



MARINA TEIXEIRA FURTADO

**AVALIAÇÃO QUÍMICA DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO E DE ÁGUAS DE CHUVA EM LAVRAS,
MINAS GERAIS**

LAVRAS-MG

2020

MARINA TEIXEIRA FURTADO

**AVALIAÇÃO QUÍMICA DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO E DE ÁGUAS DE CHUVA EM LAVRAS,
MINAS GERAIS**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho
Orientador

Lavras
2020

MARINA TEIXEIRA FURTADO

**AVALIAÇÃO QUÍMICA DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO E DE ÁGUAS DE CHUVA EM LAVRAS,
MINAS GERAIS**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

APROVADA em

Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho UFLA

Dr. Marcelo Braga Bueno Guerra UFLA

Me. Vanessa Alves Mantovani UFLA

Prof. Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho

Orientador

Lavras

2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me mantido na trilha certa durante toda a minha graduação com saúde e força para chegar até o final e pelos dons que me deu que serviram na realização deste projeto.

Sou grata aos meus pais Renato e Gisele por sempre incentivarem e acreditarem que eu seria capaz de superar os obstáculos que a vida me apresentou. Agradeço aos meus pais por todo o esforço investido na minha educação. Sem a força de vocês eu não conseguiria seguir em frente.

Agradeço aos meus avós, tios e primos que sempre torceram por mim e acreditaram nessa vitória e por todo o carinho, amor e força.

Ao meu noivo Thiago pela compreensão, paciência e apoio demonstrado durante todo o período de graduação. Obrigada por ser tão atencioso e grande incentivador.

Ao meu orientador Marcelo pela sua dedicação e paciência durante o projeto. Seus conhecimentos fizeram grande diferença para minha formação.

Minhas amigas de universidade Thaís, Rafaela, Carol, Thaísa, Adrielle, Sabrina, Claudinha pela amizade em todos esses anos e por compartilhar ótimos momentos comigo. As risadas, que vocês compartilharam comigo nessa etapa tão desafiadora da vida acadêmica, também fizeram toda a diferença. Minha eterna gratidão.

A minha amiga e companheira de pesquisa Jaqueline por toda ajuda e dedicação.

A todos os membros do Núcleo de Estudos em Poluição Urbana e Agroindustrial, vocês foram fundamentais para minha formação, por isso merecem o meu eterno agradecimento.

À Universidade Federal de Lavras e todos os seus professores que sempre proporcionaram um ensino de alta qualidade.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigada.

RESUMO

Este trabalho pretende avaliar a deposição total atmosférica e avaliar as espécies de nitrogênio na cidade de Lavras-MG, bem como verificar a direção dos ventos com a localização de fontes poluidoras no período de março a dezembro de 2018. A campanha amostral foi realizada no campus da Universidade Federal de Lavras próximo ao prédio da engenharia ambiental de março a dezembro de 2018. Utilizou-se um recipiente de polietileno de alta densidade, elevado a 1,5m da superfície e protegido com tela de nylon. O recipiente ficou exposto por períodos definidos ao ar livre para fazer a amostragem da água de chuva (deposição úmida) e material particulado (deposição seca). Após a coleta o recipiente foi transportado para o laboratório de poluição atmosférica onde analisou-se as propriedades físico-químicas das amostras como medidas potenciométricas, condutimétricas e análises cromatográficas. Para as análises de direção e velocidade média do vento utilizou-se o WRPLOT View. Foram obtidas 33 amostras, dentre as quais 8 foram de deposição seca, 1 amostra indefinida e o restante de deposição total (úmida + seca). Os dados de pH da deposição mostraram predominância (82%) de espécies alcalinas. O pH da deposição variou entre 5,3 a 8,3, enquanto a condutividade variou de 4,3 a 34,5 μScm^{-1} . A faixa de concentração média ponderadas pelo volume para os íons analisados mostrou que houve predominância de amônio, NH_4^+ ($15,68 \mu\text{molL}^{-1}$) > NO_3^- ($10,63 \mu\text{molL}^{-1}$). A deposição atmosférica diminuiu entre os meses de abril a agosto, devido serem meses secos. Em compensação, os meses caracterizados por apresentarem maiores volumes de precipitação, a deposição atmosférica aumentou para as duas espécies analisadas, NO_3^- (87%) e NH_4^+ (97%). O fluxo de nitrato no período analisado (março-dezembro) foi 2,34 vezes maior que o e o fluxo de amônio. A maior parte das fontes tem processo de combustão, ou seja, emissão de NO_x para a atmosfera. Essa emissão justificaria a deposição de nitrato que corresponde a 78% da deposição total (nitrato + amônio) para este estudo. Assim, a partir deste estudo é possível avaliar o comportamento, transporte e deposição de NO_3^- e NH_4^+ presentes na atmosfera e seus possíveis impactos no meio ambiente e na saúde.

Palavras-chave: Deposição atmosférica; Fluxo de nitrogênio; Dispersão atmosférica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. REFERENCIAL TEÓRICO	10
2.1. Atmosfera e as camadas limite planetárias	10
2.2. Poluição atmosférica	12
2.3. Qualidade do ar.....	13
2.4. Material Particulado	15
2.5. Deposição atmosférica	16
2.6. Ciclo do nitrogênio	19
2.7. Dispersão atmosférica	23
3. METODOLOGIA	27
3.1. Área de estudo	27
3.2. Dados meteorológicos	29
3.3. Análise amostral	30
3.4. Análises físico-química	31
3.5. Análise estatística	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1. Avaliação meteorológica do período de estudo	34
4.2. Validação das amostras de deposição atmosférica	36
4.3. Concentração das espécies nitrogenadas em MPV	38
4.4. Fluxo de deposição atmosférica de nitrogênio	42
4.5. Avaliação da Dispersão de Poluentes.....	44
5. CONCLUSÃO	51
6. REFERENCIAS	54

1. INTRODUÇÃO

Os ciclos biogeoquímicos são interações complexas entre os principais reservatórios naturais, no entanto ações antrópicas por meio de emissões de poluentes são capazes de provocar desequilíbrio. As principais necessidades que causam instabilidade nos ciclos são necessidade pelo alimento e energia, os quais são responsáveis pela liberação de óxidos como os de nitrogênio. Quando esses óxidos são liberados para a atmosfera, seja de forma natural ou antrópica, são sujeitos a diversas transformações provenientes de reações atmosféricas, transporte pelo vento e deposição (ANEJA et al., 2001). O processo de recirculação de poluentes na atmosfera pode ocasionar a redistribuição em escala local, regional ou global através da deposição atmosférica (STEINFELD, 1998). Dessa maneira a atmosfera torna-se uma fonte considerável para rota de entrada direta e significativa de nutrientes e poluentes em ecossistemas terrestres e aquáticos (ARAUJO et al., 2015).

O ciclo do nitrogênio é de grande importância, pois representa um processo dinâmico entre compostos de nitrogênio, a atmosfera, matéria orgânica e compostos inorgânicos (LIU et al., 2020). O nitrogênio (N_2) contribui com 78% da composição da atmosfera, sendo uma molécula estável e quase não desempenha papel químico importante. Porém os constituintes minoritários como óxido nitroso (N_2O), ácido nítrico (HNO_3) e amônia (NH_3) são espécies reativas e tem contribuição em problemas ambientais, tais como poluição atmosférica, precipitação ácida e aerossóis atmosféricos (LIU et al., 2020; MARTINS et al., 2003). Os microrganismos têm papel fundamental no processo de conversão de nitrogênio gasoso em compostos reativos nitrogenados, tais processos ocorrem de 3 maneiras: fixação, nitrificação e desnitrificação. A desnitrificação ocorre quando tem excesso de compostos nitrogenados ou presença de oxigênio, formando reações e fenômenos atmosféricos que afetam os ciclos naturais na Terra (SHORTAGE et al., 2013; VIEIRA, 2017).

A deposição atmosférica pode ser entendida como a remoção de espécies químicas como cloreto (Cl^-), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}) da atmosfera, retornando à superfície da Terra. O nitrogênio pode ser eventualmente depositado de diferentes formas de amônio (NH_4^+), óxidos de nitrogênio (NO_x), nitrato (NO_3^-) (SIMPSON et al., 2011). A emissão e deposição dessas espécies de nitrogênio, pode acelerar seu ciclo, levando a um aumento nas emissões de N reativo ocasionando lixiviação de nitrato e amônia. Outros processos

como o de neutralização dos ácidos atmosféricos devido à ação de NH_3 geram partículas capazes de atuar como núcleos de condensação de nuvem (NCN's). Os NCN's são partículas onde o vapor d'água se condensa, facilitando a formação inicial de gotículas na atmosfera (VIANELLO, 2000).

Atividades antrópicas, como a produção e utilização de fertilizantes, converte o nitrogênio presente na atmosfera em novas espécies de nitrogênio reativo que causam impactos a biota (HE et al., 2011; LIU et al., 2020; SOUZA et al., 2020; ZHANG et al., 2020). As deposições, úmida ou seca, conduzem os íons depositados nas florestas, campos, rios e lagos (ALLEN; MYLES; HEUER, 2011; VIEIRA-FILHO, 2015). O nitrogênio entra no sistema hidrológico através da lixiviação, escoamento, fluxo de águas subterrâneas ou quando é emitido para a atmosfera. Então quando entra no meio ambiente em excesso pode provocar contaminação do solo, rios, lençol freático, danos à biota e eutrofização de rios (LIU; DU, 2020; SOUZA et al., 2020).

Em território brasileiro nota-se escassez de dados referentes à deposição atmosférica, sendo estas fomentadas a partir de iniciativas particulares em regiões específicas e tempo restrito (COELHO, 2009; GARCIA; CARDOSO, 2015). Alguns dos poucos estudos relacionados a deposição estão concentrados nas regiões de São Paulo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e da região da Amazônia (ARAUJO et al., 2015). Devido à está defasagem de monitoramento, não é possível fazer uma análise holística da deposição atmosférica, dificultando assim o conhecimento dos mecanismos de transferência entre reservatórios naturais. É de grande relevância quantificar as deposições atmosféricas de cada localidade, a fim de se ter acesso ao nível de poluição do ar local e regional, incluindo as contribuições decorrentes de fontes como queimadas e sua transferência para a superfície (SOUZA et al., 2017).

Minas Gerais abriga nascentes dos principais rios do território brasileiro, tornando-se referência em relação aos recursos hídricos do país além de ter uma vasta fauna e flora (ISPN, 2020). Nesse contexto, a deposição atmosférica apresenta fundamental importância devido ao aporte de poluentes em rios, solos e efeitos diretos na biota. Portanto, a fim de construir medidas mitigatórias para os impactos dos poluentes atmosféricos, cabe investigar a deposição atmosférica no Sul de MG visto que a região é rica em plantações, principalmente de café, distritos industriais e alta densidade

populacional. Nesse ensejo, o presente trabalho visa analisar a deposição total na cidade de Lavras, com isso analisar os compostos de nitrogênio (NH_4^+ e NO_3^-) a fim de quantificar a predominância destes e suas possíveis fontes de origem.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Atmosfera e as camadas limite planetárias:

A atmosfera terrestre é composta por diversos gases como N_2 , O_2 e vapor d'água. O vapor d'água também é um dos constituintes que se encontra na atmosfera baixa, sua abundância é controlada através da precipitação e evaporação. Os demais constituintes gasosos da atmosfera representam menos que 1% do total e são conhecidos como gases traço, desempenhando um papel importante no balanço radioativo da Terra e nas propriedades químicas da atmosfera. As partículas sólidas suspensas na atmosfera têm influência no ciclo hidrológico, pois formam núcleos de condensação, aumentando o processo de formação de nuvens e como resultado ocorre o processo de precipitação (BAIRD, 2002; SEINFELD; PANDIS, 2006).

Um dos gases traço encontrados na atmosfera é o CO_2 gerado pela respiração aeróbia dos seres vivos, queima de combustíveis fósseis e queimadas (agrícolas e florestais). O CO_2 é um dos gases responsável pela intensificação do efeito estufa, além do CH_4 , N_2O , O_3 e outros compostos contendo halogênios. Os gases estufa atuam no aumento da temperatura média da Terra, pois absorvem a luz infravermelha e reemitem ou convertem em calor. O vapor d'água também é um gás estufa e que também está presente na atmosfera, porém sua concentração varia de acordo com sua localização e horário. (BAIRD, 2002; SEINFELD; PANDIS, 2006)

A atmosfera funciona como um sistema dinâmico realizando troca de seus gases continuamente com organismos biológicos, vegetação, solo, rios e oceanos. Esses gases são produzidos dentro da atmosfera através de processos químicos como atividades antrópicas, atividades biológicas, vegetação e até a explosão de um vulcão. De maneira análoga, a remoção destes gases da atmosfera ocorre por reações químicas através de atividades biológicas, formação de partículas na atmosfera e por deposição. Portanto é necessário avaliar quais os possíveis efeitos que as emissões antropogênicas podem influenciar na atmosfera (SEINFELD; PANDIS, 2006; STEINFELD, 1998).

A atmosfera é dividida em regiões onde suas camadas são definidas de acordo com as variações da temperatura e altitude. As camadas são definidas como:

Troposfera: é a camada mais baixa da atmosfera sendo delimitada da superfície da Terra até a tropopausa, tornando-se a cada mais importante do ponto de vista meteorológico. Cerca de $\frac{3}{4}$ da massa total da atmosfera e praticamente todo o vapor d'água se concentram na troposfera. Devido a presença do vapor d'água é nesta camada que se encontram todas as nuvens, onde ocorrem as variações climáticas da Terra e acontece a maior parte dos fenômenos relacionados à poluição do ar. Sua altitude varia entre 10-15 km sendo caracterizada pela diminuição da temperatura com a altura devido o gradiente vertical médio de temperatura ser negativo. A mistura é vertical e rápida (SEINFELD; PANDIS, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

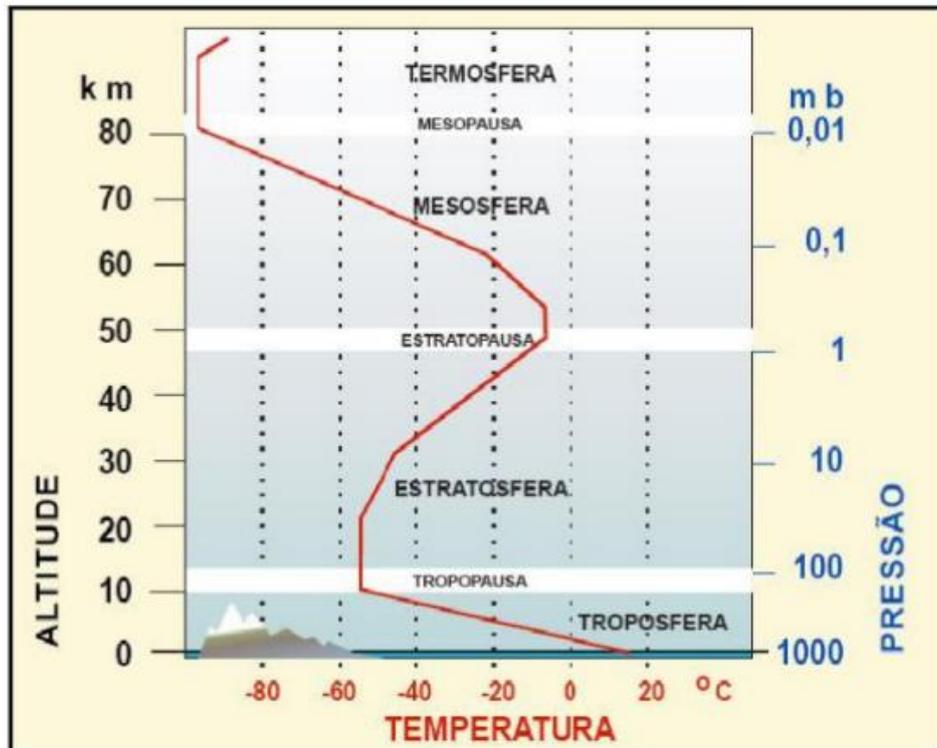
Tropopausa/Estratopausa/Mesopausa: é definida como a camada de mudança da variação de temperatura com a altitude (SEINFELD; PANDIS, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

Estratosfera: após a tropopausa encontra-se a estratosfera com altitude variando de 45 a 50 km. Sua temperatura aumenta de acordo com a altitude, esse aquecimento é decorrente da presença de ozônio pois é o responsável pela absorção de energia UV. A sua mistura é lenta e quase não existe movimentos verticais devido ao seu perfil estável de temperatura (em cima quente e em baixo frio) (SEINFELD; PANDIS, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

Mesosfera: encontra-se após a estratopausa com variação de altitude de 50 a 80 km. O gradiente vertical médio de temperatura é negativo, o que significa que a temperatura diminui de acordo com o aumento de altitude. É caracterizada por ser a camada mais fria da atmosfera e sua mistura é vertical e rápida (SEINFELD; PANDIS, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

Termosfera: a última e mais alta camada, encontra-se após a mesopausa com altitude variando até 500 km. Sua temperatura aumenta de acordo com a altitude e pode chegar até 1.200 °C (SEINFELD; PANDIS, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000)

Figura 1. Estrutura Vertical da Atmosfera.



Fonte: <https://redemet.decea.gov.br/uploads/2014/05/meteorologia-geral-ear.pdf>

2.2. Poluição atmosférica:

Resolução CONAMA nº491, de 19 de novembro de 2018, define poluente atmosférico: qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade; (CONAMA, 2018).

A emissão de poluentes pode ser de duas maneiras: natural através de descargas elétricas, incêndios naturais em florestas ou de forma antropogênica por meio da agricultura, indústrias e geração de energia. Os poluentes podem ser classificados como primários aqueles emitidos direto da fonte (NO_x , NH_3 , MP) e secundários aqueles formados na atmosfera como produto de reações fotoquímicas entre os poluentes primários e constituintes naturais da atmosfera (HNO_3 , NO_3^-) (CETESB, 2020). Considerando esses dois tipos de emissões, primária e secundária, sua principal fonte é

oriunda do processo de combustão o qual emite partículas para a atmosfera na forma de fumaça, compostos orgânicos voláteis (CETESB, 2020).

As fontes de poluição atmosférica podem ser divididas como fixas e móvel, as fixas são definidas como qualquer instalação, equipamento ou processo, situado em local fixo, que libere ou emita matéria para a atmosfera, por emissão pontual ou fugitiva através de atividades agrícolas, industriais (MMA, 2011). Em contrapartida, as fontes móveis são pontual e aleatórias, ou seja, não tem um ponto de lançamento específico ou não advêm de um ponto preciso de geração como locomoção de automóveis, incêndios (Ministério do Meio Ambiente, 2011).

2.3. Qualidade do ar:

A poluição atmosférica está diretamente ligada as maiores causas de problemas de saúde humana além dos danos causados à flora e aos materiais. Diante disso, a preocupação pela qualidade do ar tem aumentando. A qualidade do ar é oriunda da interação da magnitude das emissões atmosféricas, topografia e as condições climáticas do local, analisando a propensão de dispersão de poluentes ou não (DAPPER; SPOHR; ZANINI, 2016).

A poluição e a qualidade do ar se tornam problema de saúde pública, pois estudos epidemiológicos mostram as correlações entre os problemas de saúde e a exposição aos poluentes atmosféricos. A população mais atingida são crianças, idosos e pessoas que já tem problemas respiratórios (MMA, 2009).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) apresentou propostas sendo específicas para cada país para diminuir os impactos na saúde humana. Diante disso, o CONAMA criou a Resolução N° 491, de 19 de novembro de 2018 dispõe sobre Padrão de Qualidade do Ar. A Resolução define como padrão de qualidade do ar: um dos instrumentos de gestão da qualidade do ar, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica (CONAMA, 2018).

Segundo a CONAMA 491/2018 distingue duas categorias para os padrões de qualidade do ar: PI e PF. Define como PI padrões estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas, sendo dividido em PI-1, PI-2 e PI-3. Já o PF é definido como valores guia definidos pela OMS em 2005 (CONAMA, 2018).

Ficam estabelecidos os Padrões de Qualidade do Ar:

Tabela 1. Padrões de Qualidade do Ar.

Poluente	Período de referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF	
		µg/m ³				Ppm
MP ₁₀	24h	120	100	75	50	-
	Anual	40	35	30	20	-
MP _{2,5}	24h	60	50	37	25	-
	Anual	20	17	15	10	-
Dióxido de enxofre - SO ₂	24h	125	50	30	20	-
	Anual	40	30	20		-
Dióxido de nitrogênio - NO ₂	24h	260	240	220	200	-
	Anual	60	50	45	40	-
Ozônio - O ₃	8h	140	130	120	100	-
Fumaça	24h	120	100	75	50	-
	Anual	40	35	30	20	-
Monóxido de carbono - CO	8h	-	-	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão - PTS	24h	-	-	-	240	-
	Anual	-	-	-	80	-
Chumbo - Pb	Anual	-	-	-	0,5	-

Fonte: Adaptado Resolução 491/2018.

2.4. Material Particulado

O material particulado tem origem tanto em fontes antrópicas como naturais, sendo partículas sólidas e/ou líquidas. Essas partículas podem ser tão pequenas que só podem ser vistas com ajuda de microscópios ou grandes o suficiente para serem vistas a olho nu como fuligem, fumaça. Cada partícula apresenta tamanho diferente o que caracteriza sua origem, composição química e características físicas. O MP é responsável pela formação do aerossol atmosférico são as partículas sólidas e gotículas de água encontradas no ar (FERREIRA; SODRÉ; ALMEIDA, 2018; FREITAS; SOLCI, 2009).

As partículas inaláveis são aquelas com $\varnothing < 10 \mu\text{m}$ e podem ser classificadas de duas maneiras: MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$. As partículas inaláveis finas ($\text{MP}_{2,5}$) apresentam $\varnothing < 2,5 \mu\text{m}$ são oriundas dos processos de combustão e emissões diretas. Essas partículas são formadas por reações químicas na atmosfera, processo de nucleação e condensação de substâncias, em quando submetidas à altas temperaturas são vaporizadas. Já as partículas inaláveis grossas apresentam \varnothing entre 2,5 e 10 μm e são constituídas por partículas primárias através de emissão direta de veículos, atividades industriais ou suspensão de poeira do solo (FERREIRA; SODRÉ; ALMEIDA, 2018; FREITAS; SOLCI, 2009).

Um exemplo de formação de $\text{MP}_{2,5}$ é a reação atmosférica da amônia (NH_3) com espécies ácidas, como ácido sulfúrico (H_2SO_4). Essas reações são a conversão de gás em partícula as quais produzem os sais de amônio (NH_4^+) com nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) (BEHERA; SHARMA, 2011). A distribuição dos íons inorgânicos sulfato e nitrato, mostra a sua predominância no modo das partículas finas, já o cloreto é encontrado predominantemente no modo das partículas grossas (FREITAS; SOLCI, 2009).

O tempo de vida do MP na atmosfera depende do seu tamanho e composição, podendo variar o tempo de permanência de minutos a semanas. As principais fontes são a queima de combustíveis fósseis, emissão de amônia através de fertilizantes na agricultura, mineração e até em fenômenos naturais como tempestades de areia e explosões de vulcões. O processo de remoção depende de seu tamanho podendo ser por deposição seca ou formação de gotas de chuva e depositadas pelo processo de precipitação. Quando depositado o MP pode degradar materiais e bloquear a respiração de plantas (BRASIL, 2011; EPA, 2018).

Os efeitos do material particulado na saúde estão diretamente ligados ao tamanho das partículas. Sendo assim, quanto menor for a partícula mais profundo será sua deposição no sistema respiratório. As partículas $\varnothing < 10 \mu\text{m}$ por serem mais grossas ficam retidas na parte superior do sistema respiratório humano. Por outro lado, as partículas com $\varnothing < 2,5 \mu\text{m}$ por serem partículas extremamente finas penetram com mais facilidade no sistema respiratório e aquelas com $\varnothing < 1 \mu\text{m}$ podem atingir os alvéolos pulmonares. Estudos epidemiológicos relacionaram o aumento de internações, mortes prematuras e asma crônica a exposição ao material particulado (BAIRD, 2002; GUARIEIRO; VASCONCELLOS; SOLCI, 2011).

2.5. Deposição atmosférica:

As deposições atmosféricas correspondem a um importante mecanismo de ciclagem e redistribuição de elementos químicos, presentes na atmosfera, a superfície terrestre. Por isso, é essencial se ter conhecimento de seu funcionamento para que se possa entender os ciclos biogeoquímicos e as influências antrópicas dos mesmos (RODRIGUES; MELLO; SOUZA, 2007).

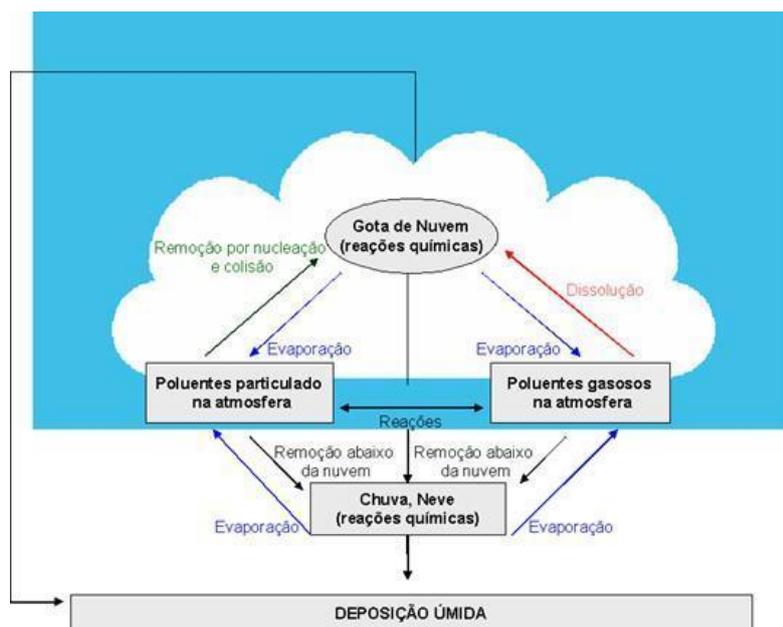
A deposição atmosférica pode ocorrer de 3 formas: úmida ou seca. A deposição úmida é definida como um processo natural pelos quais o material é arrastado através de gotas de chuva, nevoeiros, chuva e depositados na superfície. Este processo pode ocorrer dentro ou abaixo da nuvem, o primeiro corresponde à absorção de poluentes gasosos (NH_3) e material particulado por gotículas de nuvem, as quais se formam através da condensação do vapor d'água. Em contrapartida, a remoção abaixo da nuvem é o arraste dos compostos químicos durante a chuva, neve. As vias de remoção úmida dependem de processos múltiplos e compostos, envolvem diferentes fases físicas como gás, aerossol, água da nuvem, chuva, neve (FORNARO, 2006; SEINFELD; PANDIS, 2006).

A deposição seca resume-se a deposição direta de aerossóis por sedimentação gravitacional (diâmetro $>1 \mu\text{m}$) ou a colisão e adesão subsequentes a turbulência (diâmetro $<1 \mu\text{m}$) e por absorção de gases por superfícies como solo, vegetação. As condições que deixam a deposição seca complexa são: as características físicas (tamanho, formato das partículas), o nível de turbulência da atmosfera, as concentrações das

espécies químicas (gases e partículas), a velocidade de deposição e a natureza do material receptor (SOUZA et al., 2017).

Neste sentido, a deposição total considerada tanto os componentes do processo de deposição seca quanto a úmida. A deposição total é a mais indicada para estudos de estimativa de aporte total atmosférico, como estudos de fluxo e balanço de nutrientes. Porém, existe evidências que mostram que prolongar a amostragem pode ocorrer maior susceptibilidade a função de atividades microbiológicas, exposição as condições meteorológicas e evaporação da água e de componentes voláteis presentes na amostra (CAMPOS, 1998).

Figura 2. Modelo do processo de deposição úmida.

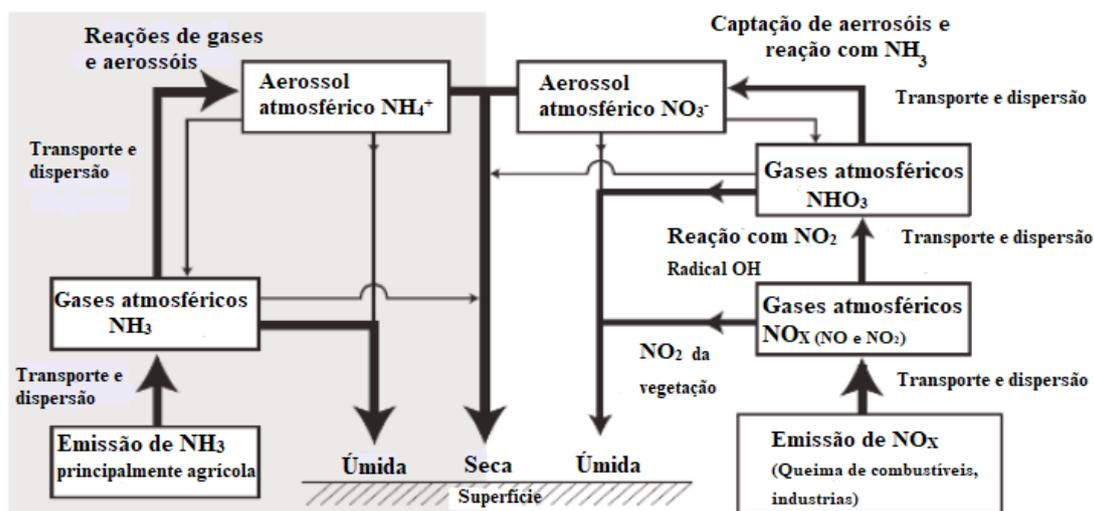


Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis, 1998.

A deposição seca consiste na deposição de partículas por sedimentação, tais partículas com $\varnothing > 5 \mu\text{m}$ e ausência de chuva. Já a deposição úmida se forma quando o NO_x e o SO_2 são convertidos em HNO_3 e H_2SO_4 ou quando NH_3 é convertido em NH_4^+ (SEINFELD; PANDIS, 2006; STEINFELD, 1998). Uma vez na atmosfera composto de nitrogênio, como NH_3 e NO_x , estão sujeitos a transporte por longas ou curtas distâncias, dispersão química e deposição. A amônia no ar percorre uma distância curta, porém

quando dissolvida em água e /ou convertida em amônio ligado ao aerossol pode percorrer maiores distâncias. A amônia é removida por deposição seca, enquanto amônio é removido por deposição úmida. De maneira análoga, quando o nitrato é ligado ao aerossol também é removido por deposição úmida (SUTTON et al., 2011). A deposição íons de nitrogênio causa preocupação em relação aos danos causados no meio ambiente como acidificação do solo, eutrofização de rios, impactos na biodiversidade além de trazer impactos na saúde humana pois o nitrogênio é precursor de MP e ozônio (SOUZA et al., 2020; SUTTON et al., 2011; VIEIRA-FILHO, 2015; ZHANG et al., 2020).

Figura 3. Caminho do nitrogênio reativo na atmosfera.



Fonte: Adaptado Hertel et al., 2011.

2.6. Ciclo do nitrogênio:

O nitrogênio é encontrado na atmosfera na forma estável e não-reativo e forma molecular de N₂, representando 78% da constituição do ar seco. Diversas transformações químicas ocorrem durante o ciclo do nitrogênio, seja através de atividades de organismos vivos no solo ou nas plantas. As principais espécies presentes na atmosfera são: óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), ácido nítrico (HNO₃) e amônia (NH₃) (FROTA; VASCONCELOS, 2019; SEINFELD; PANDIS, 2006).

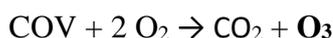
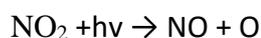
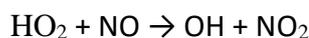
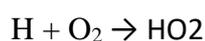
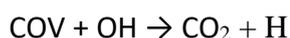
O óxido nitroso, N₂O, é considerado com um dos principais gases estufa, 1/3 de suas emissões é representada de forma antropogênica como a agricultura. Produzido por bactérias presentes no solo e curso d'água, seu tempo de vida média é 100 anos na atmosfera, provocando efeitos climáticos a longo prazo. Uma das importantes fontes dos

óxidos de nitrogênio é a desnitrificação realizada pelos microrganismos que reduzem o nitrato em óxido nitroso (FROTA; VASCONCELOS, 2019; HENRIQUE, 2008; SOUZA et al., 2020; VIEIRA, 2017).

Os compostos NO_x são denominados como a soma da concentração de NO+NO₂. São subprodutos do processo de combustão, podendo também serem formados por microrganismos nos solos, queima de biomassa e até por descargas atmosféricas. Devido a essa queima de combustíveis é possível identificar que principal fonte de NO_x são os veículos. O ácido nítrico, formado através do NO_x, quando reage com os óxidos de enxofre são responsáveis pela formação da chuva ácida (FROTA; VASCONCELOS, 2019; HENRIQUE, 2008; SOUZA et al., 2020; VIEIRA, 2017).



Os óxidos de nitrogênio apresentam dois cenários em relação ao ozônio, um de consumo e outro de produção. A reação com os COV em altas concentrações de NO_x resulta em uma reação total de produção de ozônio. Em contrapartida, quando o NO_x em baixas concentrações reage com o COV, resulta em uma reação de total consumo do ozônio (FROTA; VASCONCELOS, 2019; HENRIQUE, 2008; SOUZA et al., 2020; VIEIRA, 2017).



O íon livre de hidrogênio da dissociação do ácido nítrico favorece o aumento da acidez da água de chuva (FROTA; VASCONCELOS, 2019; VIEIRA, 2017)



Dentro do ciclo do nitrogênio temos espécies NH_x : amônia + amônio. A emissão de amônia proveniente da utilização de fertilizantes no solo, emissões industriais, amonificação do húmus seguida pela emissão dos solos além da fixação de nitrogênio por microrganismos que é uma das principais rotas. De certa forma, esses processos são responsáveis pela contaminação de águas pluviais, vazamentos no solo, emissões e deposições atmosféricas resultando em danos ao meio ambiente. O nitrogênio na forma de amônia no ar tem um tempo de transporte curto, porém quando dissolvido em água e/ou convertida em amônio ligado ao aerossol aumenta a distância de transporte (ASMAN; VAN JAARSVELD, 1992). Nesse processo, a amônia pode volatilizar-se do solo para a atmosfera, como emissões provenientes do solo (FROTA; VASCONCELOS, 2019; HENRIQUE, 2008; VIEIRA, 2017)

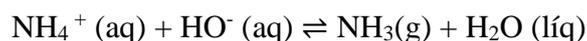


Os NH_x são removidos por processos diferentes de deposição, sendo por deposição seca e úmida. Assim como NH_4^+ , o NO_3^- também se liga ao aerossol e é removido principalmente por deposição úmida. Além disso, esses componentes da fase aerossol podem, sob certas circunstâncias (dependendo da umidade e temperatura), retornarem a fase gasosa NH_3 e HNO_3 (GUARIEIRO; VASCONCELLOS; SOLCI, 2011; HENRIQUE, 2008; SUTTON et al., 2011; VIEIRA, 2017)

O nitrogênio é um nutriente essencial para os organismos vivos, porém para que participe de reações biológicas é necessário que ocorra sua fixação ou conversão em uma forma química assimilável. As bactérias nitrificantes são capazes de converter o N_2 em compostos orgânicos nitrogenados, NH_3 e NH_4^+ . (SEINFELD; PANDIS, 2006).

A fixação do nitrogênio é o processo onde o N_2 reage com qualquer outro composto para formar amônia e nitrato, que são utilizados pelos organismos. As responsáveis por realizar esse procedimento são as bactérias presentes no solo e nas raízes de leguminosas e as cianobactérias, que reduzem o N_2 atmosférico na forma de amônia (NH_3^+). Outros mecanismos é a formação de óxidos de nitrogênio na atmosfera, através da ação de relâmpagos, onde são finalmente depositados na superfície como nitratos biologicamente ativos. Outros processos como a produção de NH_3 para uso em fertilizantes, processo de combustão podem ajudar na fixação do nitrogênio (FROTA; VASCONCELOS, 2019; VIEIRA, 2017).

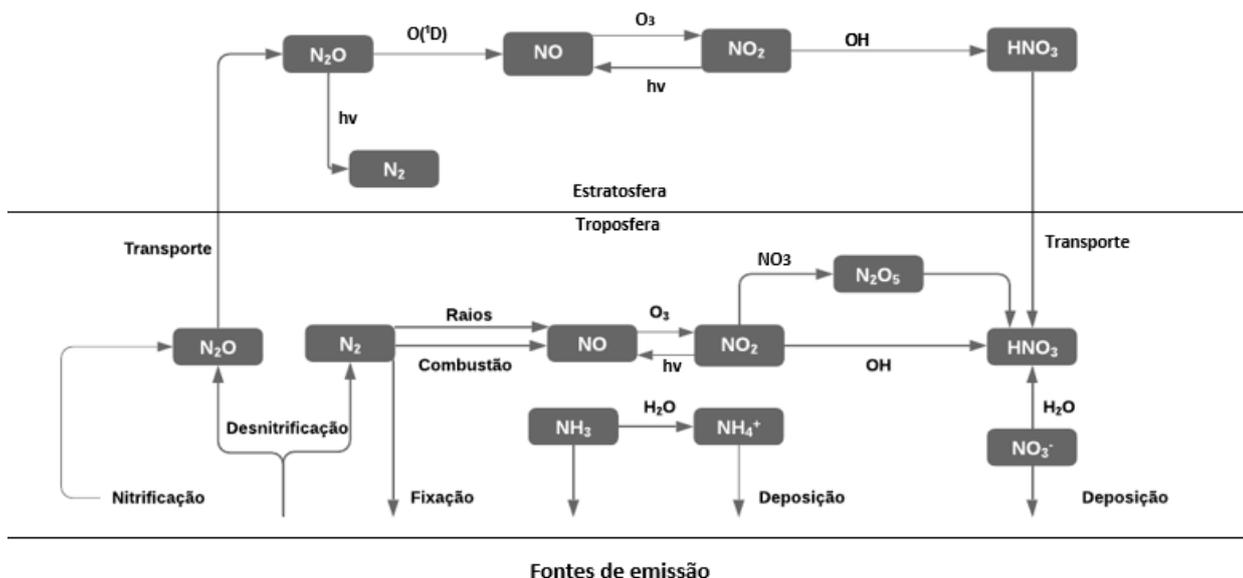
A etapa de fixação é responsável por apenas uma parte da amônia presente no solo. A outra parte vem da decomposição das proteínas e outros resíduos nitrogenados presentes na matéria orgânica do solo. Esse outro processo de criação de amônia é denominado amonificação sendo realizado por bactérias e fungos. A amonificação é o processo da transformação do nitrogênio orgânico na forma mineral de amônio (FROTA; VASCONCELOS, 2019; VIEIRA, 2017).



A nitrificação é a transformação da amônia em nitrito, porém a maior parte das plantas consegue absorver o nitrogênio apenas na forma de nitrato. Por isso o nitrito é transformado em nitrato, onde essa transformação mais uma vez é realizada por bactérias (FROTA; VASCONCELOS, 2019; VIEIRA, 2017).

Para encerrar o ciclo do nitrogênio, as bactérias denitrificantes são responsáveis por transformar o nitrato novamente em nitrogênio gasoso (N_2). O nitrogênio ao retornar a sua forma original volta para a atmosfera fechando seu ciclo e tornando-se um processo cíclico (FROTA; VASCONCELOS, 2019; VIEIRA, 2017)

Figura 4. Representação do ciclo do nitrogênio



Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis, 2006.

2.7. Dispersão atmosférica:

Cabe destacar a importância de se conhecer as relações entre a fonte e receptor de compostos atmosféricos, pois assim é possível determinar associação entre emissão, transporte e remoção de poluentes atmosféricos. Fatores meteorológicos como intensidade da chuva, tamanho das gotas, ventos podem explicar tendências da composição de alguns poluentes, além de influenciarem no seu transporte (FLEMING; MONKS; MANNING, 2012). O transporte curto de poluentes sofre mais influência de fontes locais, em contrapartida transporte longo ocorrem processos de troca e mistura, perdas físicas e químicas que alteram sua composição (FLEMING; MONKS; MANNING, 2012).

As massas de ar são responsáveis por transportar os poluentes emitidos pelas fontes até sua deposição. Cada um desses poluentes apresenta características próprias de dispersão atmosférica. Quanto maior for a distância entre a fonte de emissão e o receptor menor será a concentração de poluentes. As massas de ar com alto teor de umidade apresentam altas concentrações de gases atmosféricos (NH_3 , HNO_3), pois esses compostos tendem a se dissolver mais rápido durante a precipitação (RODRIGUES; MELLO; SOUZA, 2007).

A topografia local influencia em parâmetros como velocidade e direção do fluxo de ar, quanto mais intenso maior vai ser o volume de ar disponível para a diluição de poluentes. Regiões de vale tendem a acumular mais poluentes devido aos obstáculos como montanhas, quando comparado as regiões elevadas que apresentam perfis de circulação atmosférica mais complexas (DAMILANO, 2006).

Outro importante dispersor de poluentes é a temperatura do ar que expressa a energia contida no meio. Temperaturas mais baixas não geram movimentos verticais o que mantém os poluentes em níveis mais próximos à superfície. Por outro lado, as temperaturas mais altas conduzem a formação de movimentos horizontais, onde os poluentes são arrastados dos níveis mais baixos para os mais altos (DAMILANO, 2006; VIANELLO, 2000).

O vento é uma grandeza vetorial apresentando 3 componentes x, y, z as quais são responsáveis por transporte, diluição das plumas e turbulência respectivamente. A

velocidade do vento aumenta em relação à altura, ou seja, atinge as chaminés mais altas com maior velocidade dispersando uma quantidade maior de poluentes. Em situações de calmaria, onde ocorre estagnação do ar, proporciona um aumento nas concentrações dos poluentes. A direção do vento é denominada a partir da direção de onde eles sopram, portanto o ponto cardinal de onde vem o vento (DAMILANO, 2006; MARIN et al., 2008).

A escala de Beaufort foi desenvolvida por marinheiros para os diferentes estágios do estado do mar. A partir da velocidade do vento é possível determinar a denominação do vento e os indicadores no mar e na terra (MARINHA, 2011)

Figura 5. Escala de Beaufort velocidade do vento

Grau	Designação	m/s	km/h	nós	Aspecto do mar	Efeitos em terra
0	<i>Calmo</i>	<0,3	<1	<1	Espelhado	Fumaça sobe na vertical
1	<i>Aragem</i>	0,3 a 1,5	1 a 5	1 a 3	Pequenas rugas na superfície do mar	Fumaça indica direção do vento
2	<i>Brisa leve</i>	1,6 a 3,3	6 a 11	4 a 6	Ligeira ondulação sem rebentação	As folhas das árvores movem; os moinhos começam a trabalhar
3	<i>Brisa fraca</i>	3,4 a 5,4	12 a 19	7 a 10	Ondulação até 60 cm, com alguns <i>carneiros</i>	As folhas agitam-se e as bandeiras desfraldam ao vento
4	<i>Brisa moderada</i>	5,5 a 7,9	20 a 28	11 a 16	Ondulação até 1 m, <i>carneiros</i> frequentes	Poeira e pequenos papéis levantados; movem-se os galhos das árvores
5	<i>Brisa forte</i>	8 a 10,7	29 a 38	17 a 21	Ondulação até 2.5 m, com cristas e muitos <i>carneiros</i>	Movimentação de grandes galhos e árvores pequenas
6	<i>Vento fresco</i>	10,8 a 13,8	39 a 49	22 a 27	Ondas grandes até 3.5 m; borrifos	Movem-se os ramos das árvores; dificuldade em manter um guarda chuva aberto; assobio em fios de postes
7	<i>Vento forte</i>	13,9 a 17,1	50 a 61	28 a 33	Mar revolto até 4.5 m com espuma e borrifos	Movem-se as árvores grandes; dificuldade em andar contra o vento
8	<i>Ventania</i>	17,2 a 20,7	62 a 74	34 a 40	Mar revolto até 5 m com rebentação e faixas de espuma	Quebram-se galhos de árvores; dificuldade em andar contra o vento; barcos permanecem nos portos
9	<i>Ventania forte</i>	20,8 a 24,4	75 a 88	41 a 47	Mar revolto até 7 m; visibilidade precária	Danos em árvores e pequenas construções; impossível andar contra o vento
10	<i>Tempestade</i>	24,5 a 28,4	89 a 102	48 a 55	Mar revolto até 9 m; superfície do mar branca	Árvores arrancadas; danos estruturais em construções
11	<i>Tempestade violenta</i>	28,5 a 32,6	103 a 117	56 a 63	Mar revolto até 11 m; pequenos navios sobem nas vagas	Estragos generalizados em construções
12	<i>Furacão</i>	>32,7	>118	>64	Mar todo de espuma, com até 14 m; visibilidade nula	Estragos graves e generalizados em construções

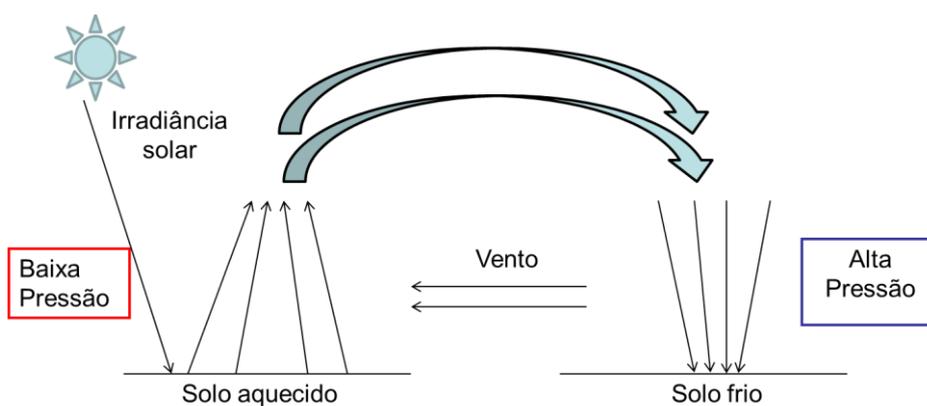
Fonte: www.marinha.mil.br.cprj/files/anexoh.pdf

A variação da velocidade do vento é diretamente proporcional aos valores do balanço de radiação, sendo maiores durante o dia. Ao nascer do Sol, momento em que ocorre uma variação de radiação negativa para positiva é possível perceber a velocidade baixa do vento (DAMILANO, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

Nos centros urbanos, o vento dilui os poluentes no ar limpo realizando uma mistura. Quando o vento é considerado calmo, velocidade de 0 a 1 km/hora, a diluição dos poluentes é lenta. Prédios e construções funcionam como obstáculos e também podem interferir na diluição dos poluentes no vento. Além disso, o vento quando em altas velocidades podem causar consequências como destelhamento de prédios, queda de árvores (DAMILANO, 2006; SILVA, 2006; VIANELLO, 2000).

A radiação recebida nas regiões tropicais é maior que a recebida nas regiões polares. Este desequilíbrio de calor latitudinal causa diferenças de pressão e é o que dirige a circulação da atmosfera e dos oceanos. A circulação atmosférica é proveniente da diferença de pressão entre duas regiões. Quanto maior for o gradiente de pressão, maior será a força de pressão e conseqüentemente os ventos vão se tornar mais intensos. O sistema de baixa pressão é denominado ciclone e caracterizado por chegada de chuva e nebulosidade. O movimento é ascendente e horário, os ventos são fortes e apresentam umidade alta. Entretanto, o sistema de alta pressão é denominado anticiclone pois seu movimento é subsidente e no sentido anti-horário. Ao contrário da baixa pressão, o sistema de alta pressão tem céu limpo e ventos leves o que durante a noite favorece a formação de inversões térmicas (VIANELLO, 2000).

Figura 6 . Ilustração dos movimentos vertical e horizontal da atmosfera.



Fonte: Adaptado de Marin et al. (2008)

Há ventos, denominados brisas, que alternam sua direção devido a inversões de sentido do gradiente de pressão. As brisas, sejam elas terrestres, marinhas ou da montanha, tem papel fundamental na caracterização da dispersão de poluentes devido aos efeitos de recirculação atmosférica (DAMILANO, 2006; VIANELLO, 2000).

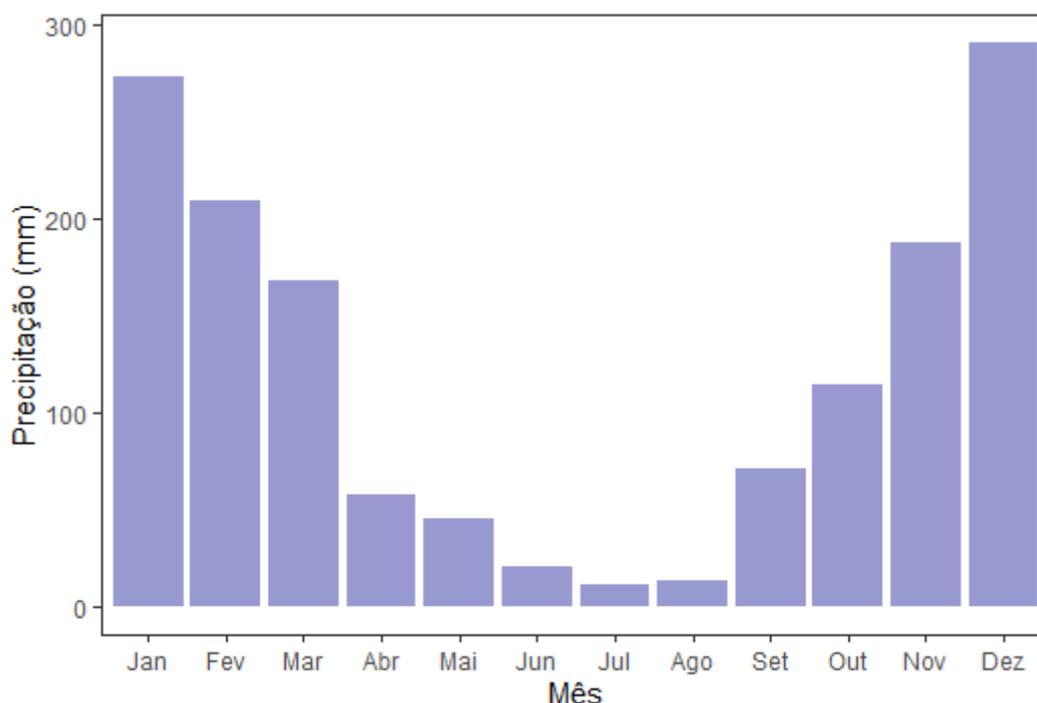
Desta forma, percebe-se a necessidade de investigar as condições meteorológicas e a composição química da deposição atmosférica, para que identifique a origem geográficas e os íons presentes na deposição.

3. METODOLOGIA

3.1.Área de estudo

O município de Lavras está localizado na mesorregião do Campo das Vertentes no Sul de Minas Gerais. O município possui uma área geográfica de 564,744 km², com uma população de 103.773 habitantes (IBGE, 2010). Localiza-se na latitude de 21° 13' 45,3'' sul e na longitude 44° 58' 32.4'' oeste com altitude média de 919 m. A precipitação anual, de acordo com a Normal Climatológica (1981-2010) referente a Lavras, é de 1461,8 mm e temperatura média anual de 19,4°C (INMET, 2010). O clima tropical de altitude da região Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico), segundo a classificação de Köppen, caracterizado por apresentar inverno seco e verão chuvoso (MARQUES et al., 2011).

Figura 7. Normal Climatológica (1981-2010) referente ao município de Lavras.



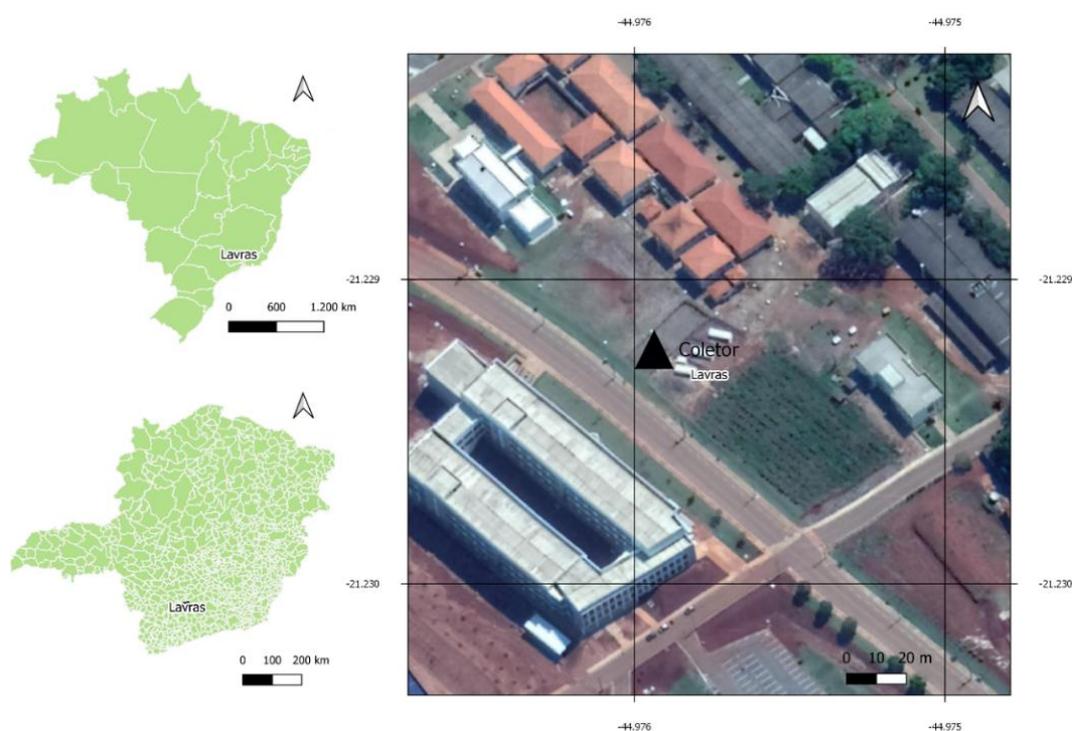
Fonte: Adaptado INMET.

A região Sul de Minas destaca-se por ser uma das maiores regiões agropecuárias do Brasil, especialmente pela produção de café e leite, apesar da presença de outras culturas agrícolas (soja, milho e feijão) e da criação de gado de corte. Outros setores de

atividades do município são indústria de construção civil, metalúrgico, alimentício, extração mineral, comércio entre outros serviços (IMRS, 2018).

A área de estudo está localizada na Universidade Federal de Lavras, UFLA. O aparato amostral foi posicionado a 1,5 m de elevação e no mínimo 5 m de construções vizinhas. Detalhes da região de amostragem podem ser vistos nas Figura 8 e 9.

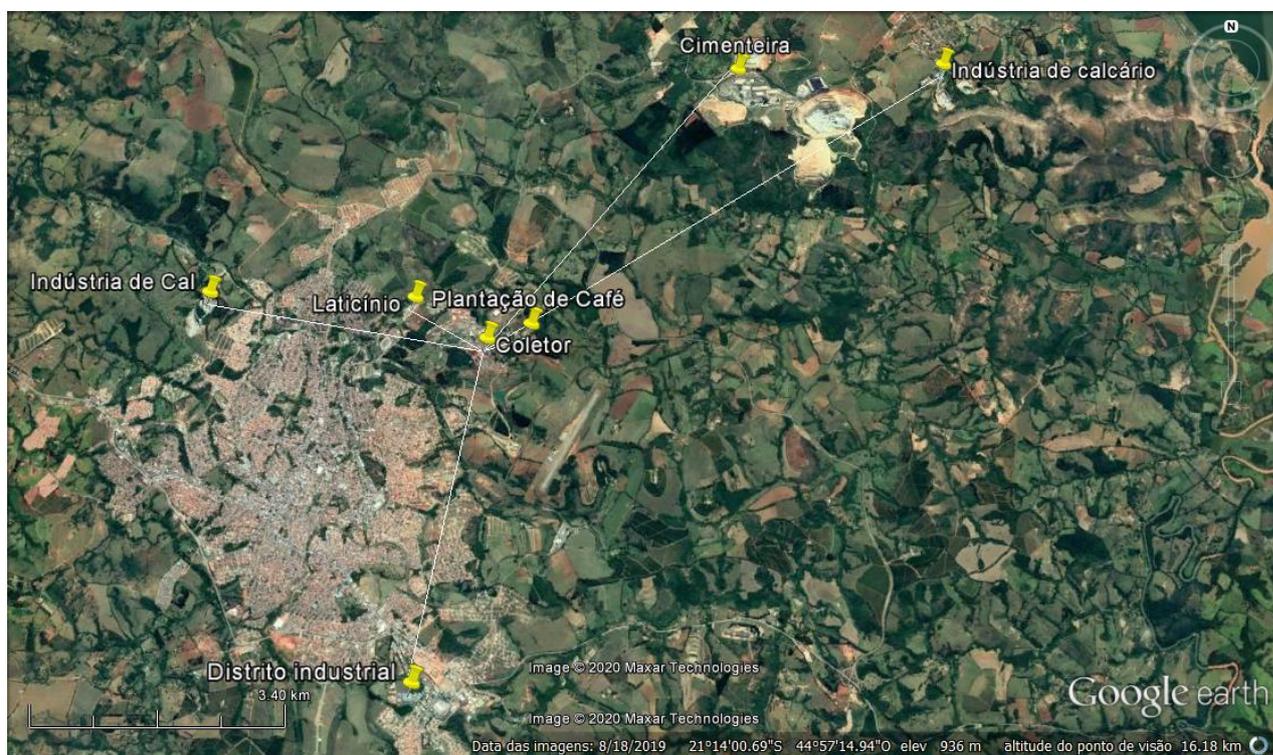
Figura 8. Mapa de referência do local de amostragem para análise de deposição atmosférica.



Fonte: elaboração própria, levando em consideração as bases cartográficas do IBGE (<https://downloads.ibge.gov.br/index.htm>).

No raio de 6 km do coletor foi possível verificar industriais tais como laticínios, cimenteiras e produção de calcário. Além disso, dentro da Universidade Federal de Lavras, existem atividades do setor agroindustrial, como plantações de café e criação de animais (suínos).

Figura 9. Mapa de referência do ponto de amostragem e a proximidade de indústrias na cidade de Lavras- MG.



Fonte: elaboração própria com o auxílio do Google Earth (2020).

3.2.Dados meteorológicos

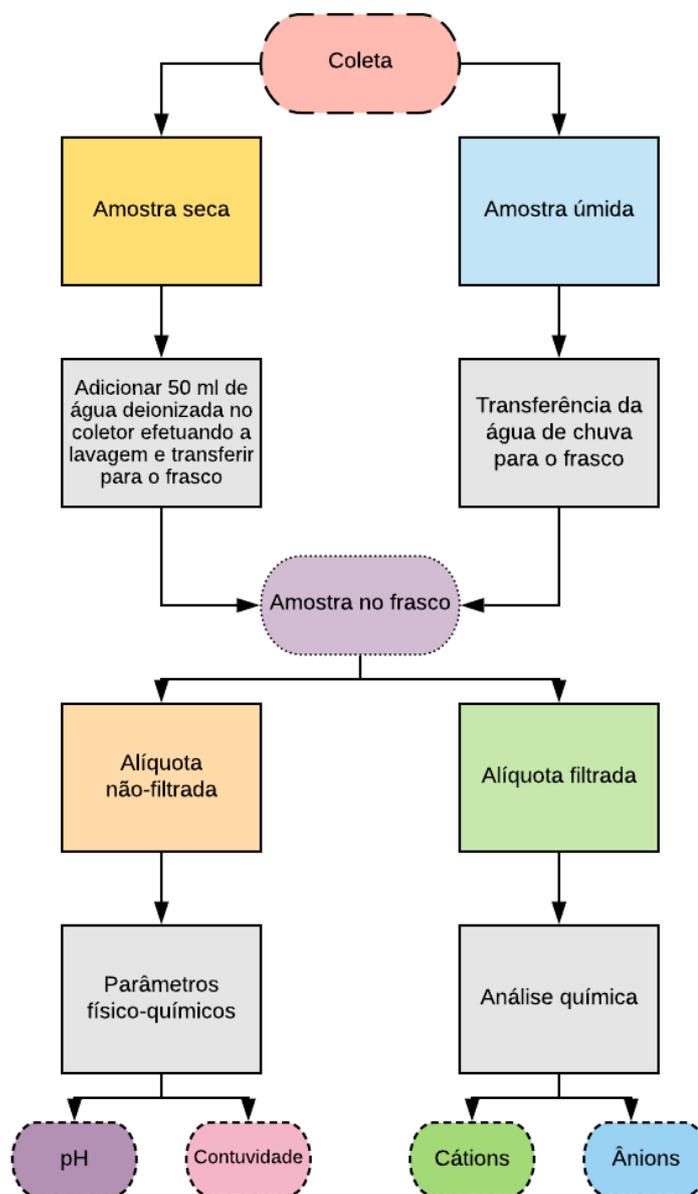
Os dados meteorológicos utilizados foram direção e velocidade do vento, referentes à estação 83687 do INPE localizada na Universidade Federal de Lavras disponibilizados no banco de dados CPTEC (INPE, 2018). Utilizou-se o programa WRPLOT View (Wind Rose Plots for Meteorological Data), programa operacional de rosa dos ventos para dados meteorológicos. Uma rosa dos ventos representa a frequência da ocorrência de ventos em cada um dos setores de direção e classes de velocidade do vento especificados para um determinado local e período de tempo analisado (LAKES ENVIRONMENTAL, 2018).

3.3. Análise amostral

A amostragem foi realizada dentro do campus da Universidade Federal de Lavras no período de março a dezembro de 2018. As campanhas amostrais foram feitas através de um coletor que possui amparo de tela de nylon, estrutura de PVC com banho anti-UV e disposto a 1,5m da superfície. As amostras foram coletadas com intervalos de uma semana, totalizando 33 amostras de deposição atmosférica. Após cada período de amostragem o material foi encaminhado para o laboratório de poluentes atmosféricos na UFLA onde foi realizado a análise físico-químicas (pH e condutividade elétrica) e determinado o volume amostral. Na ausência de precipitação, é adicionado 50 ml de água deionizada no coletor efetuando a lavagem do material depositado no recipiente. Neste caso, a amostragem é classificada como deposição atmosférica seca, em contrapartida quando ocorre precipitação a amostra é denominada deposição atmosférica total.

No laboratório após as análises, uma fração da amostra foi filtrada por meio de uma membrana Millex com diâmetro de 0,22 μm a fim de eliminar micro-organismos presentes no analito. Em seguida, essa fração foi armazenada em frascos de polietileno, os quais permanecem condicionados até o momento da utilização. Posteriormente os frascos contendo amostra são mantidos congelados a -18°C até a análise cromatográfica, a qual foi realizada no laboratório de processos atmosféricos localizado na Universidade de São Paulo (USP) onde foram quantificados os cátions amônio (NH_4^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) e potássio (K^+) e os ânions nitrato (NO_3^-), acetato ($\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2^-$), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e oxalato ($\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$).

Figura 10 . Fluxograma das etapas de análise amostral realizadas neste estudo.



3.4. Análises físico-química

O pHmetro (modelo AKSO AK) foi calibrado com solução tampão de pH 4,00 e 7,00, respectivamente. As medições de condutividade foram realizadas com o auxílio do condutivímetro (modelo AKSO AK 151), calibrado com uma solução padrão de 1413 μScm^{-1} de cloreto de potássio (KCl). Para cromatografia iônica foi utilizado o cromatógrafo iônico (modelo Metrohm 851), com coluna aniônica Metrosep Asupp 5

(250 mm – 4 mm) coluna Metrosep C2 150 (150 mm - 4 mm). A quantificação analítica foi realizada usando uma curva de calibração externa a partir das concentrações padrão para os íons avaliados. Os íons NO_3^- e NH_4^+ apresentaram limites de detecção inferiores a $1.0 \mu\text{molL}^{-1}$.

3.5. Análise estatística

Calculou-se a média ponderada pelo volume (MPV), com o objetivo de limitar a influência de concentrações muito altas em chuvas de baixo volume, bem como efeitos de diluição em chuvas muito intensas (LEAL et al., 2004; VIEIRA-FILHO et al., 2013). Para o cálculo da MPV para as espécies iônicas de concentração [X], analisadas nas n amostras de deposição atmosférica com volume V cada, seguindo a equação abaixo (UNECE, 1999).

$$[\text{X}]_{\text{MPV}} = \frac{\sum_{i=1}^n [\text{X}]_i V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (\text{Equação 1})$$

As análises foram realizadas em Excel, versão 2016 (CORPORATION, 2016).

Para os cálculos de deposição atmosférica utilizou-se os dados cromatográficos (íons) e físico-químicos (volume) das espécies analisadas. A área superior do coletor foi considerada para transformar o volume de amostra (V_i) para milímetros de lâmina d'água. Logo após utilizou-se os valores do volume obtidos para cada coleta em ml. Por fim, com os dados de massa molares (MM_i) e das concentrações das espécies químicas (X_i) analisadas foi possível quantificar a deposição total atmosférica (D) em unidades de massa por área (kg/m^2).

$$D = \frac{[X_i] * MM_i * V_i}{\text{área do coletor}} \quad (\text{Equação 2})$$

Área do coletor = $0,0438 \text{ m}^2$

Com auxílio da equação 1 foi possível quantificar a deposição de nitrogênio na forma de nitrato e amônio.

O tratamento dos dados e a análises estatísticas descritivas foram realizadas a partir de linguagem de programação R, versão 3.6.3, com suporte do IDE R Studio, 2020 com o auxílio do pacote *ggplot2* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

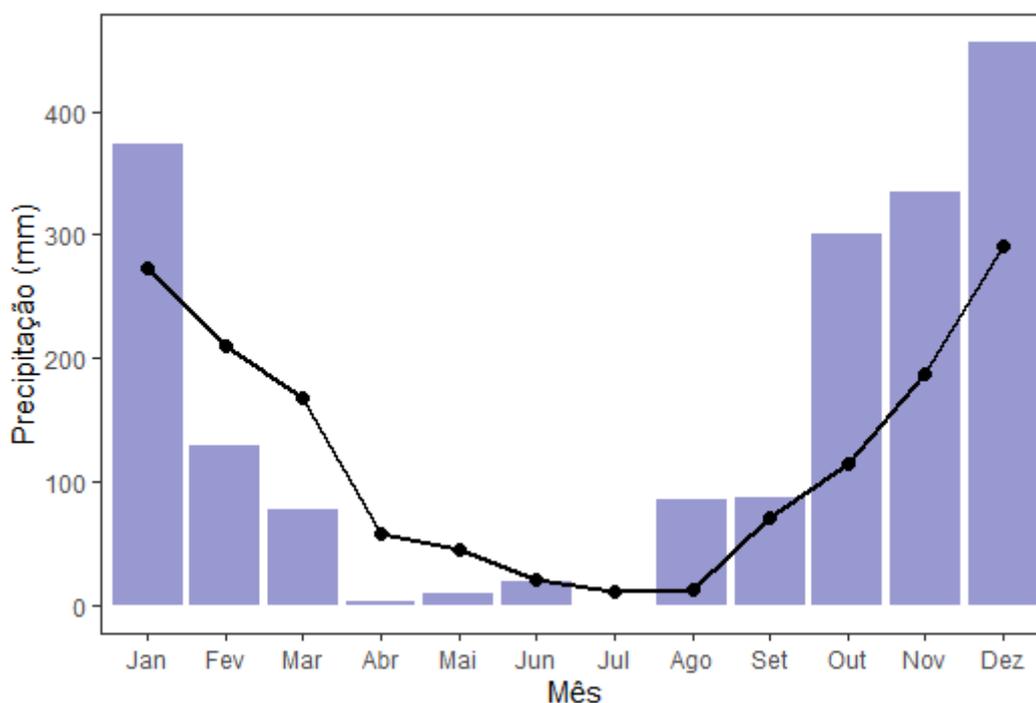
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Avaliação meteorológica do período de estudo

A partir dos dados disponibilizados pelo BDMEP para a estação de Lavras observou-se que o dia mais quente do ano de 2018 ocorreu durante a primavera, especificamente no dia 04/10 em que a temperatura máxima registrada foi de 33,2°C e mínima de 20,3°C. Em contrapartida, o dia mais frio ocorreu no dia 12 de agosto com mínima de 6, 7°C.

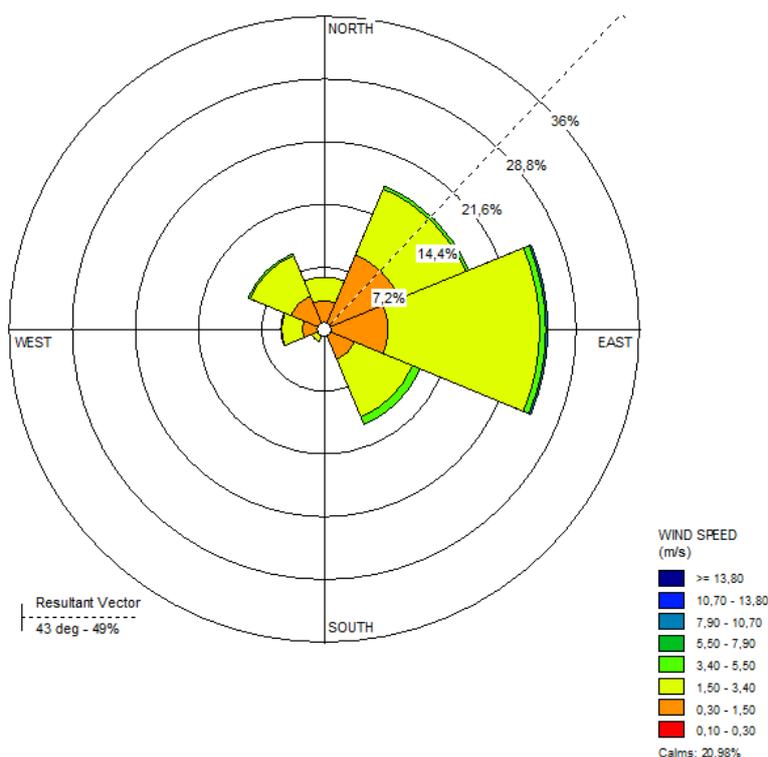
A precipitação anual do município de Lavras, segundo a Normal Climatológica (1981-2010) (INMET, 2010), foi de 1462 mm. Em 2018, a precipitação total foi de 1530 mm ,com um aumento 28% em relação a normal climatológica (1981-2010). Durante o período em consideração neste trabalho (2018) ocorrem períodos longos sem precipitação durante o inverno e em contrapartida o período de verão representa a estação mais chuvosa.

Figura 11. Precipitação mensal em 2018 (barras) e a normal climatológica 1981-2010 (linhas) para o município de Lavras-MG.



Os ventos em Lavras para o ano 2018 (Figura 13) foram de Nordeste (NE), Leste(E) e Sudeste (SE) sendo que os ventos de Leste constituíram a direção predominante durante o período de coleta. A sazonalidade do vento em Lavras é pequena, variando 12% em relação à média, ao longo do ano. Para definir a velocidade média dos ventos foi utilizada a escala de Beaufort (Figura 5), onde 43% dos dados anuais apresentaram velocidade média entre 1,50 a 3,40 m/s sendo classificado como brisa leve. A intensidade do vento é muito variável, pois sofre interferências de construções, relevo local entre outros. Para o ponto de amostragem em questão, na direção sul do coletor está o prédio das Engenharias ABI o que pode indicar uma barreira física para ventos de Sul.

Figura 12 . Rosa do ventos representando os meses de março a dezembro de 2018, respectivamente, elaborada com WRPLOT. As cores indicam a velocidade do vento, em m/s.



4.2. Validação das amostras de deposição atmosférica

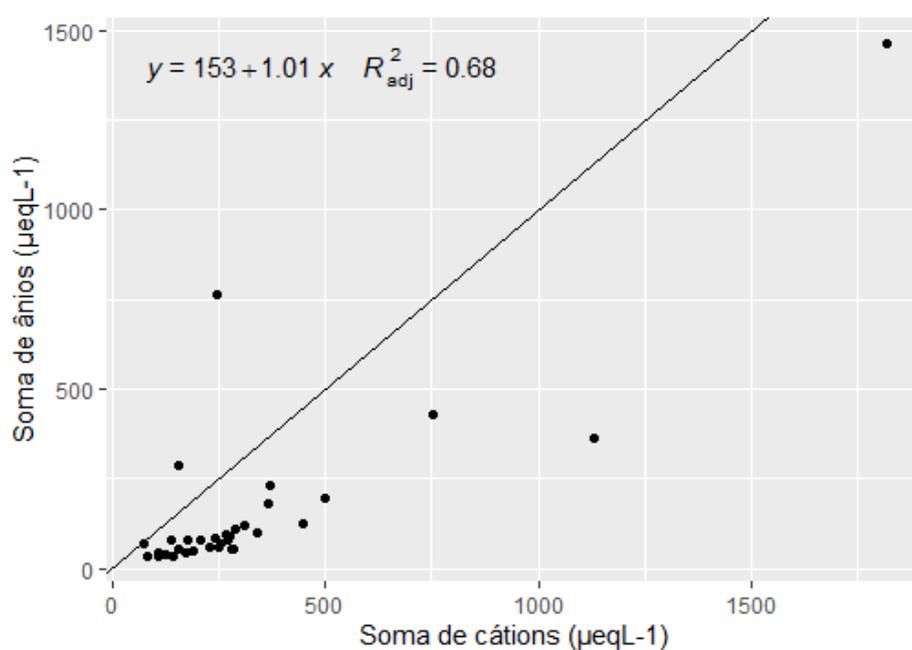
Para as amostras de deposição atmosférica dos meses de março a dezembro foi obtida a concentração em μmolL^{-1} para cátions como NH_4^+ , Ca^{2+} , Na^+ e K^+ e para ânions

como NO_3^- , CH_3COO^- , HCOO^- , Cl^- , SO_4^{2-} e $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$. A concentração H^+ considerada para o cálculo da soma de cátions foi obtida através da conversão do valor do pH de cada amostra.

A fim de verificar as condições dos dados foi feito o balanço iônico das amostras.

$$\begin{aligned} \Sigma_{\text{cátions}} &= [\text{H}^+] + [\text{NH}_4^+] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \\ \Sigma_{\text{ânions}} &= [\text{Cl}^-] + [\text{NO}_3^-] + [\text{NO}_2^-] + [\text{CH}_3\text{COO}^-] + [\text{HCOO}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + \\ &\quad [\text{C}_2\text{O}_4^{2-}] \end{aligned} \quad (\text{Equação 3})$$

Figura 13 . Correlação entre a soma de cátions e soma de ânions para as amostras de deposição atmosférica de 2018. $R^2=0,68$, $p<0,05$.



Ao somar a equivalência de ânions e a de cátions verifica-se a predominância de espécies catiônicas. Porém, há uma boa correlação linear entre os dois parâmetros, estatisticamente significativa ($R^2=0,68$, $p<0,05$). O déficit de ânions pode ser devido à ausência da quantificação de ânions carbonatos e bicarbonatos das amostras.

Para fazer a validação das amostras analisadas, utilizou-se o critério em que soma equivalente de cátions é maior ou igual a soma equivalente de ânions. Apenas duas amostras não foram validadas pois apresentaram soma de ânions maior que soma de cátions, possivelmente essas amostras sofreram algum tipo de contaminação.

4.3. Concentração das espécies nitrogenadas em MPV

Conforme a tabela 2, observa-se que o íon de amônio apresentou o menor valor de MPV no mês de agosto ($1,1 \mu\text{molL}^{-1}$). O mesmo ocorre para o íon de nitrato apresentando também em agosto o menor valor de MPV ($2,53 \mu\text{molL}^{-1}$). O maior valor de MPV do íon de amônio foi no mês de março ($35,37 \mu\text{molL}^{-1}$) e do íon de nitrato no mês de abril ($49,60 \mu\text{molL}^{-1}$). Por fim, com relação ao MPV total, houve abundância das duas espécies teve a seguinte ordem: $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$.

Tabela 2. Média ponderada pelo volume (MPV) em μmolL^{-1} para as amostras de deposição atmosférica total do período analisado.

Mês	NH_4^+ (uM)	NO_3^- (uM)
Março/18	35,37	18,46
Abril/18	12,02	49,60
Mai/18	8,75	21,42
Junho/18	15,91	29,81
Julho/18	7,41	47,37
Agosto/18	1,11	2,53
Setembro/18	20,77	28,20
Outubro/18	22,18	16,68
Novembro/18	13,05	6,15
Dezembro/18	12,46	8,05
Total (mar-dez 18)	15,69	10,63

As amostras foram separadas de acordo com sua sazonalidade para os períodos de outono (10 amostras), inverno (5 amostras), primavera (11 amostras) e verão (2 amostras) respectivamente. Com base nos resultados as concentrações molares, os dados foram apresentados de acordo com sua sazonalidade dentro de um intervalo de máximos e mínimos, representados pela tabela 3. É de suma importância analisar a razão entre as

espécies de nitrogênio a fim de verificar quais são os processos de deposição atmosférica dominantes.

Tabela 3. Variações sazonais de nitrato e amônio.

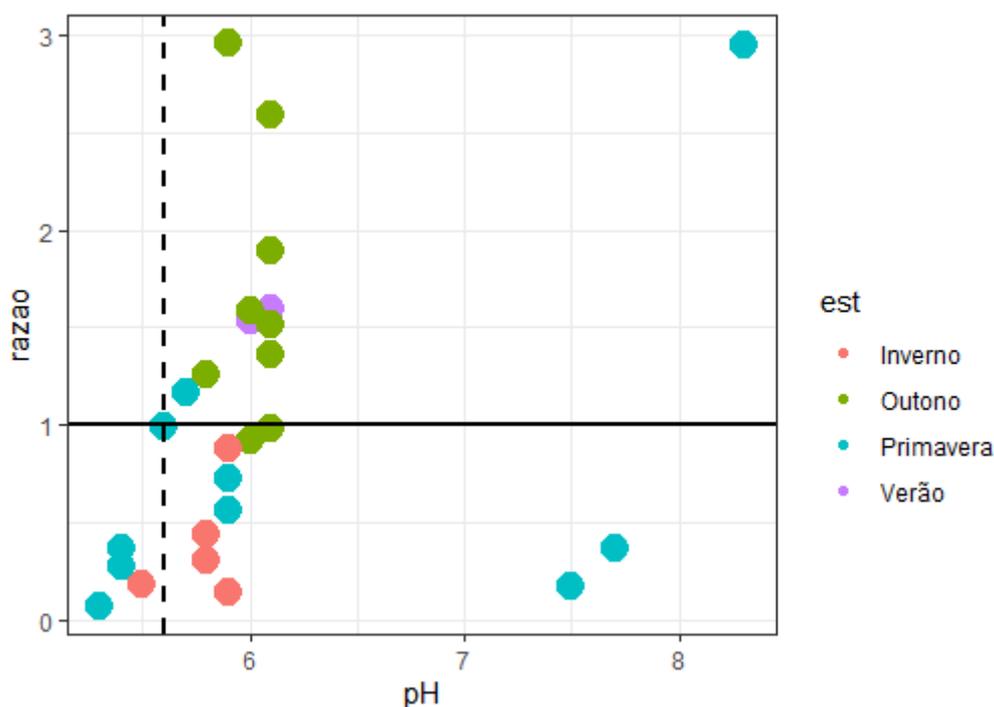
Período	NH ₄ ⁺ (uM/L)	NO ₃ ⁻ (uM/L)	Razão (NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻)
Verão	8,7 – 19,6	5,7 – 12,2	1,53 – 1,61
Outono	2,7 – 62,2	7,2 - 137	0,37 – 0,45
Inverno	1,1 – 22,2	2,5 – 125,3	0,44 – 0,17
Primavera	6,3 – 37,1	4,2 – 22,6	1,5 – 1,64

A partir da tabela 3, verifica-se que o maior intervalo ocorreu na primavera cuja estação é caracterizada pelo início do ciclo hidrológico. Devido à caracterização climática da região com os meses de abril a agosto apresentarem baixa pluviosidade, nota-se o aumento das concentrações das espécies de nitrogênio na atmosfera. Tal mecanismo é evidenciado pelas altas concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ nas amostras nas estações de transição (primavera e outono). Além disso, Lavras pode ser caracterizada como uma cidade com desenvolvimento de atividades agrárias. De acordo com o calendário agrícola da Embrapa a maioria dos plantios são realizados na primavera havendo aumento da utilização de fertilizantes (VIEIRA, 2017). Essa prática aumenta a volatilidade de NO₃⁻ o que resulta o aumento dos intervalos analisados.

A figura 14 representa os dados obtidos da razão NH₄⁺ /NO₃⁻ e o pH das amostras coletadas no período do estudo. Nota-se predominância de pH alcalino, visto que o valor de referência para águas de chuva é de 5,69 (LENZI; FAVERO, 2009), devido a presença de dióxido de carbono, e posterior formação de ácido carbônico e bicarbonato em solução. O valor máximo de pH foi de 8,29 e ocorreu durante outono, em uma amostra de

deposição total (seca + úmida). Em contrapartida, o menor valor de pH foi de 5,34 no outono, sendo representado por uma amostra de deposição seca.

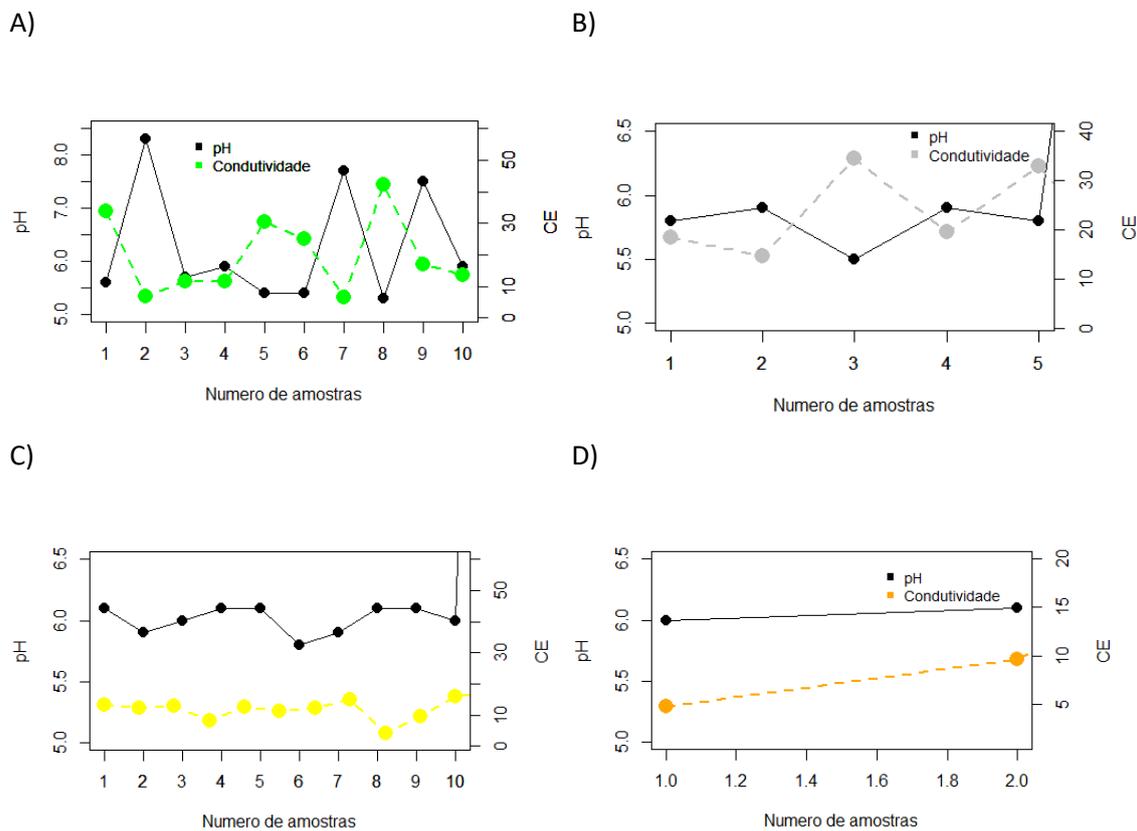
Figura 14. Variações sazonais relacionadas ao pH das amostras.



Ao analisar a tabela 3, a razão de nitrato e amônio superiores a 1 indicam predominância de espécies de nitrogênio reduzido em contrapartida as que apresentam razão inferior mostram o inverso. Cabe destacar que as amostras coletadas no inverno apresentaram valores de pH próximos e sempre com razões inferiores a 1.

Na figura 15, o padrão esperado entre a relação pH e condutividade deve ser inversamente proporcional, devido a contribuição do íon H^+ . Observa-se que para o período de inverno apresentou o maior valor de condutividade de $34,5 \mu Scm^{-1}$ e o menor valor de condutividade para o período de primavera de $4,3 \mu Scm^{-1}$. Cabe ressaltar que a divisão das amostras de acordo com sua sazonalidade evidenciou que a falta de homogeneidade entre os períodos de coleta, prejudicando essa avaliação. Em relação ao verão, por exemplo, obteve-se apenas 2 amostras o que pode afetar sua avaliação.

Figura 15. Variação temporal das variáveis pH e CE referente as amostras de deposição total sazonal de A) Outono, B) Inverno, C) Primavera e D) Verão.



4.4. Fluxo de deposição atmosférica de nitrogênio

A tabela 1 apresenta os valores do fluxo de deposição atmosférica, em unidades de mg/m², por mês. O fluxo total anual foi estimado, em unidade de kg/ha/ano.

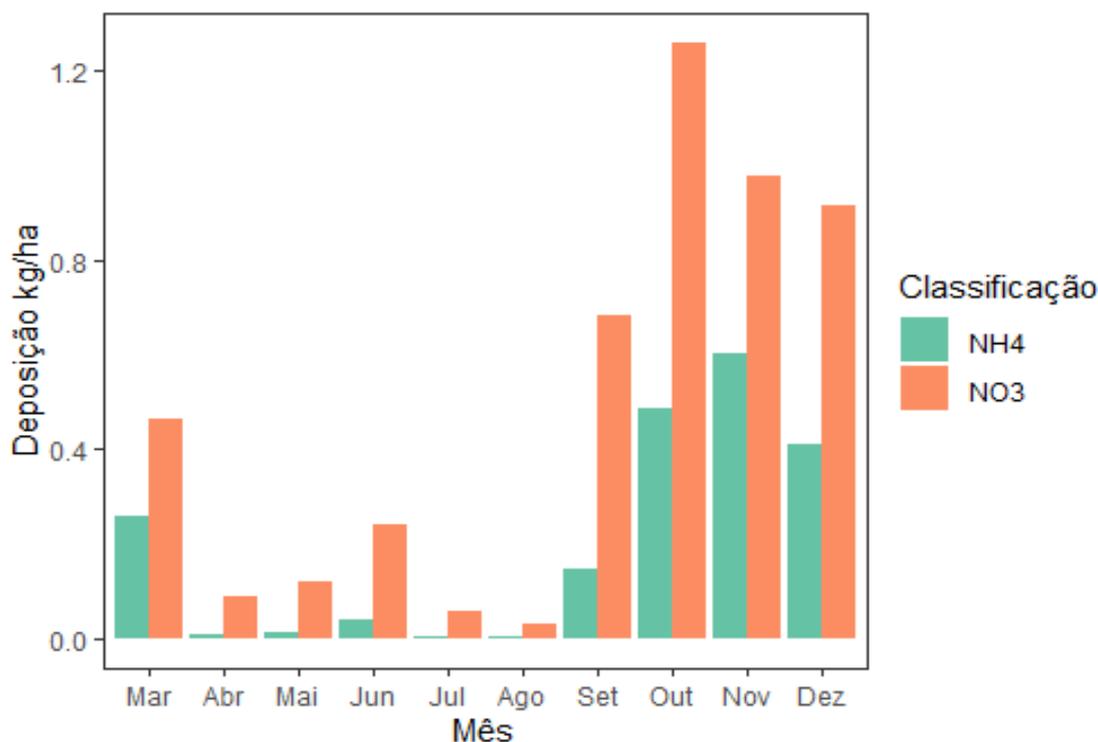
Tabela 4. Fluxo de deposição atmosférica total por mês e deposição atmosférica total anual em kg/ha

Mês	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
Março/18	0,258	0,465
Abril/18	0,0063	0,089

Maio/18	0,014	0,119
Junho/18	0,037	0,241
Julho/18	0,002	0,055
Agosto/18	0,003	0,030
Setembro/18	0,145	0,680
Outubro/18	0,485	1,258
Novembro/18	0,600	0,975
Dezembro/18	0,410	0,914
Total	1,92	4,49
Total anual	2,31	5,39

A figura 13 representa a deposição atmosférica (kg/ha) por mês de todas as amostras analisadas. Intervalos longos entre eventos de precipitação tendem a provocar o aumento das concentrações de partículas no ar e simultaneamente o aumento da deposição (seca) de partículas sedimentáveis sobre a borda do coletor de amostras. Após longos período de seca/estiagem, pequenos volumes de chuva apresentam maiores concentrações de espécies iônicas dissolvidas. É possível observar que a deposição diminui entre os meses de abril a agosto, justamente os meses caracterizadas por serem secos. Em compensação, os meses caracterizados por apresentar maiores volumes de precipitação, a deposição atmosférica aumentou 87% para amônio e 97% para nitrato em relação aos meses secos. O fluxo de deposição atmosférica anual foi feito por estimativas, devido a falta de coleta nos meses de janeiro e fevereiro.

Figura 16. Fluxo de deposição atmosférica das espécies de nitrato e amônio para o período de março a dezembro de 2018.



A partir dos dados de fluxo de deposição atmosférica para os meses analisados percebe-se que o fluxo $\text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+$. O fluxo de nitrato foi de 4,49 kg/ha 2.34 vezes maior que o fluxo de amônio de 1,92 kg/ha. De forma análoga, para o fluxo de deposição total anual de amônio foi 2.3 menor que o de nitrato.

A fim de comparar o fluxo de deposição atmosférica (kg ha^{-1}) em Lavras, a tabela 5 apresenta valores de referência de outras regiões no Brasil. É notório que o fluxo de deposição em Maceió (AL) é o inferior, isso pode ser devido à proximidade do oceano e a predominância de ventos de origem oceânica (HENRIQUE, 2008). De forma análoga, Niterói também apresenta ventos e proximidade do oceano, porém tem maior contribuição de fontes antrópicas devido a isso o fluxo de deposição é maior (DE SOUZA et al., 2006; SILVA, 2009). São José do Rio Preto está localizado no estado com maior urbanização e industrialização do país causando aumento do fluxo de deposição (MEDEIROS, 2011). Sendo assim, ao analisarmos o fluxo de deposição amônio do presente estudo percebe-se que é superior apenas ao de Maceió. A região de Lavras é

caracterizada pela produção agrícola, conseqüentemente o uso de fertilizantes contribui para o aumento de NH_4^+ .

Tabela 5 . Fluxo de deposição atmosférica total de nitrato e amônio (kg ha^{-1}) para diferentes regiões do Brasil.

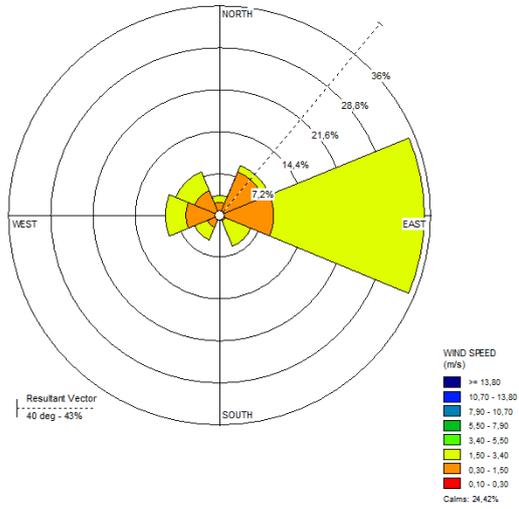
Fonte	Período de amostragem	Local de amostragem	NH_4^+	NO_3^-
Esse trabalho	Mar/Dez 2018	Lavras (MG)	1,92	4,49
(PEREIRA, 2019)	Out 2017/Abr 2018	Lavras (MG)	1,64	2,78
(DE SOUZA et al., 2006)	Ago 2008/Ago 2009	Niterói (RJ)	3,40	3,90
(SILVA, 2009)	Abr 2005/Fev 2006	Niterói (RJ)	2,9	1,7
(MEDEIROS, 2011)	Mar 2009/Set 2010	SJRP(SP)	3,07	1,60
(HENRIQUE, 2008)	Fev 2007/Fev 2008	Maceió (AL)	0,55	0,62

4.5.Avaliação da Dispersão de Poluentes

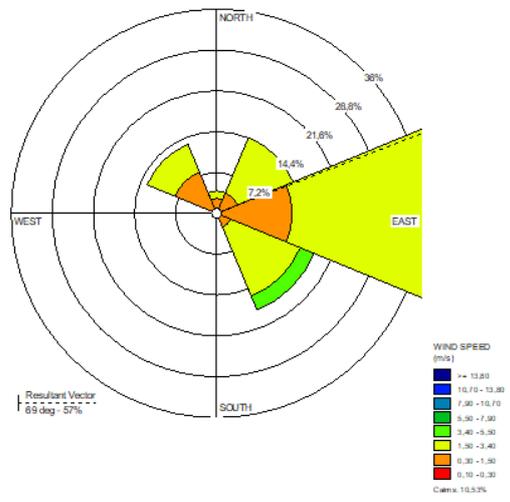
O vento corresponde a uma variável importante na identificação das condições atmosféricas e na representação do tempo. Por isso, fez-se o levantamento dos dados de vento que correspondem a área deste estudo no período analisado (março-dezembro 2018).

Figura 17. Rosa do ventos dos meses de março a dezembro, respectivamente, elaborada com WRPLOT. As cores indicam a velocidade do vento, em m/s.

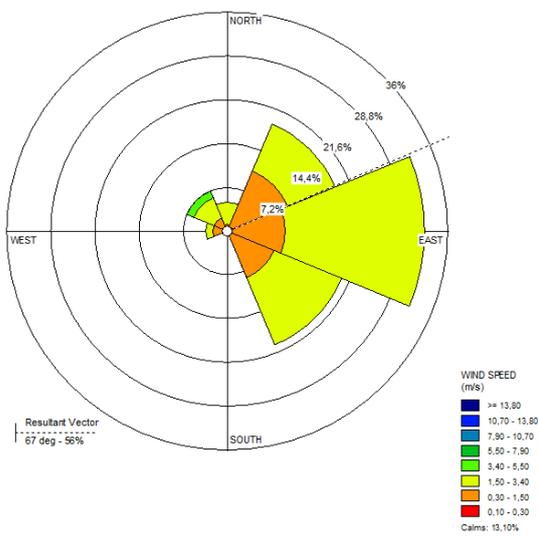
a)



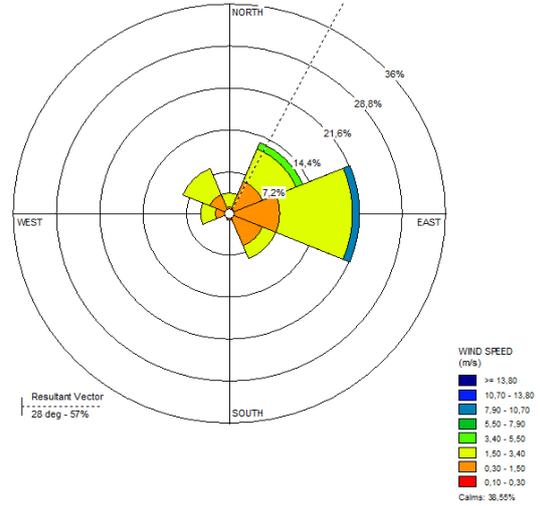
b)



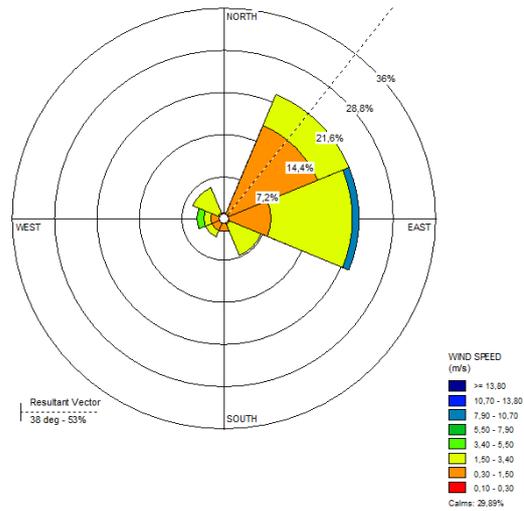
c)



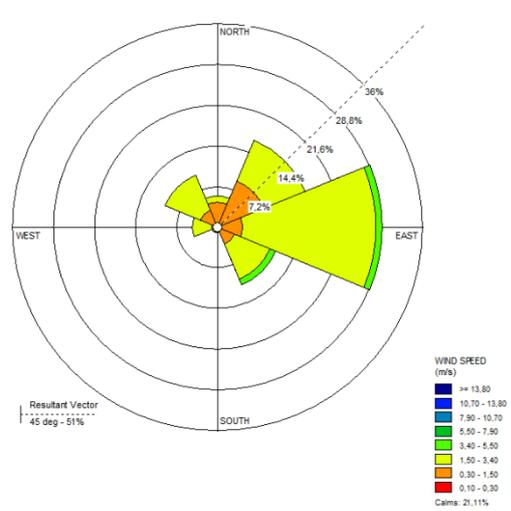
d)



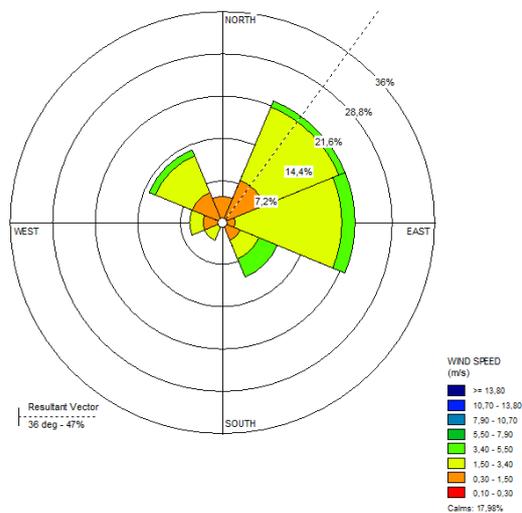
e)



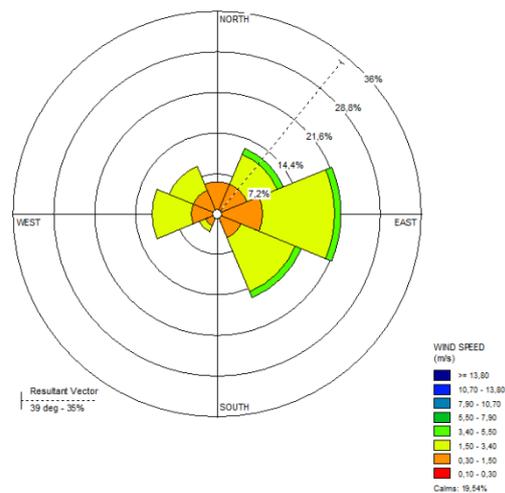
f)



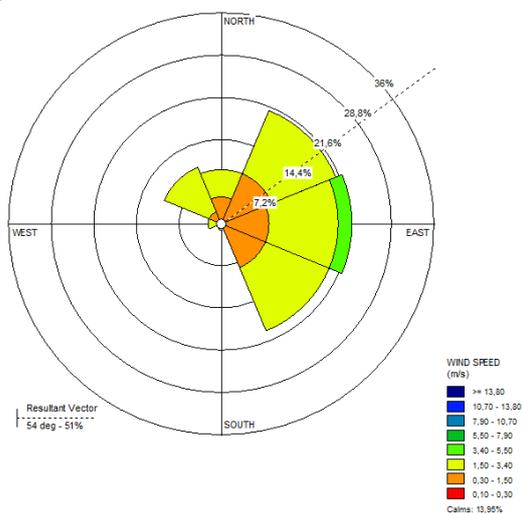
g)



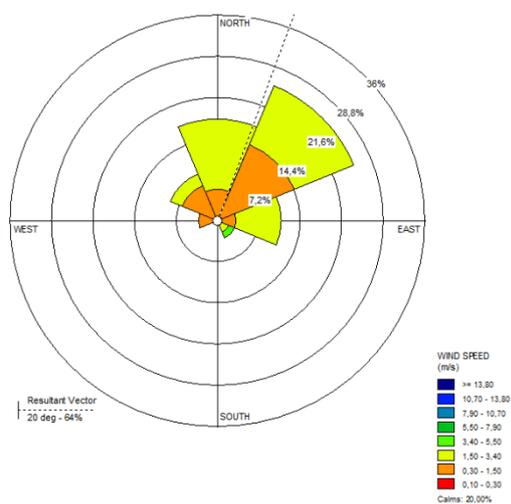
h)



i)



j)



Conforme os registros das rosas percebe-se que houve maior frequência de ventos de Leste (E), em seguida aparecem ventos de Nordeste (NE) e Sudeste (SE). A frequência média (42%) de ventos de Leste é dos meses março, abril e maio caracterizados pela estação de outono. De acordo com a escala de Beaufort (Figura 5) a velocidade média para período de março a dezembro está na faixa de 0,3 a 1,5 e 1,5 a 3,4 m/s sendo classificados como aragem (ventos fracos) e brisa leve, respectivamente.

Os meses de junho e julho foram os únicos que apresentaram velocidade média na faixa de 7,90 a 10,70 m/s sendo considerado como brisa forte. Esse aumento de velocidade sugere presença de frentes frias, visto que os meses são caracterizados pela

passagem desses sistemas frontogênicos e suas respectivas massas de ar. No entanto, para os mesmos meses houve maior presença de calmaria (39% e 30%) e as maiores frequências (33%) de ventos com velocidade média 0,3 a 1,5 m/s. O inverno no Sudeste brasileiro é caracterizado por apresentar ventos de menor intensidade, o que é razoável com o maior valor de calmaria no período (QUADRO et al., 2010).

Tabela 6 . Velocidade e direção do vento e as razões das espécies nitrogenadas ($\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$) para o período em análise.

Data	Razão $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	Velocidade média (m/s)	% Calmaria
Março	1,57	1,27	24
Abril	0,35	1,74	11
Mai	0,32	1,63	13
Junho	0,45	1,19	39
Julho	0,14	1,34	30
Agosto	0,44	1,55	21
Setembro	0,98	1,85	18
Outubro	1,07	1,54	20
Novembro	1,99	1,67	14
Dezembro	1,57	1,36	20

O período de predominância de espécies oxidadas, ou seja, maior concentração de amônio se deu no momento em que a velocidade média do vento era menor (1,45 m/s) para os meses que correspondem as estações de outono e inverno. No inverno ocorre diminuição de vento vertical, o que faz com que o ar frio fica embaixo e o ar quente acima, dificultando a dispersão dos poluentes. Entretanto, o mês de março sendo da estação de outono apresentou divergência dos demais com razão superior a 1 e o segundo valor de velocidade média menor. Este mês é caracterizado por apresentar precipitação superior aos demais meses do outono.

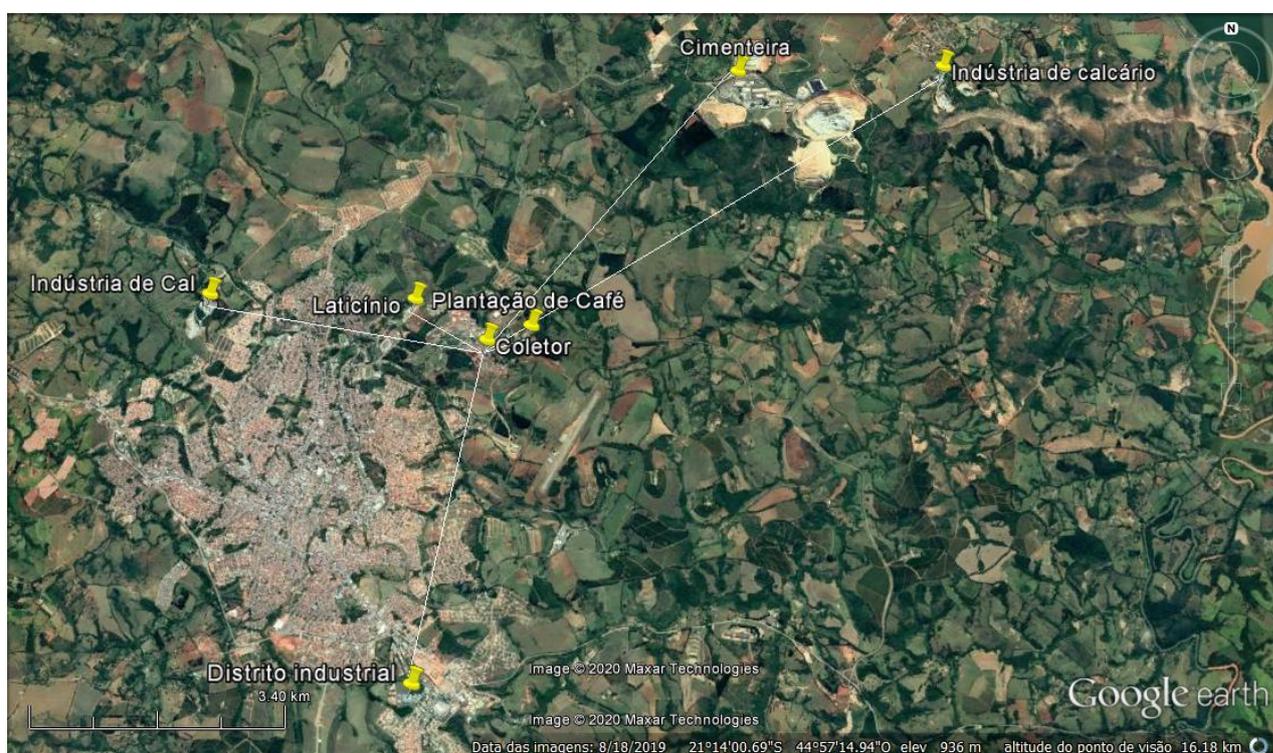
As espécies reduzidas, foram dominantes nas estações de primavera e verão, sendo caracterizadas por apresentarem os maiores valores de velocidade média do vento

(1,65 m/s). As direções predominantes dos ventos continuam sendo de Leste (E), Nordeste (NE) e Sudeste (SE), no entanto, pode-se perceber que houve uma maior influência de ventos de Norte e Noroeste quando comparada com as outras estações. No verão, devido à instabilidade atmosféricas, as condições atmosféricas são mais propícias para a dissipação e diluição dos poluentes.

A fim de verificar a influência de fenômenos meteorológicos, como o vento, na dispersão de poluentes as rosas dos ventos foram analisadas para identificar as possíveis fontes de emissão, transporte até a deposição no ponto de coleta.

Através da figura 9 foi possível analisar o ponto de amostragem e a localidade de indústrias na cidade de Lavras. As direções do ponto de amostragem até as possíveis fontes foram traçadas de forma que pudesse fazer a associação com as direções dos ventos representadas na figura 17.

Figura 9 . Mapa de referência do ponto de amostragem e a proximidade de indústrias na cidade de Lavras- MG.



Fonte: elaboração própria com o auxílio do Google Earth (2020).

Figura 18. Representação da rosa dos ventos referente a março-dezembro 2018 no ponto de amostragem.



Fonte: elaboração própria com o auxílio do Google Earth (2020).

Dentro da UFLA existe uma plantação de café localizada a Nordeste (NE) do ponto de amostragem, os meses que tiveram as maiores frequências de ventos NE foram de setembro a dezembro. De maneira análoga, os mesmos meses apresentaram domínio de espécies reduzidas, ou seja, predominância de amônio nas amostras que pode ser devido ao uso de fertilizantes a base de amônia nas plantações. Também a Nordeste (NE) do ponto de amostragem encontra-se a cidade Ijaci (MG) que conta com duas empresas de grande porte, sendo uma cimenteira e outra de calcário. A exploração de calcário emite material particulado de cor branca e durante a produção de cimento é emitido dióxido de carbono (CO_2), dióxido de nitrogênio (NO_x) entre outros.

A mineradora, localizada na cidade de Nazareno a 67 km e na direção Leste (E) do ponto de amostragem, é produtora mundial de concentrado de espodumênio, tântalo, estanho em lingotes e feldspato. Dentro da área de estudo encontra-se outra mineradora responsável pela produção de cal, localizada na cidade de Lavras a Noroeste (NW) do ponto de amostragem. As indústrias de mineração provocam a poluição do ar por particulados suspensos, transporte ou por gases emitidos da queima de combustível.

Dentre os poluentes gasosos associados à atividade, destacam-se os óxidos de carbono (CO e CO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂) entre outros.

A Noroeste (NW) encontra-se um laticínio sendo a indústria mais próxima do ponto de amostragem. As emissões atmosféricas de laticínios originam-se principalmente da emissão de gases (CO, NO_x e SO_x) e material particulado (MP) devido à queima de combustíveis (lenha, óleo ou gás natural) para gerar vapor em caldeiras.

É notório que todas as indústrias analisadas que estão localizadas próximas ao ponto de amostragem emitem os óxidos de nitrogênio (NO_x). Além disso cabe ressaltar que dentro da UFLA existe um grande fluxo de veículos os quais também emitem os NO_x. O dióxido de nitrogênio (NO₂) é fonte de nitrato na forma de aerossóis (MP_{2,5}). As espécies nitrogenadas do presente estudo estão relacionadas principalmente a processos de queima de combustíveis (emissão de NO_x), fertilizantes a base de nitrogênio (volatilização de amônia (NH₃) e emissão de NO da atividades microbológica do solo), além da queima de biomassa (emissão de NO_x e NH₃) (ARAÚJO, 2011; VIEIRA, 2017).

5. CONCLUSÃO

Durante o período de estudo (março a dezembro de 2018) o pH da deposição variou entre 5.3 a 8.3, enquanto a condutividade variou de 4.3 a 34.5 μScm^{-1} . Foi verificado, a partir da relação de condutividade e pH que o íon H^+ não é espécie preponderante responsável pela acidez das amostras. Grande parte das amostras tem perfil alcalino (82%), o que denota participação de espécies neutralizantes na atmosfera.

Em relação à média ponderada pelo volume as concentrações iônicas, em unidade molar, houve predominância de amônio ($\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$). Esse comportamento se justifica pela maior parte das amostras apresentarem pH alcalino (82%).

Ao se analisar a razão entre os compostos analisados vemos que a concentração de NH_4^+ é maior para as estações de verão e primavera, em contrapartida houve predominância de NO_3^- para as estações de outono e inverno. Diferenças entre o período chuvoso e seco podem ser associados pela variação de precipitação, concentrando mais espécies de nitrogênio nos períodos secos. A agricultura e pastagem contribuem para o aumento da concentração de nitrogênio reduzido devido à emissão de NH_3 para atmosfera pelo uso de fertilizantes. Assim como o nitrogênio oxidado é formado principalmente em processos de combustão.

A deposição de nitrogênio atmosférico mostrou claramente que foram controlados principalmente pela precipitação mensal. O fluxo de nitrato foi 2,5 vezes maior que o fluxo de amônio. Os resultados obtidos nesse estudo se assemelham aos trabalhos de deposição atmosférica de referência.

Além disso, ao analisar a direção dos ventos é possível verificar que existem possíveis fontes que podem estar contribuindo para o transporte e deposição de poluentes no ponto de amostragem. A maior parte das fontes apresenta processo de combustão durante sua atividade, ou seja, uma maior emissão de NO_x para a atmosfera. O aumento de NO_x , justificaria a deposição de nitrato que corresponde a 78% da deposição total de nitrogênio (nitrato + amônio) para este estudo. Em compensação, a deposição de nitrato pode ter sido influenciada pela utilização de fertilizantes aplicados na plantação de café. Os ventos predominantes durante todo o ano vêm de leste, justificando a interferência da agricultura na deposição de amônio.

6. REFERÊNCIAS

- ALLEN, Ridwaana; MYLES, La Toya; HEUER, Mark W. Ambient ammonia in terrestrial ecosystems: A comparative study in the Tennessee Valley, USA. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 409, n. 14, p. 2768–2772, 2011. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.017.
- ANEJA, Viney P.; ROELLE, Paul A.; MURRAY, George C.; SOUTHERLAND, James; ERISMAN, Jan Willem; FOWLER, David; ASMAN, Willem A. H.; PATNI, Naveen. azoto atmosférico compostos II : emissões , transporte , transformação , deposição e avaliação. [S. l.], v. 35, p. 1903–1911, 2001.
- ARAUJO, Taiana G.; SOUZA, Marcelo F. L.; DE MELLO, William Z.; DA SILVA, Daniela M. L. Bulk Atmospheric Deposition of Major Ions and Dissolved Organic Nitrogen in the Lower Course of a Tropical River Basin, Southern Bahia, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, [S. l.], v. 26, n. 8, p. 1692–1701, 2015. DOI: 10.5935/0103-5053.20150143.
- ARAUJO, Taiana Guimarães. Deposição atmosférica total de nitrogênio e íons maiores no trecho inferior do rio Cachoeira, sul da Bahia - Brasil. [S. l.], p. 75, 2011.
- ARTAXO, Paulo; GATTI, Luciana V.; LEAL, Ana M. Córdova; LONGO, Karla M.; FREITAS, Saulo R. De; LARA, Luciene L.; PAULIQUEVIS, Theotonio M.; PROCÓPIO, Aline S.; RIZZO, Luciana V. Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. **Acta Amazonica**, [S. l.], v. 35, n. 2, p. 185–196, 2005. DOI: 10.1590/s0044-59672005000200008.
- ASMAN, Willem A. H.; VAN JAARVELD, Hans A. A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. **Atmospheric Environment Part A, General Topics**, [S. l.], v. 26, n. 3, p. 445–464, 1992. DOI: 10.1016/0960-1686(92)90329-J.
- BAIRD, COLIN. **Química Ambiental, 4ª edição - BAIRD, Colin ; CANN, Mich.pdf**, 2002.
- BEHERA, Sailesh N.; SHARMA, Mukesh. Degradation of SO_2 , NO_2 and NH_3 leading to formation of secondary inorganic aerosols: An environmental chamber study.

Atmospheric Environment, [S. l.], v. 45, n. 24, p. 4015–4024, 2011. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.04.056.

BRASIL, Aria Do. **Poluentes e seus Efeitos**. 2011. Disponível em: http://www.ariadobrasil.com.br/pollutant_dispersal.php.

CAMPOS, V. P. Comparação de dois tipos de amostragem de chuva: deposição total e deposição apenas úmida em área costeira tropical. **Química Nova**, [S. l.], p. 418–423, 1998.

CETESB. **Poluentes**. 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>.

COELHO, Lúcia. Desenvolvimento de métodos para coleta e determinação de poluentes em fase gasosa da atmosfera utilizando amostragem por difusão com membranas capilares microporosas LÚCIA HELENA GOMES COELHO Desenvolvimento de métodos para coleta e determinação de poluen. [S. l.], p. 1–216, 2009.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 491/2018. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, [S. l.], p. 7, 2018.

CORPORATION, Microsoft. **Excel**, 2016.

DAMILANO, D. C. .. (2006). 13 de Julho de 2006 *. [S. l.], p. 6602–6618, 2006.

DAPPER, Steffani Nikoli; SPOHR, Caroline; ZANINI, Roselaine Ruviano. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: Uma revisão sistemática no estado de São Paulo. **Estudos Avancados**, [S. l.], v. 30, n. 86, p. 83–97, 2016. DOI: 10.1590/S0103-40142016.00100006.

DE SOUZA, Patricia Alexandre; DE MELLO, William Zamboni; MALDONADO, Juan; EVANGELISTA, Heitor. Composição química da chuva e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ. **Química Nova**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 471–476, 2006. DOI: 10.1590/S0100-40422006000300013.

EPA. **Particulate Matter (PM) Basics**. 2018. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>.

FERREIRA, Gabriel; SODRÉ, Fernando Fabriz; ALMEIDA, Vasconcelos De. O Impacto do material particulado na qualidade do ar. **Revista Virtual de Química**, [S.

l.], v. 10, n. 5, p. 1335–1354, 2018. DOI: 10.21577/1984-6835.20180092.

FLEMING, Zoë L.; MONKS, Paul S.; MANNING, Alistair J. Review: Untangling the influence of air-mass history in interpreting observed atmospheric composition.

Atmospheric Research, [*S. l.*], v. 104–105, p. 1–39, 2012. DOI:

10.1016/j.atmosres.2011.09.009.

FORNARO, Adalgiza. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil? **Revista USP**, [*S. l.*], v. 0, n. 70, p. 78, 2006. DOI: 10.11606/issn.2316-9036.v0i70p78-87.

FREITAS, Adriana de Marques; SOLCI, Maria Cristina. Caracterização do MP10 e MP2,5 e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. **Química Nova**, [*S. l.*], v. 32, n. 7, p. 1750–1754, 2009. DOI:

10.1590/s0100-40422009000700013.

FROTA, Evanise Batista; VASCONCELOS, Nadja Maria Sales De. **Química Ambiental**. [s.l: s.n.].

GARCIA, Gabriel; CARDOSO, Arnaldo Alves. A IMPORTÂNCIA DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA SECA COMO FONTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO PARA ECOSISTEMAS LACUSTRES. [*S. l.*], p. 143–159, 2015.

GUARIEIRO, Lilian L. N.; VASCONCELLOS, Pérola C.; SOLCI, Maria Cristina. Air pollutants from the burning of fossil fuels and biofuels: A brief review. **Revista Virtual de Química**, [*S. l.*], v. 3, n. 5, p. 434–445, 2011. DOI: 10.5935/1984-6835.20110047.

HE, Jun; BALASUBRAMANIAN, Rajasekhar; BURGER, David F.; HICKS, Kevin; KUYLENSTIERNA, Johan C. I.; PALANI, Sundarambal. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Singapore. **Atmospheric Environment**, [*S. l.*], v. 45, n. 16, p. 2760–2768, 2011. DOI: 10.1016/J.ATMOENV.2011.02.036.

HENRIQUE, Renata Van Der Haagen. APORTE ATMOSFÉRICO DE NITROGÊNIO INORGÂNICO E ORGÂNICO NAS PROXIMIDADES DE MACEIÓ (AL) – POTENCIAL IMPACTO DA ATIVIDADE CANAVIEIRA. **Journal of Chemical Information and Modeling**, [*S. l.*], v. 53, n. 9, p. 287, 2008. DOI: 10.1017/CBO9781107415324.004.

- IBGE. Censo Demográfico 2010. Características da População e dos Domicílios. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, [S. l.], 2010.
- IMRS, Fundação João Pinheiro. **Lavras**. 2018. Disponível em: <http://imrs.fjp.mg.gov.br/Perfil/PerfilMunicipal?id=437#EMP>.
- INPE/CPTEC. **Banco de dados meteorológicos**. 2018. Disponível em: <http://bancodedados.cptec.inpe.br/downloadBDM/login.do;jsessionid=5F5EE45628EDB80371613485E5F50EE5.911>.
- INMET. **Normal Climatológica**. 2010. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/MG/83687>.
- ISPN. **Berço das Águas**. 2020. Disponível em: <https://ispn.org.br/biomas/cerrado/berco-das-aguas/>.
- LAKES ENVIRONMENTAL, SOFTWARE. **Wind Rose Plots For Meteorological Data – WRPLOT View**, 2018.
- LEAL, Tatiana F. M.; FONTENELE, Anna P. G.; PEDROTTI, Jairo J.; FORNARO, Adalgiza. Composição iônica majoritária de águas de chuva no centro da cidade de São Paulo. **Química Nova**, [S. l.], v. 27, n. 6, p. 855–861, 2004. DOI: 10.1590/s0100-40422004000600003.
- LENZI, Ervim; FAVERO, Luzia. **O Laboratório e o estudo da Atmosfera**. [s.l.: s.n.].
- LIU, Xuejun; DU, Enzai. **An Overview of Atmospheric Reactive Nitrogen in China from a Global Perspective**. [s.l.: s.n.]. DOI: 10.1007/978-981-13-8514-8_1.
- LIU, Xuejun; XU, Wen; LIU, Lei; DU, Enzai; SHEN, Jianlin; LUO, Xiaosheng; ZHANG, Xiuying. Monitoramento atmosférico nitrogênio Deposição em China. [S. l.], p. 41–65, 2020.
- MARQUES, Virna Braga; MOREIRA, Rodrigo Amato; RAMOS, José Darlan; DE ARAÚJO, Neimar Arcanjo; SILVA, Fábio Oseias dos Reis. Fenologia reprodutiva de pitaia vermelha no município de Lavras, MG. **Ciência Rural**, [S. l.], v. 41, n. 6, p. 984–987, 2011. DOI: 10.1590/S0103-84782011005000071.

MARIN, Fábio Ricardo; ASSAD, Eduardo Delgado; PILAU, Felipe Gustavo A. Gustavo A.; RICARDO, Fábio; ASSAD, Eduardo Delgado; PILAU, Felipe Gustavo A. Gustavo A. **Clima e ambiente: introdução à climatologia para ciências ambientais.** [s.l: s.n.].

MARINHA, Brasil Do. **Escala Beaufort.** 2011.

MARTINS, Claudia Rocha; PEREIRA, Pedro Afonso de Paula; LOPES, Wilson Araújo; ANDRADE, Jailson B. De. Ciclos Globais de Carbono , Nitrogênio e Enxofre : a Importância na Química da Atmosfera. **Caderno Temáticos de Química Nova na Escola**, [S. l.], v. 5, p. 28–41, 2003.

MEDEIROS, Fabio Henrique. Composição química de íons majoritários na deposição úmida da cidade de São José do Rio Preto , Brasil Flavia Carla dos Santos Martins. [S. l.], p. 48–62, 2011.

MMA. **Qualidade do Ar.** 2009. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar#:~:text=De uma forma geral%2C a qualidade do ar,região%2C favoráveis ou não à dispersão dos poluentes.>

MMA. **Fontes Fixas.** 2011. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/fontes-fixas.html>.

MEDEIROS, Fabio Henrique. Composição química de íons majoritários na deposição úmida da cidade de São José do Rio Preto , Brasil Flavia Carla dos Santos Martins. [S. l.], p. 48–62, 2011.

PEREIRA, Jaqueline. FIUXOS DE DEPOSIÇÃO TOTAL ATMOSFÉRICA E ANÁLISES DAS RETROTRAJETÓRIAS DE MASSAS DE PARA LAVRAS-MG,BRASIL. [S. l.], 2019.

QUADRO, Mário F. Leal De; MACHADO, Lúcia H. Ribas; CALBETE, Sérgio; BATISTA, Nadja N. Marinho; OLIVEIRA, Gilvan Sampaio De. **CLIMATOLOGIA DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA.** 2010. Disponível em: <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/boletim/cliEsp10a/chuesp.html>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R Development Core Team, R: a language and environment for statistical computing.** [s.l: s.n.].

RODRIGUES, Renato De Aragão Ribeiro; MELLO, William Zamboni; SOUZA, Patricia Alexandre. Aporte atmosférico de amônio, nitrato e sulfato em área de floresta ombrófila densa montana na Serra Dos Órgãos, RJ. **Química Nova**, [S. l.], v. 30, n. 8, p. 1842–1848, 2007. DOI: 10.1590/S0100-40422007000800009.

SEINFELD, John; PANDIS, Spyros. **Atmospheric Chemistry and Physics**. 2º edição ed. [s.l.: s.n.].

SHORTAGE, From; STRESS, T. O.; EARTH, O. N.; OF, Century; NITROGEN, Changesthe; HEAVY, Cycle. *Quim. Nova.*, [S. l.], v. 36, n. 9, p. 1468–1476, 2013.

SILVA, Andréa. APORTE ATMOSFÉRICO DO NITROGÊNIO INORGÂNICO E ORGÂNICO EM ÁREA URBANA E AGRÍCOLA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. [S. l.], 2009.

SILVA, Mário Adelmo Varejão. Umidade do ar. **Meteorologia e Climatologia**, [S. l.], v. 2, p. 449, 2006.

SIMPSON, David et al. Atmospheric transport and deposition of reactive nitrogen in Europe. **The European Nitrogen Assessment**, [S. l.], n. February, p. 298–316, 2011. DOI: 10.1017/cbo9780511976988.017.

SOUZA, Mariana D. E. Almeida; NITROG, Rica D. E.; SOBRE, N. I. O. Reativo; DE, Estado. D EPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA DE NITROGÊNIO REATIVO SOBRE O ESTADO DE SÃO PAULO-BRASIL O ESTADO DE SÃO PAULO-BRASIL. [S. l.], 2020.

SOUZA, Patricia; MELLO, William; SILVA, Jacqueline; RODRIGUES, Renato; CONCEIÇÃO, Marcela. Atmospheric wet, dry and bulk deposition of inorganic nitrogen in the Rio de Janeiro state. **Revista Virtual de Química**, [S. l.], v. 9, n. 5, p. 2052–2066, 2017. DOI: 10.21577/1984-6835.20170122.

STEINFELD, Jeffrey I. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. [s.l.: s.n.]. v. 40 DOI: 10.1080/00139157.1999.10544295.

SUTTON, M. A.; HOWARD, C.; ERISMAN, J. W.; BILLEN, G.; BLEEKER, A.; GRENFELT, P.; GRIZZETTI, B. Nitrogen deposition: from source to effect. *In*: [s.l.: s.n.]. p. 6–32.

VIANELLO, Rubens. **Meteorologia básica e aplicações**. [s.l: s.n.].

VIEIRA-FILHO, Marcelo S. COMPOSTOS NITROGENADOS NA ATMOSFERA DE SÃO PAULO: ASPECTOS AMBIENTAIS E TERMODINÂMICOS. [S. l.], p. 1–21, 2015.

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, 2013. DOI: 10.1016/J.ATMOSENV.2013.05.047.

VIEIRA, Rosana Faria. **Ciclo do Nitrogênio em Sistemas Agrícolas**. [s.l: s.n.]. v. 1

ZHANG, Lin; WANG, Xuemei; ZHAO, Yuanhong; ZHANG, Qi; CHANG, Ming; WANG, Qiaoqiao. Modelling Atmospheric Nitrogen Deposition in China. **Atmospheric Reactive Nitrogen in China**, [S. l.], p. 67–85, 2020. DOI: 10.1007/978-981-13-8514-8_4.