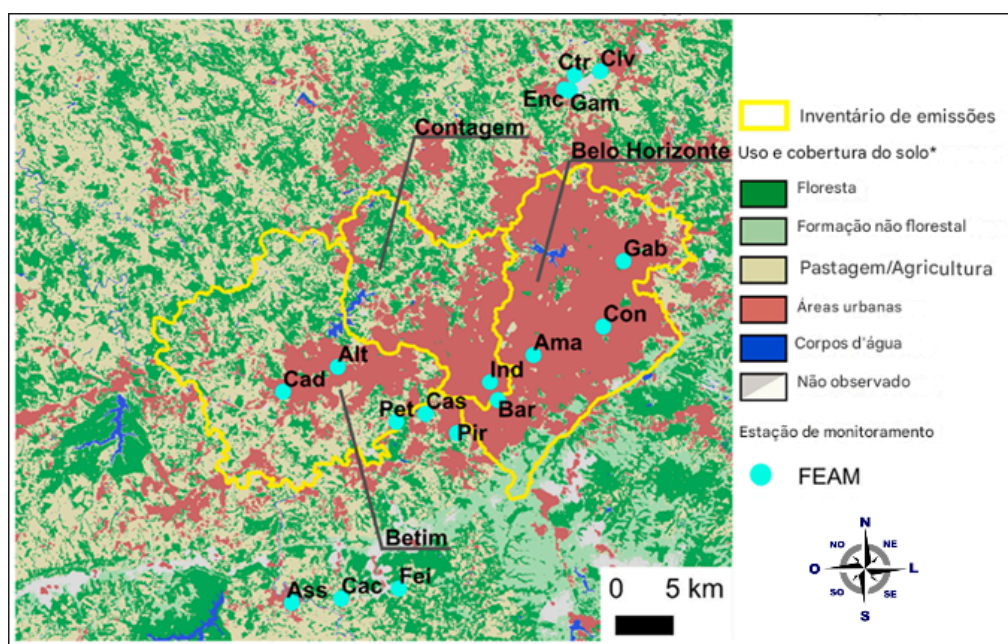
Fonte: Santos, Miranda *et al.*, 2019.

Os resultados de Santos, Miranda *et al.*, (2019) apontam que os óxidos de nitrogênio foram os poluentes mais emitidos pelas fontes estacionárias avaliadas neste estudo, a taxa de emissão deste poluente foi de 305 toneladas por ano (Figura 9). A origem dessas emissões foi, principalmente, de caldeiras industriais e usinas de queima de biogás, além disto, muitas emissões vem da combustão pela oxidação incompleta do combustível. As maiores concentrações de NO_x identificados neste estudo são provenientes de empresas com caldeiras

a lenha, a óleo, indústrias de biogás e siderurgia. O estudo descreve que os dados de partículas totais em suspensão são provenientes de processos físicos de moagem, transporte de materiais e emissões de material particulado emitidos em processos de combustão. Muitas caldeiras industriais têm sistemas de controle que removem as partículas grossas antes do lançamento para a atmosfera, assim o que é liberado em maioria são as partículas finas, portanto, em processos de combustão a maior parte destas partículas totais são MP_{10} e $MP_{2,5}$. Os dados mostram que o poluente menos emitido foram os compostos orgânicos voláteis lançados, principalmente de indústrias de siderurgia e a partir de caldeiras com consumo de lenha. Pela distribuição temporal, viu-se que, todos os poluentes apresentaram maiores taxas de emissão no período diurno (6h às 18h). Estes dados de toneladas de emissões anuais, bem como a significativa contribuição das fontes estacionárias para o aumento das emissões de poluentes, mostram o impacto de centros urbanos para a poluição atmosférica e Belo Horizonte se enquadra como um polo de emissão de poluentes.

Um estudo mais recente, elaborado por Medeiros *et al.* (2024), apresenta uma análise do inventário de emissões locais da RMBH de 2021, além disso faz avaliações estatísticas relacionando a dispersão e concentração dos poluentes com a interferência de ventos e incêndios. O estudo apontou que a realidade atual da RMBH é marcada pela persistência de uma baixa qualidade do ar, resultado das significativas taxas de emissões de poluentes. Os autores indicaram que os ventos predominantes em Belo Horizonte são leste-sudeste, das minas para a cidade, isto resulta no transporte de material particulado emitido nas atividades de mineração atingindo outras regiões, Figura 10.

Figura 10 - Localização da área de estudo



Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2024).

No que diz respeito ao material particulado (MP), o estudo de Medeiros *et al.*, (2024) discute que o MP pode ser transportado das zonas de mineração e afetar as áreas urbanas. Pelos dados avaliados no estudo, notou-se que a estação Célvia (Clv) e Filhinha Gama (Gam), ambas em São José da Lapa, apresentaram as maiores concentrações médias de material particulado, “Clv” e “Gam” se destacaram, respectivamente, na concentração de MP_{10} e $MP_{2.5}$. A elevada concentração de material particulado nessas estações é justificada por estarem localizadas em áreas com intensas atividades mineradoras, Figura 10 (Medeiros *et al.*, 2024).

A direção dos ventos e velocidade dos ventos interfere na zona de alcance dos poluentes lançados, isto é visto no caso das estações da Comunidade do Feijão (Fei) e na estação E. M. Pe Vicente Assunção (Ass), ambas de Brumadinho, que possuem as menores concentrações de material particulado. A direção predominante dos ventos na RMBH é de leste-sudeste, as zonas de maior concentração de MP “Clv” e “Gam” estão ao norte, o que dificulta o transporte do material particulado para afetar as estações “Fei” e “Ass”, portanto as concentrações de MP são mais baixas nestas estações, Figura 10. O estudo apresenta argumentos que se somam as análises de Santos, Pinto *et al.* (2019), destacando estudos com evidências de que, durante a estação seca, as concentrações de material particulado são

significativamente mais elevadas em comparação aos períodos chuvosos (Yadav, Jain, 2020; Medeiros *et al.*, 2024).

As estações de monitoramento da qualidade do ar espalhadas pela RMBH sofrem influências diretas de suas redondezas. A estação Centro Administrativo Betim computa concentrações de CO impactadas pela presença de uma indústria siderúrgica localizada a menos de 800 m da estação, a emissão desse gás é de 700 toneladas de CO por ano. As estações PUC-Barreiro (Bar), Alterosa (Alt) e Centro Administrativo de Betim (Cad) registram um total de 4600 toneladas de óxidos de nitrogênio por ano, a origem destes lançamentos de NO_x são de indústrias de processamento de aço, refinarias de petróleo, metalúrgicas e atividades de mineração. A estação da PUC-Barreiro (Bar) apresentou as maiores concentrações médias de ozônio, e esta estação em conjunto com a estação da Delegacia Amazonas (Ama) apresentaram as maiores concentrações de dióxido de enxofre (SO₂) (Medeiros *et al.*, 2024).

Sobre toda a mistura de componentes presentes na atmosfera, o estudo trata que a RMBH é um cenário com variedades de atividades humanas próximas, isto leva a uma mistura espaço-temporal nos componentes lançados na atmosfera, o que favorece a uma contínua mudança nas emissões e composições dos poluentes; e gera dificuldade nos estudos e na quantificação de impactos específicos sobre o meio ambiente (Barroso *et al.*, 2021; Medeiros *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2019; Tang e Werner, 2023; Zhou e Lin, 2019;).

Medeiros *et al.* (2024) também fizeram uma análise a partir dos dados da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), responsável por monitorar 17 estações de controle da qualidade do ar na RMBH. Conforme os dados adquiridos pelo monitoramento contínuo, verifica-se que entre 2000 e 2015, o aumento de veículos levou ao aumento de emissões de materiais particulados, sendo 55% das emissões de MP oriundas do tráfego rodoviário e as outras são emitidas por indústrias, domicílios e queima de biomassa. Outro dado de impacto é que cerca de 70% das emissões de MP são atribuídas a emissões veiculares (FEAM, 2018). Por fim, o estudo de Medeiros *et al.* (2024) aborda sobre a demanda por mais pesquisas para análise de dados sobre a qualidade do ar na RMBH, o que também pode ser visto diante das limitações de dados e de controle percebido neste e em outros estudos que tratam sobre esta região (Medeiros *et al.*, 2024).

Esta revisão bibliográfica visa contribuir para melhor compreensão dos impactos da poluição atmosférica nas chuvas da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Os últimos estudos encontrados com coletas e análises de chuvas nesta região são de 1999, essa defasagem de 26 anos sem atualizações sobre a qualidade das chuvas na RMBH limita a

compreensão de como os poluentes têm impactado a região. Outro destaque nos estudos levantados é dado ao material particulado atmosférico, este pode ser um poluente que gera efeitos sobre as chuvas atuais, portanto deve ser analisado. Dessa forma, é importante a realização de mais estudos com coletas e análises da água de chuva na região e em sequência serão apresentados dados experimentais provenientes de análises de águas pluviais desta região, atendendo ao principal objetivo deste trabalho, visando compreender mais sobre quais poluentes atmosféricos afetam as águas pluviais desta região.

Tabela 3- Locais e datas das amostras de chuva coletadas.

Amostra	Local	Data
1	Marilândia - BH	13/12/2023
2	Nova Suíça - BH	13/12/2023
3	Madre Gertrudes -BH	13/12/2023
4	Marilândia - BH	10/03/2024
5	Nova Suíça - BH	10/03/2024
6	São Conrado- Brumadinho	10/03/2024
7	São Conrado- Brumadinho	22/09/2024
8	Marilândia - BH	10/10/2024
9	Nova Suíça - BH	10/10/2024
10	Marilândia - BH	11/10/2024
11	Nova Suíça - BH	11/10/2024

Figura 12- Frascos de Coleta



Legenda: 1- Madre Gertrudes (13/12/2023), 2- Nova Suíça (13/12/23), 3- Marilândia (13/12/23), 4- Brumadinho (13/03/2024), 5- Nova Suíça (13/03/24), 6- Marilândia (13/03/24), 7- Brumadinho (21/09/2024), 8- Nova Suíça (10/10/24), 9- Marilândia (10/10/24).

4.2. Análises de caracterização da amostra

A partir das coletas das águas pluviais da RMBH, foram feitas análises de 6 parâmetros visando identificar possíveis efeitos de poluentes atmosféricos sobre as águas das chuvas. As especificações da metodologia e prazo para cada análise foram definidos pela APHA (1998) e conforme a ABNT 9898 (1987), Quadro 1.

Quadro 1 - Resumo das análises

Parâmetro	Número - Standard Methods	Prazo para/ Análise
pH	-	6 horas
Condutividade	2510 B	28 dias
Turbidez	2130 B	24 horas
Teor de Sólidos Totais	2540 E	-
Concentração de Fósforo	4500-P C	28 dias
Concentração de Cloreto	4500-Cl ⁻ B	7 dias

Fonte: APHA (1998); ABNT (9898).

4.2.1. pH e condutividade

As primeiras análises realizadas foram: pH, condutividade e turbidez. Para a análise de pH fez-se a medição com uso de um pHmetro (DEL LAB; Modelo: DL - PH), devidamente calibrado, empregando soluções tampões de pH $4,0 \pm 0,05/ 25^{\circ}\text{C}$ e pH $7,0 \pm 0,05/ 25^{\circ}\text{C}$ (Fabricante: Synth). A condutividade foi medida com auxílio de um condutivímetro (DIGIMED; Modelo: DM-3P), calibrado com solução padrão de $1413 \pm 0,05 \mu\text{S cm}^{-1} / 25^{\circ}\text{C}$ (Fabricante: Hanna Instruments).

4.2.2. Turbidez

A determinação da turbidez foi realizada em até 24 horas após a coleta da amostra. Para a medição da turbidez, primeiramente a amostra foi suavemente agitada e fez-se a leitura da turbidez. A medição foi realizada com uso de turbidímetro (PoliControl; Modelo: AP 2000) do tipo nefelômetro eletrônico. Fez-se a calibração do turbidímetro utilizando suspensões de referência padrão com propriedades de dispersão de luz reprodutíveis e especificadas de 0 - 10 NTU e de 11,1 NTU (Eaton *et al.*, 1998).

4.2.3. Teor de Sólidos Totais

Segundo APHA(1998), dentro do prazo máximo de uma semana após a coleta, fez-se a determinação de teor de sólidos totais a 103-105°C:

O cadinho de porcelana foi calcinado em uma mufla a 900°C (Fabricante: Zezimaq) por 1 hora. Em seguida, deixou-se no dessecador até atingir temperatura ambiente e mediu-se a massa em balança analítica antes da adição da amostra.

As amostras de água, devidamente homogeneizadas, foram medidas em pipeta volumétrica de 10,00 mL e transferidas para os cadinhos previamente preparados. Em seguida, foram levadas à estufa para o processo de evaporação até a secura (tempo mínimo de 1 hora), a 105 °C. O aumento da massa em relação ao cadinho vazio representa o total de sólidos.

4.2.4. Concentração de Cloreto e Fósforo

4.2.4.1. Concentração de Cloreto:

A determinação da concentração de cloreto foi realizada por meio de método argentométrico, via método de Mohr. Assim, foi realizada uma titulação com nitrato de prata (AgNO_3) visando obter AgCl (equação 43). O indicador desse método é o íon cromato (CrO_4^{2-}) que reage com a prata e forma Ag_2CrO_4 (equação 44) (Skoog, et al., 2006).



Inicialmente, fez-se a padronização da solução de AgNO_3 , titulando em triplicata, soluções com massa conhecida de cloreto de sódio p.a. (Fabricante: Anidrol) com a solução de AgNO_3 . Além disto, fez-se a titulação em triplicata do branco analítico, assim, pipetou-se 10,00 mL de água destilada, verificou-se o pH e fez o ajuste para a faixa permitida na análise. Adicionou-se gotas de uma solução de cromato de potássio, 5 % m v⁻¹. Titulou-se, sob agitação vigorosa, com a solução padronizada de nitrato de prata até a viragem de amarelo pra laranja ferrugem/vermelho ferrugem. Ambas as titulações foram realizadas em triplicata (Skoog, 2006).

Para análise das amostras, foi utilizado um volume de 10,00 mL de amostra, feita em triplicata na faixa de pH do método. Para ajuste do pH adicionou-se uma gota de solução de Na_2CO_3 , em seguida adicionou-se gotas de solução indicadora de cromato de potássio, 5 % m

v^{-1} (K_2CrO_4). Fez-se titulação com solução padrão de nitrato de prata até o ponto final amarelo rosado (APHA *et al.*, 1998).

4.2.4.2. Concentração de Fósforo

Para a determinação da concentração de fósforo na amostra foram feitas análises empregando espectrômetro de absorção molecular na região do UV-VIS. Foi feito o preparo da amostra, assim adicionou-se 5,00 mL da amostra em um balão volumétrico de 10,00 mL, em seguida adicionou-se 2,00 mL de solução de ácido vanadomolibídico ($0,07 \text{ mol L}^{-1}$) e completou-se o volume do balão com água destilada. Foi preparado um branco de 25,00 mL contendo água destilada e ácido vanadomolibídico. Ademais, preparou-se padrões com variações na concentração de P_2O_5 para se obter uma curva de calibração. Após 10 minutos fez-se a análise seguindo todas as recomendações do uso do aparelho incluindo a análise do branco de referência, o espectro continha faixa contendo o comprimento de onda de 470 nm. A concentração de fósforo é fornecida através da equação da curva de calibração (APHA *et al.*, 1998).

4.3. Observação de Fotos

Foram feitos registros fotográficos do céu na região do Barreiro de 21 de agosto a 21 de outubro de 2024, visando acompanhar diferenças visuais no céu em um tempo de seca e após a ocorrência de chuvas.

4.4. Tratamento de dados

O tratamento estatístico dos dados foi realizado utilizando o software Excel da Microsoft versão 2017. Os cálculos envolvem relação estequiométrica de massas e concentrações para obter o analito ou a medida de cada análise.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletadas 11 amostras em diferentes locais da Região Metropolitana de Belo Horizonte (Figura 12, Tabela 3). Foram realizadas análises de pH, condutividade e turbidez, as quais foram obtidas por medidas diretas fornecidas pelos equipamentos, previamente calibrados. Também foram determinadas as concentrações de cloreto, fósforo e de sólidos totais. Os resultados obtidos estão sumarizados na Tabela 4.

O teor de fósforo não foi detectado em nenhuma das amostras analisadas, apresentando leitura da mesma ordem dos brancos analíticos, ou seja, abaixo do limite de quantificação.

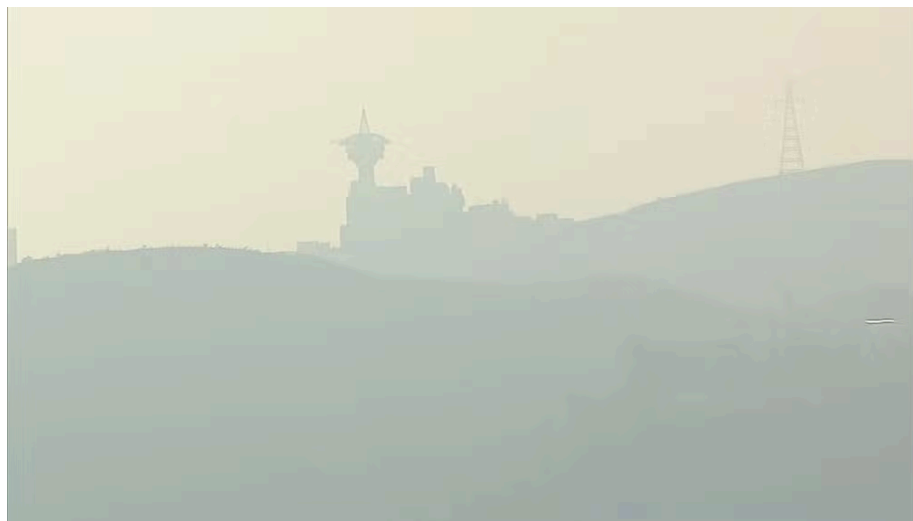
As amostras 7, 8 e 9 são referentes às primeiras precipitações após um longo período de estiagem em Belo Horizonte e Brumadinho, as amostras 10 e 11 são da segunda chuva no dia seguinte. Estas chuvas do dia 11 de outubro de 2024 foram coletadas na tentativa de identificar possíveis mudanças nos parâmetros devido à ocorrência prévia de chuvas. No sábado, dia 22 de setembro de 2024, ocorreu a primeira chuva no bairro São Conrado, em Brumadinho (amostra 7). No dia 10 de outubro, ocorreu a primeira chuva de volume significativo em Belo Horizonte (amostras 8 e 9), após 172 dias de estiagem (CNN, Brasil, 2024). Segundo o INMET, Belo Horizonte liderou o *ranking* das capitais brasileiras com maior número de dias sem chuva. No dia 17 de setembro, Belo Horizonte apresentava fumaça no céu em decorrência dos incêndios florestais, Figura 13 (G1, 2024).

Tabela 4 - Resultados dos parâmetros determinados nas amostras de águas de chuvas coletadas.

Amostra	Local	Data	pH	Turbidez (NTU)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Teor de Sólidos Totais (mg L^{-1})	[Cl ⁻] (mg L^{-1}) [med $\pm$ dp]
1	Marilândia - BH	13/12/2023	6,40	1,10	23,00	30	9 $\pm$ 1
2	Nova Suíça - BH	13/12/2023	8,04	1,50	66,20	185	11 $\pm$ 2
3	Madre Gertrudes -BH	13/12/2023	6,84	1,20	15,68	55	13 $\pm$ 3
4	Marilândia - BH	10/03/2024	6,64	0,45	56,30	170	8 $\pm$ 4
5	Nova Suíça - BH	10/03/2024	6,78	0,83	27,70	53	4 $\pm$ 1
6	São Conrado- Brumadinho	10/03/2024	6,42	0,78	25,80	27	8 $\pm$ 1
7	São Conrado- Brumadinho	22/09/2024	6,78	3,39	114,50	147	6 $\pm$ 3
8	Marilândia - BH	10/10/2024	6,01	1,28	15,00	70	5 $\pm$ 3
9	Nova Suíça - BH	10/10/2024	7,10	2,78	179,00	273	6 $\pm$ 3
10	Marilândia - BH	11/10/2024	6,38	0,90	14,60	10	9 $\pm$ 4
11	Nova Suíça - BH	11/10/2024	5,06	0,93	43,80	83	6 $\pm$ 3

Nota: [med $\pm$ dp]: Média $\pm$ desvio padrãoIncertezas associadas às medidas: pH: 0,01 unidade de pH; Turbidez: 0,01 NTU; Condutividade: 0,01 $\mu\text{S cm}^{-1}$; Teor de sólidos: 1 mg L^{-1} .

Figura 13- Fumaça causada pelas queimadas florestais é cenário na capital mineira



Legenda: Reportagem de setembro de 2024.

Fonte: G1 Minas, 2024.

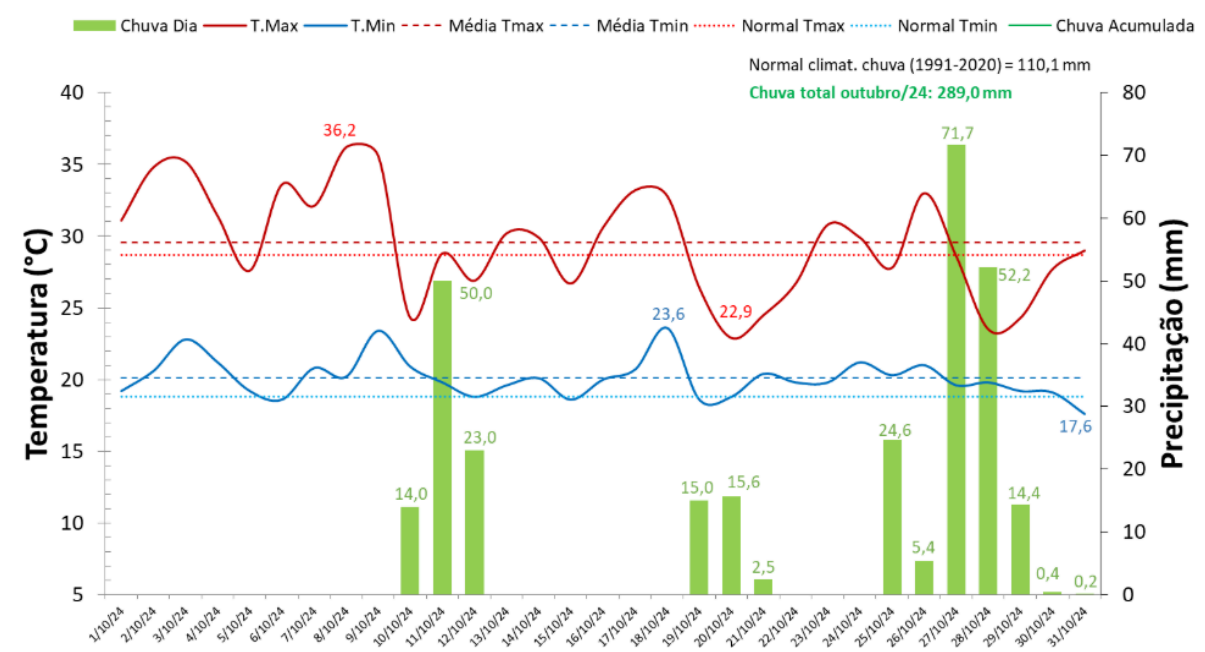
Antes da obtenção das amostras 8 e 9, em setembro ocorreu uma chuva isolada e de baixa intensidade na RMBH percebidas nos pontos de coleta, contudo, os frascos coletores continham apenas gotas de chuva, o que impossibilitou a análise destas primeiras amostras. O maior volume de chuva coletado foi da amostra 8, do bairro Marilândia em Belo Horizonte, o frasco continha cerca de 1,5 L de água da chuva, este dia de coleta não foi o dia de maior volume de chuva na RMBH (Figura 14), mas nos locais coletados esta foi a amostra de maior volume. As demais amostras apresentaram volumes de cerca de 200 mL a 500 mL de amostras.

A coleta das amostras, apresentou limitações por não haver algum documento normativo com regras para coleta de chuvas, por isso, ao longo do estudo foi alterado o tipo de frasco de coleta visando aumentar o volume coletado. Conforme as amostras obtidas viu-se que é importante melhorar e testar mais modos de coleta, uma melhoria desejada em estudos posteriores é utilizar 3 frascos de 5 litros em cada ponto de coleta. Outra observação é que o ponto de coleta no bairro Madre Gertrudes foi substituído pela coleta em Brumadinho visando melhor acesso aos pontos de coleta e para compreensão da qualidade da chuva em uma área mais extensa da RMBH.

A partir dos dados da Organização Mundial de Meteorologia (OMM) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) foi possível notar que no dia 13 dezembro de 2023 houve um salto no volume da precipitação, 30,8 mm, em relação aos dias anteriores do mês (11,8 mm, 0,2 mm, 0,5 mm, 4,2 mm, 0,5 mm e 0,4 mm), esse dado aponta a possibilidade de

maior carregamento de poluentes presentes na atmosfera nesse dia 13, porém dezembro foi um mês com ocorrência de outras chuvas em dias anteriores, assim, espera-se que a concentração de poluentes atmosféricos reduziu-se devido a precipitação de chuvas anteriores. Nos dias 10, 11 e 12 de outubro de 2024 ocorreram as primeiras chuvas após um longo período de estiagem em Belo Horizonte, que conforme evidências visuais trouxe “limpeza” para atmosfera local (Figura 15). Este mês foi o 3º outubro mais chuvoso em um período de 114 anos, Figura 14. Já as chuvas de 10 de março não apresentaram volume significativo em relação às demais precipitações de março.

Figura 14- Gráfico de precipitações e dados meteorológicos em Belo Horizonte - OMM/INMET



Fonte: INMET, 2024.

Tabela 5- Dados diários de velocidade dos ventos obtidos na estação Belo Horizonte - Pampulha

Datas:	13/12/2023	10/03/2024	22/09/2024	10/10/2024	11/10/2024
Velocidade média dos Ventos (m/s)	2,02 ± 0,65	0,77 ± 0,60	2,56 ± 0,54	2,00 ± 0,55	2,21 ± 1,0

Fonte: INMET, 2024.

A direção leste é a direção predominante dos ventos atualmente na Região Metropolitana de Belo Horizonte (Weather, 2025; Feam, 2023). Os dados de velocidade média dos ventos nos dias analisados permitem inferir sobre a dispersão de poluentes. Assim, no dia das coletas 4, 5 e 6, os ventos de Belo Horizonte dispersaram menos os poluentes emitidos na região, pois a velocidade média de ventos neste dia foi menor em relação aos demais dias de coletas de amostras. Pelos resultados das análises feitas neste estudo pode-se inferir que havia menos materiais em suspensão na atmosfera de Belo Horizonte, pois as chuvas tiveram menores valores de turbidez se comparado aos outros dias coletados. A última coleta em Brumadinho, amostra 7, apresentou maior turbidez e ocorreu no dia de maior velocidade dos ventos, então possivelmente, a direção e a velocidade dos ventos concentraram mais material suspenso próximos de São Conrado.

Conforme os resultados obtidos, a chuva da amostra 11 pode ser classificada como chuva ácida. Mas percebe-se que os valores de pH da maioria das amostras tendem à neutralidade, destacam-se as amostras 2 e 9 que são exemplos de chuva alcalina (Callegaro *et al.*, 2015). Considerando a definição mais atual, baseada na dissolução de CO₂, pode-se dizer que a maioria das amostras foram de chuvas alcalinas. Com base no resultado da amostra 11, nota-se que o pH têm valor diferente da tendência geral das amostras e, principalmente, da amostra 9 coletada no dia anterior, isto pode ser devido a maior concentração espécies alcalinizantes na primeira chuva ocorrida no Bairro Nova Suíça após 172 dias de estiagem (Fornaro, 2006; Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021).

Nota-se que os maiores valores de pH, amostras 2 e 9, foram encontrados em amostras de chuvas do Bairro Nova Suíça, local mais próximo do centro de Belo Horizonte, e próximo ao intenso tráfego veicular. A elevação do pH e tendência a neutralidade, possivelmente ocorreu em decorrência do arraste de material particulado, como poeira calcária ou devido à presença de outros poluentes alcalinos como amônia emitida de conversores catalíticos presentes em veículos e a partir de processos industriais (Grider; Ponette-González; Heindel, 2023; Figuerêdo, 1999).

A turbidez é um parâmetro que se relaciona com a presença de material particulado em suspensão na amostra. A água potável tratada possui valores de turbidez abaixo de 1 NTU e valores abaixo de 5,0 NTU são aceitáveis para água de consumo humano (Casali, 2008; Rocha, 2019). Dessa forma, percebe-se que pelos dados de turbidez as amostras apresentam baixos valores de material particulado. Foi possível perceber que as primeiras chuvas após um longo período de seca na Região Metropolitana de Belo Horizonte tiveram maiores valores de turbidez o que indica que essas chuvas arrastaram maiores quantidades de

particulados suspensos da atmosfera (Kulshrestha *et al.*, 2001; Pereira; Fornaro; Vieira-Filho, 2021).

O valor de turbidez na amostra 8 (Marilândia - BH) foi menor que as demais amostras deste período pós estiagem, isto pode ser explicado por tratar-se da chuva de maior volume coletado, portanto o material particulado suspenso estava mais diluído nesta amostra. Outra observação é para um valor expressivo de turbidez na amostra 2 comparada aos dados do conjunto de amostras (3º maior valor de turbidez) e esta amostra foi um caso de chuva alcalina, isto pode indicar que o material particulado tende a elevar o pH das chuvas. As amostras 10 e 11 são das segundas chuvas após grande estiagem e percebe-se que apresentaram valores de turbidez menores que as amostras 8 e 9 coletadas no dia anterior. Logo, as chuvas anteriores carregaram mais partículas suspensas, contribuindo para uma “limpeza da atmosfera”. Além disso, as amostras 4, 5 e 6 apresentaram menores dados de turbidez, resultado que aponta para maior ocorrência de chuvas em março e, portanto, redução na concentração do material particulado presente na atmosfera e depositado pelas chuvas. Estas são amostras do final do verão, então a redução do material particulado é prevista devido a maior frequência de chuvas (Santos; Pinto, *et al.*, 2019).

Os dados de teor de sólidos totais presentes nas amostras permitem inferir sobre a soma de material dissolvido e material suspenso presente na amostra. Percebe-se que os maiores valores desta medida, amostras 2 e 9, são também as amostras de chuvas alcalinas. Isto corrobora para inferir que pode haver maior teor de espécies alcalinas nessas amostras em forma de material particulado, como o cálcio oriundo de indústrias de processamento de cal e de cimento. (APHA, 1998; Gouveia *et al.*, 2019).

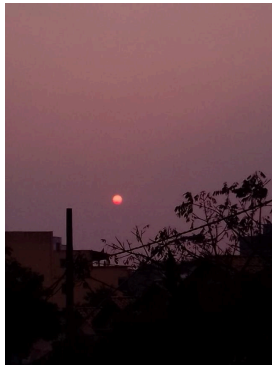
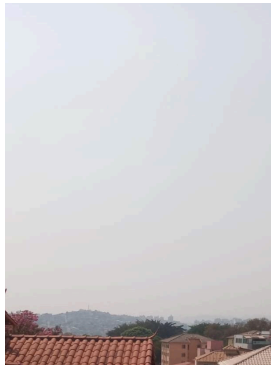
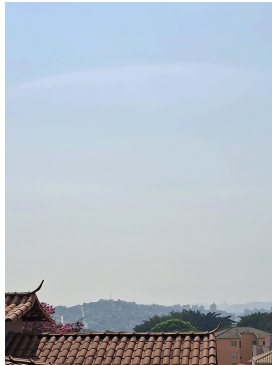
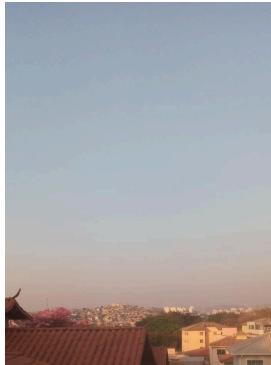
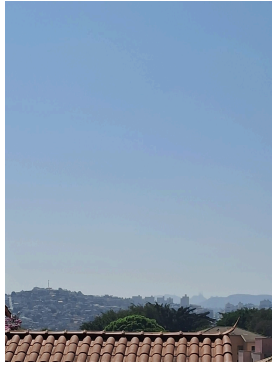
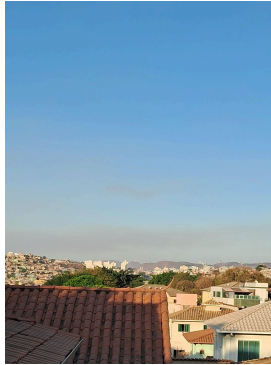
A condutividade é uma medida relacionada à presença de diversos elementos e íons na água, é uma medida variável conforme a periodicidade das precipitações, em períodos mais chuvosos a condutividade tende a diminuir após a ocorrência de mais chuvas (Piratoba; Ribeiro; Morales; Gonçalves, 2017). As amostras 1, 2, 3, 8, 9, 10 e 11 ocorreram na primavera, a amostra 7 é do final do inverno e as amostras 4, 5 e 6 ocorreram no verão. Conforme o estudo de Santos, Pinto *et al.* (2019) aborda, o período do inverno é o período mais seco, então é coerente que a amostra 7 tenha um alto valor de condutividade, o período longo de estiagem também justifica o alto valor de condutividade da amostra 9, a amostra 8 não seguiu esta tendência, possivelmente, por se tratar de uma amostra de maior volume (maior diluição). Outra observação feita foi a diminuição da condutividade entre as amostras 9 e 11 que foram coletadas com prazo de 1 dia, a amostra 11 refere-se à segunda chuva significativa após o longo período de seca na região, isto mostra o impacto da chuva no

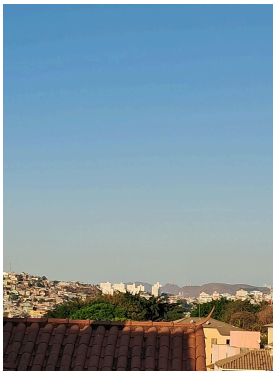
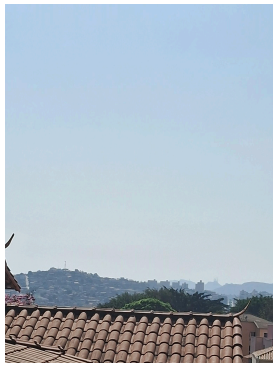
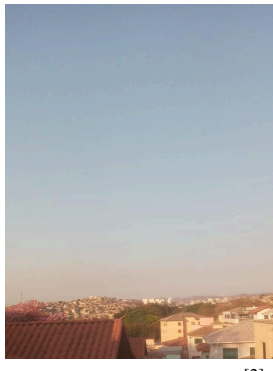
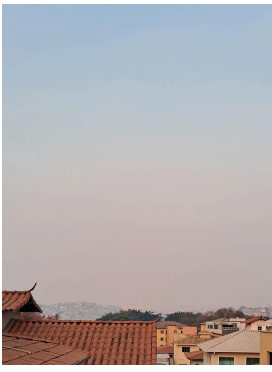
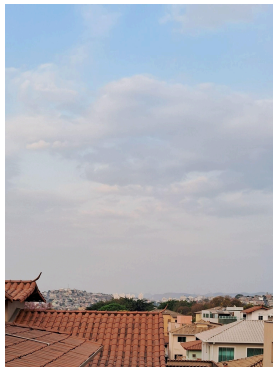
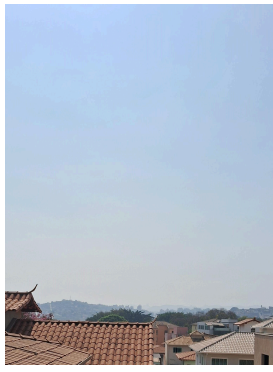
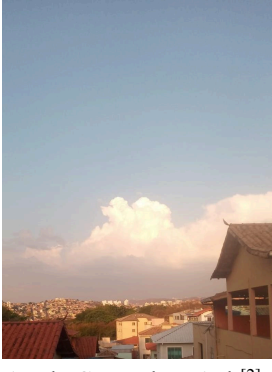
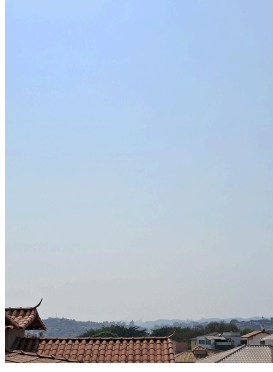
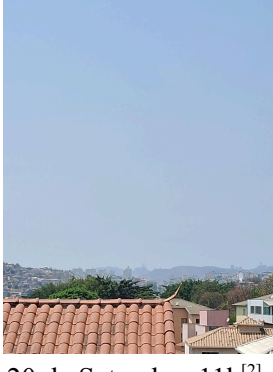
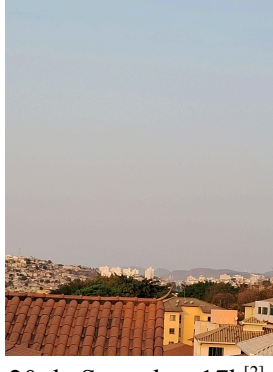
arraste de espécies presentes na atmosfera. As demais amostras apresentaram dados variantes, e não refletem a periodicidade de precipitações conforme as estações.

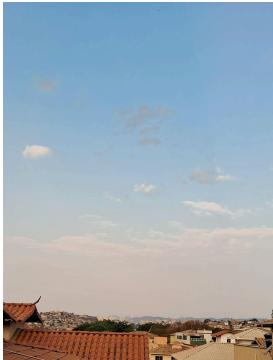
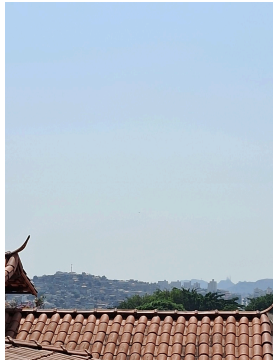
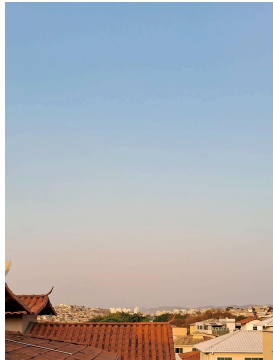
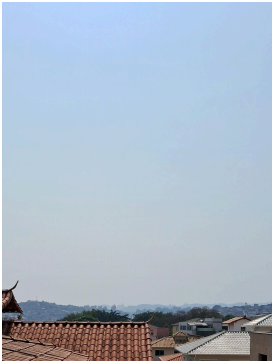
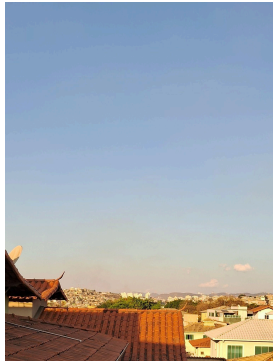
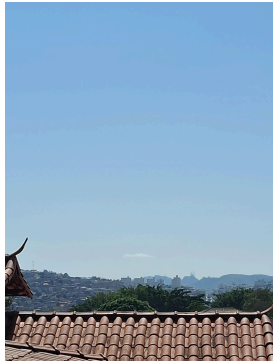
A análise da concentração do íon cloreto apenas permite inferir que todas as amostras encontravam-se na faixa de 1 mg L^{-1} a 10 mg L^{-1} , característica de chuvas de origem marinhas e costeiras (Campos, 2010).

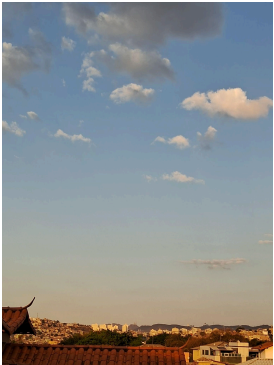
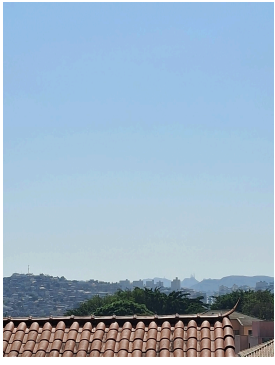
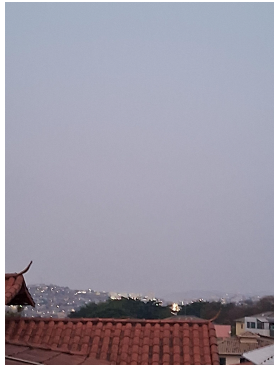
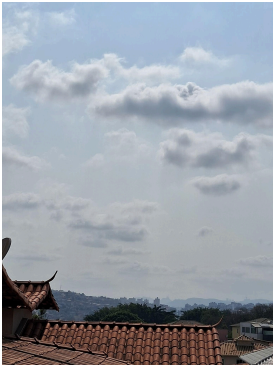
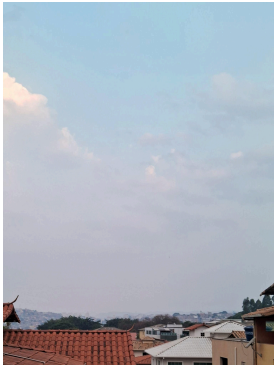
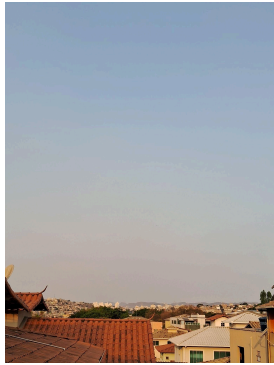
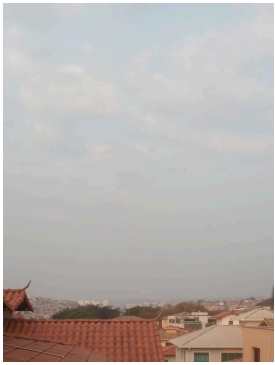
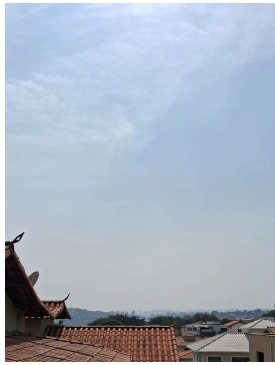
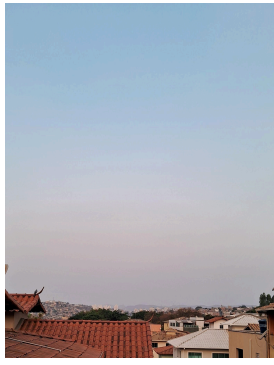
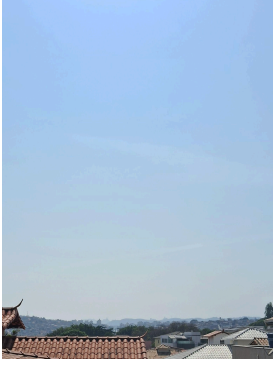
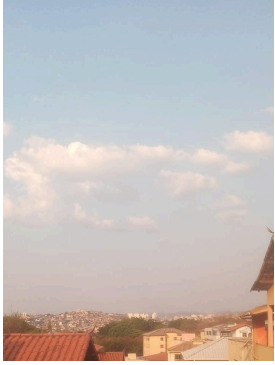
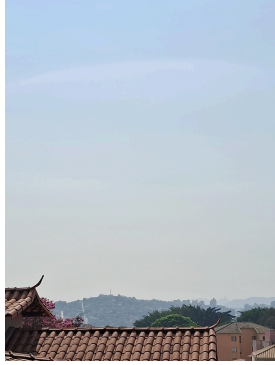
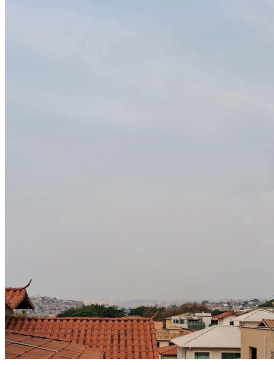
Considerando o longo período de estiagem, decidiu-se realizar um acompanhamento fotográfico do céu como uma estratégia de análise de aspectos visuais sobre a qualidade do ar em Belo Horizonte durante o longo período de seca na região, Figura 15. Foi possível observar diversos exemplos em que no horário das 17h, o céu encontrava-se com coloração amarronzada no horizonte, com evidência de presença de material particulado disperso em altas concentrações, como pode ser visto nas imagens dos dias: 21/08, 09/09, 11/09, 13/09, 27/09, 02/10, 05/10, 09/10, etc. Quanto à coloração amarronzada, infere-se que seja devido ao NO_2 . Em condições de altos índices de radiação ultravioleta, baixa umidade do ar e tendência à estagnação atmosférica, há aceleração da oxidação do gás NO (incolor) a NO_2 (marrom), especialmente em decorrência da atuação de ozônio formado na troposfera. (Baird, Colin; 2011, Manahan, 2013). É evidente como o céu da manhã do dia 11 de outubro está muito mais limpo que os dias anteriores, este foi o primeiro dia após a precipitação, isto evidencia a deposição de boa parte da poeira e partículas suspensas. Comparando a fotografia de 21 de agosto com a imagem do dia 12 de outubro 17h, foi possível perceber o quanto a qualidade do ar melhorou visualmente após as chuvas.

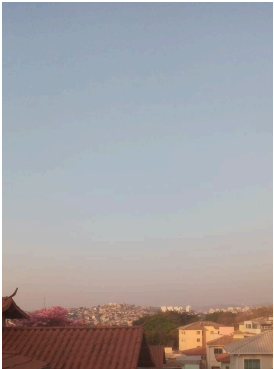
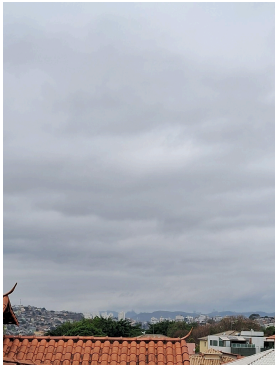
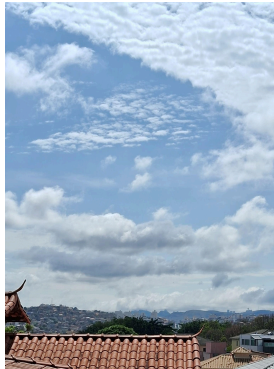
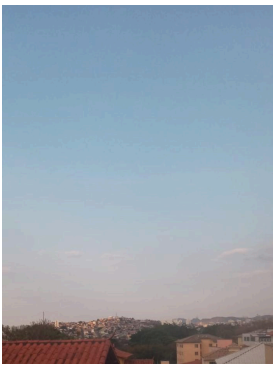
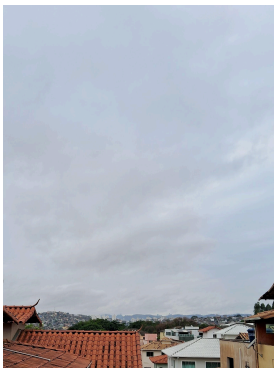
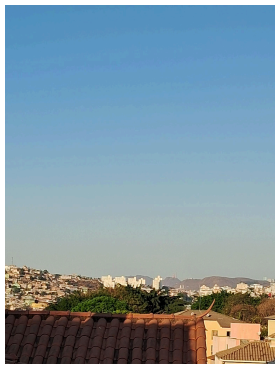
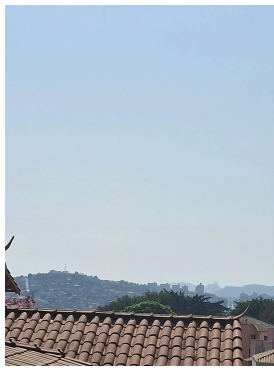
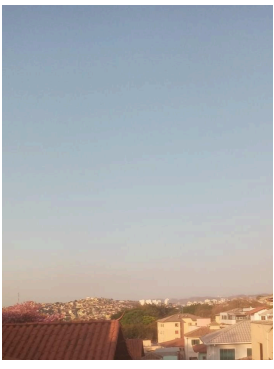
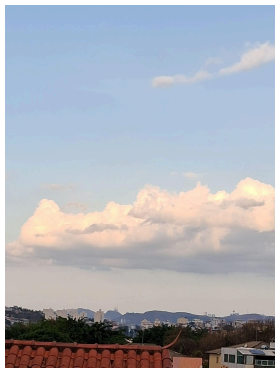
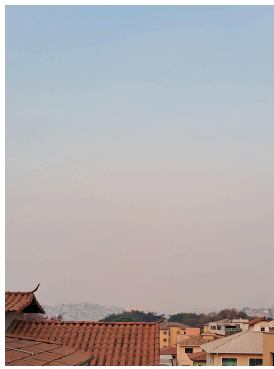
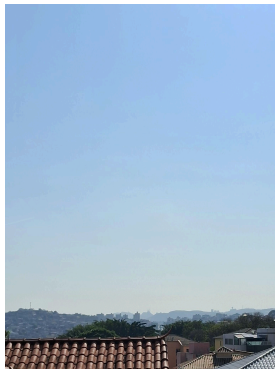
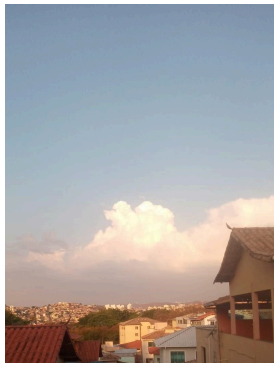
Figura 15- Imagens registradas do céu de Belo Horizonte

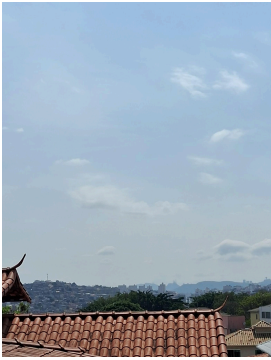
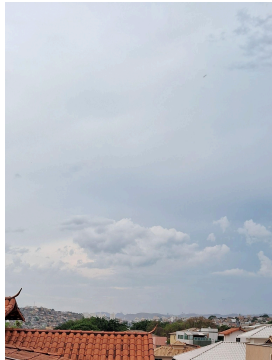
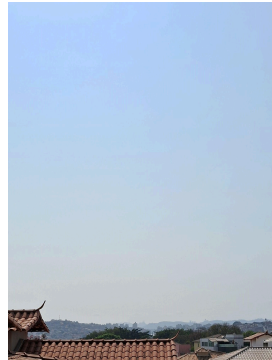
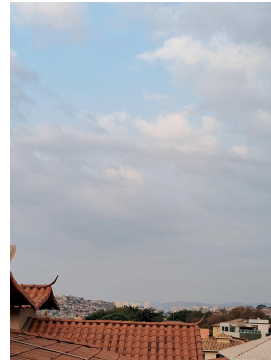
Fotografias do céu na Região Metropolitana de Belo Horizonte			
			
21 de Agosto 18h ^[1]	4 de Setembro 9h ^[2]	4 de Setembro 17h ^[2]	5 de Setembro 9h ^[2]
			
6 de Setembro 9h ^[2]	6 de Setembro 17h ^[2]	9 de Setembro 9h ^[2]	9 de Setembro 17h ^[2]
			
10 de Setembro 9h ^[2]	10 de Setembro 17h ^[2]	11 de Setembro 9h ^[2]	11 de setembro 17h ^[2]

 12 de Setembro 9h^[2]	 12 de Setembro 17h^[2]	 13 de Setembro 9h^[2]	 13 de Setembro 17h^[2]
 15 de Setembro 17h^[2]	 16 de Setembro 9h^[2]	 16 de Setembro 9h^[2]	 17 de Setembro 9h^[2]
 17 de Setembro 17h^[2]	 18 de Setembro 9h^[2]	 18 de Setembro 17h^[2]	 19 de Setembro 9h^[2]
 19 de Setembro 17h^[2]	 20 de Setembro 11h^[2]	 20 de Setembro 17h^[2]	 21 de Setembro 9h^[3]

			
22 de Setembro 8:40h ^[2]	22 de Setembro 17h ^[2]	23 de Setembro 9h ^[2]	23 de Setembro 17h ^[2]
			
24 de Setembro 9h ^[2]	24 de Setembro 17h ^[2]	25 de Setembro 9h ^[2]	25 de Setembro 18h ^[1]
			
26 de Setembro 9h ^[2]	26 de Setembro 17h ^[2]	27 de Setembro 9h ^[2]	27 de Setembro 17h ^[2]
			
28 de Setembro 9h ^[2]	30 de Setembro 9h ^[2]	30 de Setembro 17h ^[2]	1 de Outubro 9h ^[2]

			
1 de Outubro 17h ^[2]	2 de Outubro 9h ^[2]	2 de Outubro 17h ^[2]	3 de Outubro 18h ^[2]
			
4 de Outubro 9h ^[2]	4 de Outubro 17h ^[2]	5 de Outubro 9h ^[2]	5 de Outubro 17h ^[2]
			
6 de Outubro 9h ^[2]	6 de Outubro 17h ^[2]	7 de Outubro 9h ^[2]	7 de Outubro 17h ^[2]
			
8 de Outubro 9h ^[2]	8 de Outubro 17h ^[2]	9 de Outubro 9h ^[2]	9 de Outubro 16h ^[2]

			
9 de Outubro 17h ^[2]	10 de Outubro 9h ^[2]	10 de Outubro 17h ^[2] (Choveu)	11 de Outubro ^[2] (1º dia após chuva) 9h
			
11 de Outubro 17h ^[2]	12 de Outubro 9h ^[2]	12 de Outubro 17h ^[2]	13 de Outubro 9h ^[2]
			
13 de Outubro 17h ^[2]	14 de Outubro 9h ^[2]	14 de Outubro 17h ^[2]	15 de Outubro 17h ^[2]
			
16 de Outubro 9h ^[2]	16 de Outubro 17h ^[2]	17 de Outubro 8h ^[2]	17 de Outubro 9h ^[2]

			
18 de Outubro 9h ^[2]	18 de Outubro 17h ^[2]	19 de Outubro 9h ^[2]	19 de Outubro 17h ^[2]
			
21 de Outubro 9h ^[2]	21 de Outubro 17h ^[2]		

Legenda: 1: Av. Amazonas, 5253 - Nova Suíça (BH); 2: Rua Mauro Gonçalves - Marilândia (BH); 3: Bonfim (MG).

Comparando os resultados obtidos neste estudo com estudos realizados em Minas Gerais e da Região Metropolitana de Belo Horizonte, percebe-se uma tendência de aumento de pH e casos de chuva alcalina, semelhante aos resultados de Pereira, Fornaro e Vieira-Filho (2021) com resultados de pH entre 5,34 e 8,29 em Lavras. Apontamentos feitos por Figuerêdo (1999) também indicam estas observações na região. A região continua tendo impactos de elevadas concentrações de poluentes atmosféricos responsáveis pela acidificação das chuvas (Medeiros *et al.*, 2024), diversos dados, inclusive aspectos visuais em tempos de seca, evidenciam isto. Possivelmente o material particulado contendo cálcio e magnésio, e as emissões de amônia têm influenciado para neutralização de pH na região.

A partir dos resultados apenas a amostra 11 trata-se de um caso de chuva ácida, esta amostra corresponde a segunda chuva após um longo período estiagem em Belo Horizonte, isso pode indicar que as primeiras precipitações carregam mais espécies alcalinas como cálcio, magnésio, amônia, mas logo após as primeiras precipitações o pH pode voltar a reduzir devido a presença de ânions provenientes de óxidos de nitrogênio e de dióxido de enxofre na atmosfera. Isto destaca a demanda de sequência em estudos com coletas de

amostras de águas de chuva, expandindo o escopo de espécies a serem estudadas, incluindo a determinação de outros ânions e cátions nas amostras, com uso de técnicas instrumentais, como cromatografia iônica e fotometria de chama, para alcançar maior sensibilidade e precisão nas análises.

Este estudo contribui, portanto, para a atualização de dados quanto à qualidade das águas na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Pode-se afirmar que duas consequências da poluição na RMBH são a ocorrência de chuva ácida e a chuva alcalina. Os estudos apresentados na revisão bibliográfica e os dados de turbidez, condutividade e teor de sólidos dão destaque ao material particulado como poluente interferente na qualidade do ar e da água pluvial da região. A continuidade de estudos sobre a concentração de ânions e cátions que desregulam o pH, bem como a realização de mais coletas de amostras de chuvas é importante para melhor compreensão da qualidade do ar e da água da chuva na região, este e outros estudos nessa área são muito importante para correções e melhorias na qualidade da atmosfera local.

6. CONCLUSÃO

Belo Horizonte é um exemplo de cidade impactada por altas taxas de emissões de poluentes atmosféricos, tendo em vista os impactos desses lançamentos de poluentes é importante conhecer mais sobre esse cenário. Para isto, neste estudo foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a qualidade das águas de chuvas na região metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), pois as chuvas também são indicadores da qualidade do ar, uma vez que sua composição está diretamente relacionada pela concentração de poluentes atmosféricos. Conforme levantamento dos estudos feitos na região, foram encontrados relatos de ocorrências de chuva ácida e de elevação dos valores de pH com tendência de neutralidade das águas da chuva por ação de espécies alcalinas, como o cálcio.

Outros estudos que avaliaram a região destacam a intensa contribuição de material particulado na região e óxidos de nitrogênio contribuindo para desequilíbrios na atmosfera local. A RMBH tem passado por períodos de persistência de baixa qualidade do ar. As principais fontes poluidoras da região são as indústrias siderúrgicas, indústrias petroquímicas, indústrias de processamento de cal e de cimento. Neste estudo foram coletadas 11 amostras de chuvas na RMBH no período de dezembro de 2023 a outubro de 2024. Durante o período do estudo, a partir de julho de 2024, ocorreu um grande período de estiagem na região que resultou em fumaça espalhada pela capital, assim também foram feitos registros fotográficos para acompanhar as mudanças do céu entre agosto e outubro de 2024, com os quais se observou visualmente o céu mais limpo após a ocorrência de chuva.

Conforme os resultados, percebeu-se uma tendência de aumento do pH na região, com 2 amostras em $\text{pH} > 7$. Somente 1 amostra foi considerada como chuva ácida, tendo sido observada no segundo dia de chuva, após 172 dias de estiagem. Os resultados das análises atenderam o objetivo de identificar efeitos de poluentes sobre as chuvas da região. Com os dados de teor de sólidos, condutividade e turbidez nas amostras foi possível inferir que a elevada presença de material particulado suspenso, possivelmente, contém espécies alcalinas que neutralizam as espécies formadoras de ácidos fortes na atmosfera. Considerando-se chuva alcalina como as chuvas com pH acima de 5,6, apenas uma amostra não era alcalina. A única amostra ácida foi um dado importante para percepção da redução de pH após as primeiras chuvas, assim nota-se também o efeito de acidificação das chuvas devido ao lançamento de poluentes.

A revisão bibliográfica foi muito importante para melhor entendimento do cenário global, brasileiro e da região estudada quanto a lançamentos de poluentes e efeitos sobre as chuvas. Com os estudos da Região Metropolitana de Belo Horizonte percebeu-se a demanda de mais coletas e análises das águas das chuvas na RMBH, pois os últimos estudos de águas pluviais foram de 1999, assim, precisa-se de melhor entendimento a longo prazo e com frequentes atualizações sobre os efeitos que os poluentes têm causado não apenas para a atmosfera local, mas também gerando outras consequências, como chuvas com pH significativamente maior ou menor que a “fronteira natural” (pH=5,6). Os resultados experimentais trazem a atualização, após muitos anos sem estudos de chuvas na RMBH (26 anos) da ocorrência de chuvas alcalinas na região.

Com todos os dados avaliados foi possível inferir o impacto de espécies alcalinas para neutralização das chuvas na região, portanto, é importante realizar mais estudos avaliando espécies como cálcio, magnésio, amônia, além dos ânions sulfato, nitrato e carbonato para ser possível compreender mais assertivamente os componentes de destaque em cada amostra e possíveis impactos dos mesmos.

7. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro. 1987, 22p.

ALMEIDA, Antonio Eduardo Monteiro de; STEIN, Ricardo. Meio Ambiente e o Coração. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, [S.L.], v. 120, n. 7, p. 1-4, jul. 2023. Sociedade Brasileira de Cardiologia. <http://dx.doi.org/10.36660/abc.20230119>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abc/a/nvs4VK3YtYvhH4r65pH8t9w/?lang=pt>. Acesso em: 27 dez. 2024.

APHA. *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington. 1998.

AQLI- AIR QUALITY LIFE INDEX. LEE, Ken; GREENSTONE, Michael. 2021. Disponível em: https://aqli.epic.uchicago.edu/wp-content/uploads/2021/08/AQLI_2021-Report.EnglishGlobal.pdf. Acesso em: 26 jan. 2025.

BAIRD, Colin; CANN, Michael. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

BAIRD, Colin. **Química Ambiental**. 2. Ed. Bookman, Porto Alegre, 2002.

BHATTACHARYA, Roumi. Removal of nitric oxide in bioreactors a review on the pathways, governing factors and mathematical modelling. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 31, n. 9, p. 12617-12646, 18 jan. 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-024-31919-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-024-31919-9>. Acesso em: 10 jan. 2025.

BORSARI, Vanderlei. **Emissão de amônia de veículo automotor leve e sua importância para a saúde ambiental**. 2014. 176 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

BRAGA, P.F.A, NASCIMENTO, C.R. , LEMOS, F.A., SANTOS, R.L.C. **Absorção de CO₂ Empregando Lama Vermelha**. XXVI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa Poços de Caldas-MG, 2015. Disponível em: <https://www.cetem.gov.br/antigo/images/congressos/2015/CAC00240015.pdf>

BRASIL. Congresso Nacional. Lei nº 14.850, de 2 de maio de 2024. **Diário Oficial da União**. Poder Legislativo, Brasília, 2 mai. 2024. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2024/lei/114850.htm. Acesso em: 03 janeiro 2024.

CANÇADO, José Eduardo Delfini; BRAGA, Alfesio; PEREIRA, Luiz Alberto Amador; ARBEX, Marcos Abdo; SALDIVA, Paulo Hilário Nascimento; SANTOS, Ubiratan de Paula. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, [S.L.], v. 32, n. 2, p. 5-11, maio 2006. FapUNIFESP (SciELO). DOI: 10.1590/s1806-37132006000800003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/jbpneu/a/yH38LJFNcw4yCMRR5zdqW8m/>. Acesso em: 15 novembro 2023.

CALLEGARO, R. M.; ANDRZEJEWSKI, C.; GOMES, D. R.; TURCHETTO, F.; MEZZOMO, J. C.; GRIEBELER, A. M. Efeitos da chuva ácida em recursos florestais. Caderno de Pesquisa. Série Biologia (UNISC), v. 27, p. 13-20, 2015.

CAMPOS, Maria Lúcia A. Moura. **Introdução à Biogeoquímica de Ambientes Aquáticos**. Campinas: Átomo, 2010.

CASALI, C. A. Qualidade da água para consumo humano ofertada em escolas e comunidades rurais da região central do Rio Grande do Sul. 2008. 173 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, 2008.

CNN BRASIL. Daniela Mallmann. **Chuva cai em Belo Horizonte após 172 dias de estiagem.** 2024. Disponível em: <https://www.cnnbrasil.com.br/nacional/chuva-cai-em-belo-horizonte-apos-172-dias-de-estiagem/>. Acesso em: 14 jan. 2024.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 3, de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial da União:** seção 1. Brasília, DF, 1990, p. 15937-15939, 22 de agosto de 1990. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0003-280690.PDF>. Acesso em: 03 janeiro 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 5, de 15 de julho de 1989. **Diário Oficial da União:** seção 1. Brasília, DF, 1989, p. 14713-14714, 25 de agosto de 1989. Disponível em: https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/resolucao/Resolu%C3%83%C2%A7%C3%83%C2%A3o_CONAMA_005.1989.pdf. Acesso em: 03 janeiro 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 492, de 20 de dezembro de 2018. PROCONVE. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=765. Acesso em: 12 jan. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 491, de 19 de novembro de 2018. **Diário Oficial da União:** seção 1. Brasília, DF, 1990, p. 155, 21 de novembro de 2018. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603. Acesso em: 03 janeiro 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 506, de 5 de julho de 2024. **Diário Oficial da União:** seção 1. Brasília, DF, 1990, p. 133, 09 de novembro de 2024. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=827. Acesso em: 03 janeiro 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **QUALIDADE DO AR NO ESTADO DE SÃO PAULO**: série de relatórios. São Paulo: Phábrica de Produções, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>. Acesso em: 15 novembro 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>. Acesso em: 12 janeiro 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>. Acesso em: 12 janeiro 2025.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE (CNT). **A Fase P7 do Proconve e o impacto no setor de transporte**. Brasília, 2 ed. 2012. SEST /SENAT. Disponível em: <https://repositorio.itl.org.br/jspui/bitstream/123456789/167/1/A%20Fase%20P7%20do%20Proconve%20e%20o%20Impacto%20no%20Setor%20de%20Transporte.pdf>. Acesso em: 12 janeiro 2025.

DEUSDARÁ, K. R. L.; FORTI, M. C.; BORMA, L. S.; MENEZES, R. S. C.; LIMA, J. R. S.; OMETTO, J. P. H. B.. Rainwater chemistry and bulk atmospheric deposition in a tropical semiarid ecosystem: the brazilian caatinga. **Journal Of Atmospheric Chemistry**, [S.L.], v. 74, n. 1, p. 71-85, 28 jun. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10874-016-9341-9>.

DIAS, Bruna Borba; LEITE, Maysa de Lima.; FARAGO, Paulo Vitor; OLIVEIRA, André Vicente de; BERUSKI, Gustavo Castilho. **Ação do enxofre em chuva ácida simulada sobre parâmetros morfofisiológicos de Phaseolus vulgaris L. (Fabaceae)**. Acta scientiarum. Agronomy, 32(3), p. 433–439, 2010. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/4273/4273>. Acesso em: 10 set. 2023.

FIGUERÊDO, Débora Vallory. Influence of Calcareous Soil Particulates on Acid Rain: Belo Horizonte Metropolitan Region, Brazil. **Springer**, v. 28, n. 6, p. 514-518, set. 1999. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/4314943>. Acesso em: 08 mar. 2024.

FLORÊNCIO, Jacques; REIS, Dayane C.O.; CRISPIM, Cristina P.; CAMPOS, M. Lucia A.M.. A long-term overview of nitrogen in tropical rainwater and wet deposition fluxes in southern Brazil. **Atmospheric Environment**, São Paulo, v. 290, n. , p. 1352-1359, set. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119369>.

FREITAS, Nivia Larice Rodrigues de; EVARISTO, Alana Carvalho; FARIAS, Allyne Kelly Carvalho; CRESCENCIO, Nataline Ferreira; REIS, Bruno César Victor dos; GUEDES, Martha Evangelista. As Repercussões da Poluição Atmosférica Sobre o Sistema Respiratório Infantil. **Revista Cedigma**, [S.L.], v. 2, n. 4, p. 68-83, 10 out. 2024. Cedigma. <http://dx.doi.org/10.70430/wh4qfj97>. Disponível em: <https://revistacedigma.cedigma.com.br/index.php/cedigma/article/view/36/39>. Acesso em: 27 dez. 2024.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Monitoramento da Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte: Ano Base de 2014**. Belo Horizonte, 2023.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. **INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE FONTES VEICULARES DO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE -MG**. Belo Horizonte, 2020. 55 p. Disponível em: https://feam.br/documents/d/feam/inventario_de_emissoes_atmosfericas_de_fontes_veiculares_do_municipio_de_belo_horizonte-pdf. Acesso em: 14 novembro 2023.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Relatório Técnico Atualização do Inventário das Fontes de Emissão de Poluentes Atmosféricos da Região de Belo Horizonte, Contagem e Betim**. Belo Horizonte, 2018. 553 p. Disponível em: https://comites.igam.mg.gov.br/documents/117662/7050614/Relat%C3%B3rio_T%C3%A9cnico_Invent%C3%A1rio_RMBH/8dd1f448-fc8b-9105-6fa4-2bbbad3937a1?version=1.0&t=1723514752370. Acesso em 14 novembro 2023.

FLUES, M.; HAMA, P.; LEMES, M.J.L.; DANTAS, E.s.K.; FORNARO, A.. Evaluation of the rainwater acidity of a rural region due to a coal-fired power plant in Brazil. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 36, n. 14, p. 2397-2404, maio 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(01\)00563-5](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(01)00563-5).

FORNARO, Adalgiza. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil? Revista USP, São Paulo, v. 70, p. 78-87, 2006.

FORNARO, Adalgiza; GUTZ, Ivano G.R.. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil. Part 3: trends in precipitation chemistry during 1983-2003. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 40, n. 30, p. 5893-5901, set. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.007>.

GAO, Shidong; SAKAMOTO, Kazuhiko; ZHAO Dawei; ZHANG, Dongbao; DONG, Xuhui; HATAKEYAMA, Shiro. Studies on Atmospheric Pollution, Acid Rain and Emission Control For Their Precursors In Chongqing, China. **Water, Air, And Soil Pollution**. v.130, p.247-252,2001.

GOUVEIA, Nelson; LEON, Antonio Ponce de; JUNGER, Washington; LINS, Joana de Freitas; FREITAS, Clarice Umbelino de. Poluição do ar e impactos na saúde na Região Metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.L.], v. 24, n. 10, p. 3773-3781, out. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320182410.29432017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/LyXXLzVHpYkXch7NQ6ZVKKn/?lang=pt>. Acesso em: 18 jan. 2024.

GUARIEIRO, Lilian L. N.; VASCONCELLOS, Pérola C.; SOLCI, Maria Cristina. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Revista Virtual de Química**, [S.L.], v. 3, n. 5, p. 434-445, nov. 2011. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). DOI: 10.5935/1984-6835.20110047. Disponível em: <https://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/view/188/198>. Acesso em: 15 novembro 2023.

GRENNFELT, Peringe; ENGLERYD, Anna; FORSIUS, Martin; HOV, Øystein; RODHE, Henning; COWLING, Ellis. Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. **Ambio**, [S.L.], v. 49, n. 4, p. 849-864, 21 set. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-019-01244-4>.

GRIDER, Ansley; PONETTE-GONZÁLEZ, Alexandra; HEINDEL, Ruth. Calcium and ammonium now control the pH of wet and bulk deposition in Ohio, U.S. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 310, p. 119986, out. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119986>.

G1 MINAS. Alex Araújo. **BH é a capital brasileira com maior número de dias sem chuva, segundo Inmet; veja ranking.** 2024. Disponível em: <https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2024/09/17/bh-capital-com-mais-dias-sem-chuva-quando-vai-chover-em-bh.ghtml>. Acesso em: 15 jan. 2025.

HAMMERLE, Christine Lambert And Robert; MCGILL, Ralph; SHARP, Magdi Khair And Christopher. **Technical Advantages of Urea SCR for Light-Duty and Heavy-Duty Diesel Vehicle Applications.** 2004. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/44740785>. Acesso em: 06 jan. 2025.

HONG, S. B., W.H. Ko, LEE, S.B. D.E., KANG, C.H. 2011. Characteristics of formate and acetate concentrations in precipitation at Jeju Island, Korea, *Atmospheric Research* 101, 427-437.

INMET- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Nota técnica: 004/17.** 2017. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/uploads/notastecnicas/Nota_tecnica_CEDEC_04_17.pdf. Acesso em: 12 outubro 2023.

INMET- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Balanços Mensais de Precipitação.** 2024. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/noticias?noticias=Belo%20Horizonte>. Acesso em: 12 dezembro 2023.

JESUS, Emanuel Fernando Reis de. **A Importância do Estudo das Chuvas Ácidas no Contexto da Abordagem Climatológica**. Sitientibus, [S.L.], n. 14, p. 143-153, 13 jun. 1996. Universidade Estadual de Feira de Santana. <http://dx.doi.org/10.13102/sitientibus.vi14.9960>. Disponível em: <https://ojs3.uefs.br/index.php/sitientibus/article/view/9960>. Acesso em: 12 outubro 2023.

KULSHRESTHA, Umesh C.; KULSHRESTHA, Monika J.; SEKAR, R.; VAIRAMANI, M.; SARKAR, Ajit K.; PARASHAR, Danesh C.. Investigation of Alkaline Nature of Rain Water in India. **Water, Air, And Pollution**, New Delhi, v. 130, p. 1685-1690, 2001.

LANDRIGAN, Philip J; FULLER, Richard; ACOSTA, Nereus J R; ADEYI, Olusoji; ARNOLD, Robert; BASU, Niladri (Nil); BALDÉ, Abdoulaye Bibi; BERTOLLINI, Roberto; BOSE-O'REILLY, Stephan; BOUFFORD, Jo Ivey. The Lancet Commission on pollution and health. **The Lancet**, [S.L.], v. 391, n. 10119, p. 462-512, fev. 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/s0140-6736(17)32345-0. Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(17\)32345-0/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(17)32345-0/fulltext). Acesso em: 04 dezembro 2023.

LARA, Luciene B.L.S.; ARTAXO, Paulo Eduardo; MARTINELLI, Luiz Antônio; VICTORIA, Reynaldo Luiz; CAMARGO, Plínio Barbosa de; KRUSCHE, Alex Vladimir; AYERS, Gregory P.; FERRAZ, Epaminondas Sansigolo de Barros; BALLESTER, Maria Victoria Ramos. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 35, n. 29, p. 4937-4945, out. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(01\)00198-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(01)00198-4).

LENZI, Ervim; FEVERO, Luzia Otilia Bortotti. **Introdução à Química da Atmosfera**. Rio de Janeiro: Ltc, 2014.

LINS, Eduardo Antonio Maia; PAIVA, Sérgio Carvalho de; SILVA, Letícia Ramos Albuquerque; BARBOSA, Ana Carolina Albuquerque; FERREIRA, Josiclécia de Souza. **Análise da Qualidade da Água de Chuva no Bairro da Boa Vista, Recife, Pernambuco**. 2018. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2018/IV-001.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2024.

MAGALHÃES, Aparecida de; BARBOSA, Andréia Maria; ZAMPARONI, Cleusa Aparecida Gonçalves Pereira; ARRUDA, Dirce; SILVA, Edinaldo de Castro e; MARQUES, Rodrigo; EVANGELHISTA, Saulo. **Ensaio preliminares para o monitoramento da acidez da chuva em Cuiabá, MT**. Caminhos de Geografia. v. 21, n. 17, p. 225-236, 2006. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15400>. Acesso em: 12 outubro 2023.

MAIA, Juliana Lúcio Motta; NETTO, Vinicius M.; COSTA, Bruno Lucian Gonçalves da. Forma urbana e poluição atmosférica: impactos na cidade do rio de janeiro. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, [S.L.], v. 11, n. , p. 1-20, Não é um mês valido! 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.011.001.e20180145>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/urbe/a/WmjDXbN434KfkdTHKzXkhPt>. Acesso em: 28 dez. 2024.

MANAHAN, Stanley E.. **Química Ambiental**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 912 p.

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

MARTINS, Claudia Rocha; PEREIRA, Pedro Afonso de Paula; LOPES, Wilson Araújo; ANDRADE, Jailson B. de. **Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre**. p. 28-41, nov. 2003.

MARTINS, Renata S. L.; ABESSA, Denis M. S.; FORNARO, Adalgiza; BORRELY, Sueli I.. Rainwater toxicity and contamination study from São Paulo Metropolitan Region, Brazil. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 186, n. 2, p. 1183-1194, 13 out. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3448-0>.

MEDEIROS SOBRINHO, Otavio; MARTINS, Leila Droprinchinski; PEDRUZZI, Rizzieri; VIZUETE, William; ALBUQUERQUE, Taciana Toledo de Almeida. From mining to fire outbreaks: the relative impact of pollutants sources on air quality in the metropolitan area of belo horizonte. **Atmospheric Pollution Research**, [S.L.], v. 15, n. 6, p. 102118, jun. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2024.102118>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1309104224000837?via%3Dihub>.

Acesso em: 19 jan. 2025.

MIKHAYLOV, Alexey; ALESHIN, Kirill; MOISEEV, Nikita; BURKHARDT, Thomas. Global Climate Change and Greenhouse Effect. **Entrepreneurship And Sustainability Issues**, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 2897-2913, 1 jun. 2020. Entrepreneurship and Sustainability Center. <http://dx.doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4>. Disponível em: <https://jssidoi.org/jesi/article/560>. Acesso em: 29 dez. 2024.

MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri; GOUVEIA, Nelson. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.L.], v. 19, n. 10, p. 4141-4147, out. 2014. FapUNIFESP (SciELO). DOI: 10.1590/1413-812320141910.09232014. Disponível em: <https://www.scielo.org/article/csc/2014.v19n10/4141-4147/pt/>. Acesso em: 15 novembro 2023.

MIRANDA, Regina Maura de; ANDRADE, Maria de Fatima; FORNARO, Adalgiza; ASTOLFO, Rosana; ANDRE, Paulo Afonso de; SALDIVA, Paulo. Urban air pollution: a representative survey of PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Qual Atmos Health**, São Paulo, v. , n. 5, p. 63-77, jan. 2011. Disponível em: <https://www-webofscience-com.ez107.periodicos.capes.gov.br/wos/woscc/full-record/WOS:0003094800000004>. Acesso em: 18 jan. 2025.

MOREIRA, Davidson Martins; TIRABASSI, Tiziano; MORAES, Marcelo Romero de. Meteorologia e poluição atmosférica. **Ambiente & Sociedade**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 1-13, jun. 2008. FapUNIFESP (SciELO). DOI: 10.1590/s1414-753x2008000100002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/VMNkStGKNBbNDZsSyQmjKxD/?lang=pt>. Acesso em: 04 dezembro 2023.

MOREIRA-NORDEMANN, L. M.; DANELON, O. M.; FORTI, M. C.; SANTO, C. M. E.; SARDELA, D. D.; LOPES, J. C.; FILHO, B. M. e ABBAS, M. M. “Caracterização Química das Águas de Chuva de Cubatão”, in Relatório Final, INPE-3695 RPE/515, 1986, 2005.

National Research Council (NRC). Committee on Estimating Mortality Risk Reduction Benefits from Decreasing Tropospheric Ozone Exposure. **Estimating Mortality Risk Reduction and Economic Benefits from Controlling Ozone Air Pollution**. Washington (DC): National Academies Press (EUA); 2008. 3, Ambient Ozone and Related Pollutants. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK214591/>

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE. Organização Mundial da Saúde. **Novos dados da OMS revelam que bilhões de pessoas ainda respiram ar insalubre**. 2022. Disponível em: <https://www.paho.org/pt/noticias/4-4-2022-novos-dados-da-oms-revelam-que-bilhoes-pessoas-ainda-respiram-ar-insalubre>. Acesso em: 27 dez. 2024.

ONU News. **Poluição do ar causou 8,1 milhões de mortes em 2021**. 2024. Disponível em: <https://news.un.org/pt/story/2024/06/1833321#:~:text=A%20polui%C3%A7%C3%A3o%20do%20ar%20provocou,%2C%20com%20%2C3%20milh%C3%B5es..> Acesso em: 04 dez. 2023.

PIRATOBA, Alba Rocio Aguilar; RIBEIRO, Hebe Morganne Campos; MORALES, Gundisalvo Piratoba; GONÇALVES, Wanderson Gonçalves e. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 435, 2 maio 2017. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>.

POSTEL, Sandra. **Air Pollution, Acid Rain, and the Future of Forests**. 1984. Disponível em: <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Air%20pollution,%20acid%20rain%20and%20the%20future%20of%20forests%20-%201984.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2025.

PEREIRA, Jaqueline Natiele; FORNARO, Adalgiza; VIEIRA-FILHO, Marcelo. Atmospheric deposition chemistry in a Brazilian rural area: alkaline species behavior and agricultural inputs. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 18, p. 23448-23458, 14 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-12317-3>.

PRAKASH, Jigyasa; AGRAWAL, Shashi Bhushan; AGRAWAL, Madhoolika. Global Trends of Acidity in Rainfall and Its Impact on Plants and Soil. **Journal Of Soil Science And Plant Nutrition**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 398-419, 17 nov. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s42729-022-01051-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42729-022-01051-z>. Acesso em: 20 jan. 2025.

PROSAB (org.). **Tecnologias de Segregação e Tratamento de Esgotos Domésticos na Origem, Visando a Redução do Consumo de Água e da Infra-estrutura de Coleta, e Especialmente nas Periferias Urbanas**. 2006. Disponível em: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/Uso_a_gua_-_final.pdf. Acesso em: 12 outubro 2023.

RADICCHI, Antônio Leite Alves. **A poluição na bacia aérea da região metropolitana de Belo Horizonte e sua repercussão na saúde da população**. 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbepop/a/rVRMBgxLg9m5HWxFPH6Jsrb/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 12 outubro 2023.

REN, Jiahao; ZHU, Liquan; ZHANG, XI; LUO, Yuqian; ZHONG, Xuecai; LI, Bowen; WANG, Yuwen; ZHANG, Kai. Variation characteristics of acid rain in Zhuzhou, Central China over the period 2011-2020. **Journal Of Environmental Sciences**, [S.L.], v. 138, p. 496-505, abr. 2024. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2023.03.035>. Acesso em: 07 dezembro 2024.

ROCHA, Paulo Sérgio Gonçalves. **Análise da Influência da Turbidez em Resultados de Amostras de Água Subterrânea**. 2019. 72 f. TCC (Pós-graduação) - Curso de Conformidade Ambiental, Escola Superior da CETESB, São Paulo, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2020/11/Paulo-Sergio-Goncalves-Rocha-TCC-T2.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2025.

RODRIGUES, Poliany Cristiny de Oliveira; PINHEIRO, Samya de Lara; JUNGER, Washington; IGNOTTI, Eliane; HACON, Sandra de Souza. Variabilidade climática e morbidade e mortalidade associadas ao material particulado. **Revista De Saúde Pública** , 51 ,

91. 2017. DOI: 10.11606/S1518-8787.2017051006952. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rsp/article/view/139629>. Acesso em: 04 dezembro 2023.

SILVA JÚNIOR, Rosiberto Salustiano; MARTILLI, Alberto; SILVA, Eweton Hallan de Lima. Efeito da Urbanização Sobre a Dispersão de Poluentes e Formação de Ilha de Calor. **Revista Brasileira de Climatologia**, Xxxx, v. , n. , p. 34-56, jul. 2020. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/download/69398/41101>. Acesso em: 28 dez. 2024.

SANTOS, Fábio Soares dos; PINTO, Janaina Antonino; MACIEL, Felipe Marinho; HORTA, Frederico Silva; ALBUQUERQUE, Taciana Toledo de Almeida; ANDRADE, Maria de Fátima. Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP_{2,5}) em Belo Horizonte, MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 24, n. 2, p. 371-381, abr. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019174045>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/4kSVDKgVcYnwNFt5R6Yb5pp/>. Acesso em: 18 jan. 2024

SANTOS, Fábio S.; MIRANDA, Gisele A.; CARVALHO, Amanda N. M.; CARVALHO, Vanessa S. B.; ALBUQUERQUE, Taciana T. de A.. REGULATED AIR POLLUTANT EMISSIONS FROM HIGHER EMITTERS STATIONARY SOURCES IN BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS, BRAZIL. **Brazilian Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], v. 36, n. 2, p. 775-784, jun. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20190362s20180352>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjce/a/LW33fhbf4S6n3gk9rKS5hvj/?lang=en>. Acesso em: 18 jan. 2025.

SANTOS, Fernanda Dias dos; FANTINEL, Roberta Aparecida; WEILER, Elenice Broetto; CRUZ, Jussara Cabral. Efeito da deposição ácida em ecossistemas florestais. **Tecno-Lógica**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 34-46, 5 jan. 2021. APESC - Associação Pro-Ensino em Santa Cruz do Sul. <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v25i1.15445>.

SINGH, Anita; AGRAWAL, Madhoolika. Acid rain and its ecological consequences. **Journal Of Environmental Biology**. Varanasi, p. 15-24. ago. 2006. Disponível em:

file:///C:/Users/Usuario/Desktop/Estudos%20Gradua%C3%A7%C3%A3o/Semestre%2011-2024/TCC%202/germany%20acid%20rain.pdf. Acesso em: 19 jan. 2025.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG); Brasil. **Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa e Suas Implicações para as Metas Climáticas do Brasil 1970-2022**. 2023. 34 p. Disponível em: https://oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/11/Relatorio-SEEG_gases-estufa_2023FINAL.pdf. Acesso em: 07 dez. 2024.

SHAIRSINGH, Kerolyn; RUGGERI, Giulia; KRZYZANOWSKI, Michal; MUDU, Pierpaolo; MALKAWI, Mazen; CASTILLO, Juan; SILVA, Agnes Soares da; SALUJA, Manjeet; CERVANTES-MARTÍNEZ, Karla; MOTHE, Josselyn. WHO air quality database: relevance, history and future developments. **Bulletin Of The World Health Organization**, [S.L.], v. 101, n. 12, p. 800-807, 1 dez. 2023. WHO Press. <http://dx.doi.org/10.2471/blt.23.290188>. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC10680116/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SHARMA, Sandeep; KUMARI, Nitu. Modeling the impact of rain on population exposed to air pollution. Mandi. Índia, abr. 2017.

SKOOG D.A.; WEST D. M.; HOLLER F.J.; CROUCH S.R. 2006. **Fundamentos de química analítica** – Tradução da 8ed. Norte Americana. São Paulo: Ed. Thomson Learning.

SPARK, Weather. **Clima Característico em Belo Horizonte Durante o Ano**. 2025. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/30612/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Belo-Horizonte-Minas-Gerais-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 01 fev. 2025.

SUN, Shuang; LIU, Shuang; LI, Lingjun; ZHAO, Wenji. Components, acidification characteristics, and sources of atmospheric precipitation in Beijing from 1997 to 2020. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 266, p. 1-15, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118707>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S135223102100529X?via%3Dihub>. Acesso em: 11 jan. 2024.

ULRICH, Bernhard. Waldsterben: Forest decline in West Germany. **Nvironmental Science & Technology**, Göttingen, v. 24, n. 4, p. 436-441, 1990. Disponível em: https://pubs-acsc-org.ez107.periodicos.capes.gov.br/doi/epdf/10.1021/es00074a002?ref=article_openPDF. Acesso em: 11 jan. 2025.

USP- QUÍMICA AMBIENTAL (São Paulo) (org.). **Poluição Atmosférica & Chuva Ácida**. s. d. Disponível em: https://www.usp.br/qambiental/chuva_acidafront.html. Acesso em: 10 setembro 2023. Adalgiza

VIEIRA-FILHO, Marcelo S.; ITO, Debora T.; PEDROTTI, Jairo J.; COELHO, Lúcia H. G.; FORNARO, Adalgiza. Gas-phase ammonia and water-soluble ions in particulate matter analysis in an urban vehicular tunnel. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 19, p. 19876-19886, 16 jul. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7177-0>.

VIEIRA-FILHO, Marcelo S.; LEHMANN, Christopher; FORNARO, Adalgiza. Influence of local sources and topography on air quality and rainwater composition in Cubatão and São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 101, p. 200-208, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.025>.

VIEIRA-FILHO, Marcelo S.; PEDROTTI, Jairo J.; FORNARO, Adalgiza. Contribution of long and mid-range transport on the sodium and potassium concentrations in rainwater samples, São Paulo megacity, Brazil. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 79, p. 299-307, nov. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.047>.

WHO-WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. 2021. 300 p. Disponível em: <https://iris.who.int/handle/10665/345329>. Acesso em: 28 dez. 2024.