

Uso de sistema de modelagem atmosférica na identificação de possíveis fontes de poluição

Regina Coeli Lima

Mestre em Engenharia Ambiental, UFRPE, Brasil
regina.coeli@ufrpe.br

Glauber Lopes Mariano

Professor Doutor, UFAL, Brasil
glauber.mariano@icat.ufal.br

Fernando Leite Nunes da Costa

Mestre em Engenharia Ambiental, UFRPE, Brasil
nandoleite28@hotmail.com

Marilda Nascimento Carvalho

Professora Doutora, UFRPE, Brasil
marilda-carvalho.ppeamb@ufrpe.br

RESUMO

O aumento da industrialização faz com que episódios críticos de degradação da qualidade do ar se tornem cada vez mais comuns. Em Pernambuco, casos semelhantes podem ser observados nas imediações do Complexo Industrial Portuário de Suape, tendo sido constatado que, entre os anos de 2017 e 2021, o O_3 foi o poluente que mais excedeu o padrão final (PF) estabelecido em legislação nacional ($100 \mu g/m^3$). Diante disso, este trabalho teve como objetivo identificar as possíveis fontes emissoras durante os episódios críticos de poluição. Para isso, trajetórias do tipo *backward* associadas à *cluster analysis* foram calculadas a partir do modelo atmosférico Hysplit. Através das simulações realizadas, foi observado que 89% das trajetórias dos dias com ultrapassagem do PF tiveram origem no oceano, indicando a possibilidade de que o NO_x emitido pelos navios que trafegam na costa seja convertido em O_3 ainda no oceano e levado ao continente pelo vento. Os outros 11% foram advindos de áreas onde são desenvolvidas atividades portuárias e industriais, indicando a possibilidade de o ozônio também ter como precursores os COVs emitidos pelas petroquímicas. Estes resultados demonstram que sistemas de modelagem podem ser utilizados de forma satisfatória no monitoramento da qualidade do ar, contribuindo no apoio à tomada de decisão pelo poder público.

PALAVRAS-CHAVE: Ozônio. Hysplit. *Cluster Analysis*.

1 INTRODUÇÃO

A Revolução Industrial foi responsável por grandes mudanças na produção de bens e insumos e na oferta de serviços. Consequentemente, maiores impactos ambientais foram observados, visto que, embora o crescimento do setor industrial seja fundamental para a economia, é também importante contribuinte na emissão de poluentes atmosféricos (LAN et al., 2023). Além da emissão direta a partir das atividades antrópicas, o aumento na urbanização leva também a riscos de perdas na vegetação natural, causando danos significativos na qualidade do ar (PRAKASAM; ARAVINTH; NAGARAJAN, 2022).

A velocidade do crescimento da industrialização tem produzido emissões ainda mais evidentes, principalmente quando há concentrações de várias indústrias em um mesmo local. Este aglomerado de indústrias forma parques ou complexos industriais que podem abranger desde empreendimentos de diversos segmentos até empresas que possuam atividades semelhantes, como as indústrias químicas e petroquímicas. O iminente impacto que estes empreendimentos podem causar ao meio ambiente e à saúde humana resulta em maior atenção ao monitoramento, controle e segurança do entorno (YANG; CHEN, 2022). No entanto, cada cidade possui organização industrial diferente, fazendo com que as concentrações dos poluentes sejam afetadas e mudem de acordo com as características locais (SUN et al., 2020).

Em Pernambuco, está localizado o Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, mais conhecido como Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), que abriga diversas indústrias dos mais variados segmentos e o Porto de Suape. Dentre as atividades desenvolvidas no CIPS, possuem destaque a Refinaria Abreu e Lima, a Petroquímica Suape e o Porto de Suape. Isto porque indústrias petroquímicas são potenciais fontes emissoras de diversos tipos de contaminantes, como compostos orgânicos voláteis (COVs), materiais particulados (MP), monóxido e dióxido de carbono (CO e CO_2), óxidos de enxofre (SO_x) e óxidos de nitrogênio (NO_x) (LIN et al., 2021). Já os portos emitem contaminantes tanto a partir dos navios que estão ancorados ou transitam na costa, quanto de atividades desenvolvidas no próprio porto, como carga e descarga de produtos, uso de caminhões, guindastes e reboques. Outro ponto relevante é que pode alterar o comportamento das emissões de contaminantes é o tipo das embarcações, que incluem os navios cargueiros e tanques. Dentre os principais

poluentes que estão atrelados às atividades portuárias estão $MP_{2,5}$, MP_{10} , SO_x , NO_x e ozônio (O_3) (LEDOUX et al., 2018; MUELLER; WESTERBY; NIEUWENHUIJSEN, 2023; SIM; PARK; BAE, 2022).

Por ser um poluente secundário formado através de reações fotoquímicas, o O_3 não é emitido diretamente a partir das fontes citadas. No entanto, sua formação está ligada aos poluentes primários precursores NO_x e COV, condições meteorológicas locais e transporte aéreo, entre outros fatores, que, além de determinar a produção do O_3 , são fundamentais na perda, transformação e distribuição espacial (WANG et al., 2022a). Quando as condições meteorológicas são favoráveis e há quantidade suficiente de poluentes primários no meio, existe uma tendência à geração de reações fotoquímicas, resultando na formação do ozônio troposférico (SONG et al., 2018). Além disso, o processo de formação do O_3 pode ser sensível ou limitado pelo COV ou NO_x . Ou seja, quando é sensível a um destes contaminantes, sua produção é influenciada por este e, assim, a concentração no meio é maior. Já quando é limitada por algum desses poluentes, sua formação irá depender da presença do mesmo. Dessa forma, quando há a redução na produção do poluente primário, haverá também a redução na do ozônio (SONG et al., 2021; QU et al., 2023).

Embora este contaminante desempenhe papel fundamental na estratosfera ao filtrar a radiação ultravioleta e proteger a vida no planeta, sua formação na troposfera pode ser devastadora. Estudos apontam que a exposição ao ozônio troposférico pode estar ligada a diversos efeitos adversos na saúde humana (CHIQUELLO et al., 2019; GOMES et al., 2019; ROVIRA; DOMINGO; SCHUHMACHER, 2020; WANG et al., 2022b), além de também apresentar consequências sociais e econômicas, como as associadas à produtividade agrícola. Isso ocorre porque a presença do O_3 pode levar a perdas e diminuição do crescimento nas plantações, fazendo com que haja redução nas colheitas e repercutindo na segurança alimentar (DONG; WANG, 2023; QI et al., 2023).

Diante da problemática apresentada, torna-se evidente a necessidade de monitorar o comportamento do O_3 de forma que os impactos causados por este contaminante sejam reduzidos. Realizar o monitoramento para prever, controlar e mitigar eventos que venham a comprometer a qualidade do ar é questão de saúde pública e ambiental e, por isso, é necessário que a gestão pública esteja à frente da tomada de decisão. No Brasil, a legislação que define os padrões de emissão dos poluentes atmosféricos é a Resolução Conama nº 491 (CONAMA, 2018), mesmos padrões seguidos a nível estadual em Pernambuco.

No entanto, há considerável escassez de estações de monitoramento da qualidade do ar no país (REQUIA; ROIG; SCHWARTZ, 2021), tornando necessária a busca por alternativas de metodologias que possam ser empregadas no auxílio a tomada de decisão. Uma opção para alcançar esse objetivo é através de sistemas de modelagem, que vêm sendo utilizados ampla e globalmente ao longo das décadas através de diversas aplicações e apresentando resultados positivos, como é o caso dos estudos conduzidos por Casciaro, Cavaiola e Mazzino (2022), Silveira, Ferreira e Miranda (2023) e Wu et al. (2023). Um dos modelos atmosféricos com alto índice de aplicação é o Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), que permite analisar o comportamento do poluente a partir da fonte emissora, buscar a possível origem da poluição que atinge determinado local e caracterizar o comportamento de trajetórias do ar através de análises de agrupamento (*cluster analysis*). As análises realizadas com o Hysplit podem ser feitas tanto para eventos naturais (IRAJI et al., 2021; GHOSH et al., 2023) quanto para

eventos de poluição associados a atividades antropogênicas (CHEN et al., 2013; FRANZIN et al., 2020; BOLAÑO-TRUYOL et al., 2022). Além disso, é um modelo de uso aberto e gratuito, facilitando o acesso e aplicação.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo analisar os dados de cinco estações de monitoramento localizadas no CIPS, na Região Metropolitana do Recife, no período de 2017 a 2021, e, através do modelo atmosférico Hysplit, identificar as possíveis fontes poluidoras em situações nas quais há ultrapassagem dos valores estabelecidos em legislação.

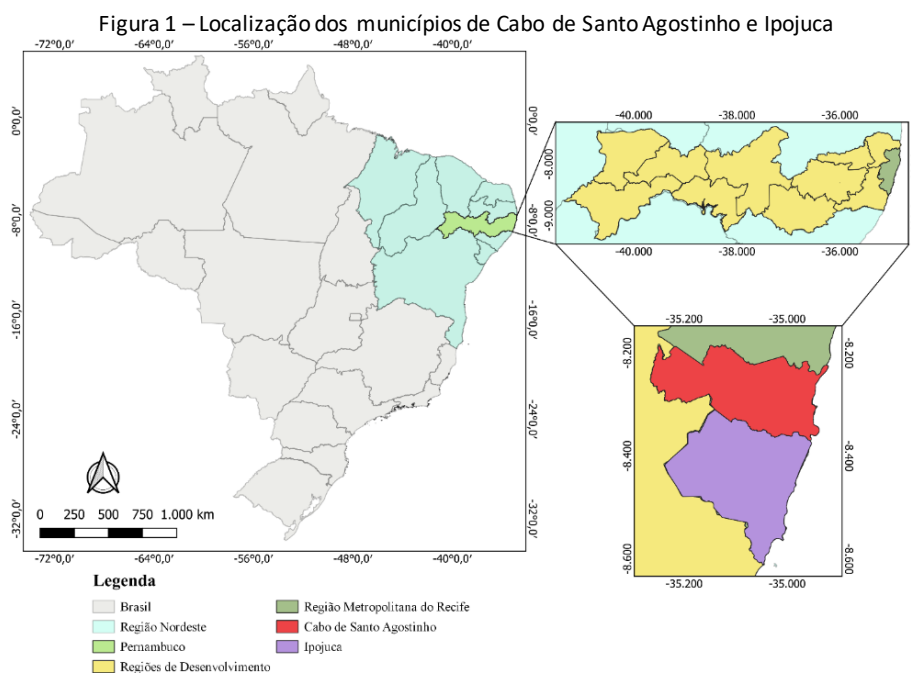
3 METODOLOGIA

3.1 Local de estudo

Pernambuco, em junho/23, conta com seis estações automáticas de monitoramento, sendo cinco ativas e uma desativada. No entanto, a mais recente destas, a Estação Suape, teve as atividades iniciadas no ano de 2022 e, portanto, não possuía dados disponíveis no momento desta pesquisa. Dessa forma, apenas as outras cinco Estações – CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca – foram analisadas durante o período de 2017, ano com os primeiros dados disponíveis, até 2021, último ano com informações divulgadas. Com exceção das Estações Gaibu, que foi desativada no primeiro semestre de 2020, e Cupe, cujas atividades tiveram início no segundo semestre deste mesmo ano, todas as estações possuem dados para os cinco anos observados.

As estações citadas estão localizadas na Região Metropolitana do Recife (RMR) e, dentre as cinco estudadas, duas estão no município de Cabo de Santo Agostinho e três no município de Ipojuca (Figura 1). O município de Cabo de Santo Agostinho tem área territorial de 445,386 km², área urbanizada de 43,47 km² e, em 2021, possuía população estimada em 210.796 habitantes. Já o município de Ipojuca, que em 2021 possuía população estimada em 99.101 habitantes, tem área territorial de 521,801 km² e área urbanizada de 29,39 km². Ambos fazem parte do Arranjo Populacional do Recife, que, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), são arranjos que ocorrem quando municípios são muito integrados entre si e acabam por constituir apenas uma Cidade para fins de hierarquia urbana. Além disso, ambos estão inseridos no bioma de Mata Atlântica e pertencem ao Sistema Costeiro-Marinheiro (IBGE, 2023a; 2023b).

As cidades de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca possuem características semelhantes quanto às atividades econômicas, sendo as principais destas o potencial turístico de suas praias, atividades industriais do Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS) e produção a partir da cana de açúcar por vários engenhos e usinas (CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021; MORETTI; COX, 2016). As oportunidades de emprego locais estimulam a migração de trabalhadores de outras cidades e estados (CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021) e o potencial turístico atrai pessoas de todo o mundo, contribuindo para o aumento da urbanização (SIQUEIRA et al., 2021). O aumento da urbanização e as inúmeras atividades econômicas desenvolvidas, por sua vez, são potenciais fontes de poluição e determinantes na degradação do meio.



Fonte: Os Autores (2023).

O CIPS foi instituído em 1979 e atualmente é administrado pela estatal Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, vinculada à Secretaria de Desenvolvimento Econômico de Pernambuco (CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021). Está localizado a aproximadamente 40km ao sul de Recife em uma área que abrange tanto Cabo de Santo Agostinho quanto Ipojuca (OLIVEIRA et al., 2021) e que costumava ser ocupada por engenhos ligados a operações de produção de cana de açúcar (MORETTI; COX, 2016).

Todas as estações de monitoramento da qualidade do ar estão localizadas próximas ao CIPS, cujas atividades incluem o Porto de Suape e 84 empresas de diversas atuações, como indústrias alimentícias, químicas, farmacêuticas, de granéis líquidos e gasosos e petroquímicas, como a Petroquímica Suape e a Refinaria Abreu e Lima (RNEST) (SUAPE, 2023). A rede de monitoramento da qualidade do ar é mantida pela Petrobrás como parte das exigências para concessão da Licença de Operação da RNEST pelo órgão de controle e fiscalização ambiental do estado, a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH, 2023). Os poluentes monitorados pela rede são o CO, o MP₁₀, o NO₂, o O₃ e o SO₂, e os critérios de avaliação para verificar se houve a ocorrência de ultrapassagem de valores considerados maléficos à saúde e ao meio ambiente utilizados neste estudo foram os padrões finais (PF) de emissão estabelecidos na Resolução nº 491 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2018) (Tabela 1). Nesta resolução, fica estabelecido que para o CO e o O₃, deverão ser observadas as máximas médias móveis diárias calculadas a cada 8h, para o MP₁₀ e o SO₂, as médias diárias, e para o NO₂, as médias horárias.

Tabela 1 – Padrões nacionais de qualidade do ar. PI – Padrão Intermediário; PF – Padrão Final

Poluente	Período de referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
CO (ppm)	8 horas	---	---	---	9
MP ₁₀ (µg/m ³)	24 horas	120	100	75	50
NO ₂ (µg/m ³)	1 hora	260	240	220	200
O ₃ (µg/m ³)	8 horas	140	130	120	100

SO ₂ (µg/m ³)	24 horas	125	50	30	20
--------------------------------------	----------	-----	----	----	----

Fonte: Adaptado do Conama (2018).

No entanto, apesar do critério para o CO e o O₃ considerar apenas a máxima média móvel diária, este estudo optou por analisar todas as médias móveis, de forma que pudessem ser observadas quantas vezes a concentração limite foi excedida. Levando em consideração todas as ultrapassagens ocorridas em todas as cinco estações analisadas, foi possível verificar que o O₃ foi o poluente que mais excedeu o valor limite estabelecido pelo Conama (Tabela 2), sendo todas estas na Estação Cupe – a estação com menor tempo de operação dentre as estudadas. A partir desta constatação e da quantidade significativamente inferior de ultrapassagens pelos demais poluentes, optou-se por analisar o comportamento do O₃ na rede de monitoramento, bem como a variação das concentrações em situações de extrapolação dos limites estabelecidos em legislação e as principais trajetórias do ar nestas situações.

Tabela 2 – Quantidade de ultrapassagens por poluente de 2017 a 2021

	CO	MP ₁₀	NO ₂	O ₃	SO ₂
CPRH	6	4	---	---	4
Cupe	---	5	---	214	8
Gaibu	---	110	---	---	---
IFPE	---	11	1	---	4
Ipojuca	---	2	---	---	43
Total	6	132	1	214	59

Fonte: Os Autores (2023).

3.2 Simulações de trajetória *backward* e *cluster analysis*

O uso de modelos matemáticos para estudar as características da qualidade do ar é um método bastante difundido que permite, entre outras funcionalidades, observar padrões de trajetória, transmissão e difusão de partículas, possibilitando melhor compreensão sobre episódios de poluição do ar, incluindo desde tempestades de areia (IRAJI et al., 2021) até elementos radioativos (GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ et al., 2019).

Para analisar o comportamento das principais trajetórias do ar nos momentos de ultrapassagem do O₃, utilizou-se do modelo Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), modelo atmosférico matemático híbrido que usa de abordagem Lagrangiana e Euleriana para calcular simulações de trajetória, dispersão e concentração de poluentes no ar (STEIN et al., 2015). A versão utilizada foi a 5.2.1 não-registrada para computador e disponibilizada pelo sistema READY (*Real-time Environmental Applications and Display sYstem*) do Air Resources Laboratory (ARL) da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). O modelo em questão permite que sejam calculadas trajetórias do tipo *forward* e *backward*. A trajetória *forward* identifica o comportamento de parcelas de ar a partir de um ponto de origem simulado, enquanto a trajetória *backward* detecta o caminho da origem da parcela de ar detectada em um determinado ponto e com isso, relacionar com fontes emissoras que podem estar a longas distâncias (FRANZIN et al., 2020).

Outra funcionalidade apresentada pelo Hysplit e utilizada no estudo é o método de *cluster analysis*, ou análise de agrupamento, que consiste em uma técnica analítica cujo objetivo é criar subgrupos relevantes de elementos que possuam características semelhantes entre si e divergentes dos demais (HAIR JR. et al., 2010). Uma das técnicas utilizadas neste método e aplicada no Hysplit (KASPAROGLU; INCECIK; TOPCU, 2018) é o *k-means*, cujo cálculo consiste na iteração de grupos de elementos até que os elementos em cada grupo atinjam as características citadas, resultando na quantidade final de *clusters* (GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ et al., 2019). No entanto, apesar de aplicar este método para sugerir a quantidade de agrupamentos, o modelo permite que o usuário escolha o número de grupos a serem empregados na análise e com isso relacionar com circulações atmosféricas específicas da região.

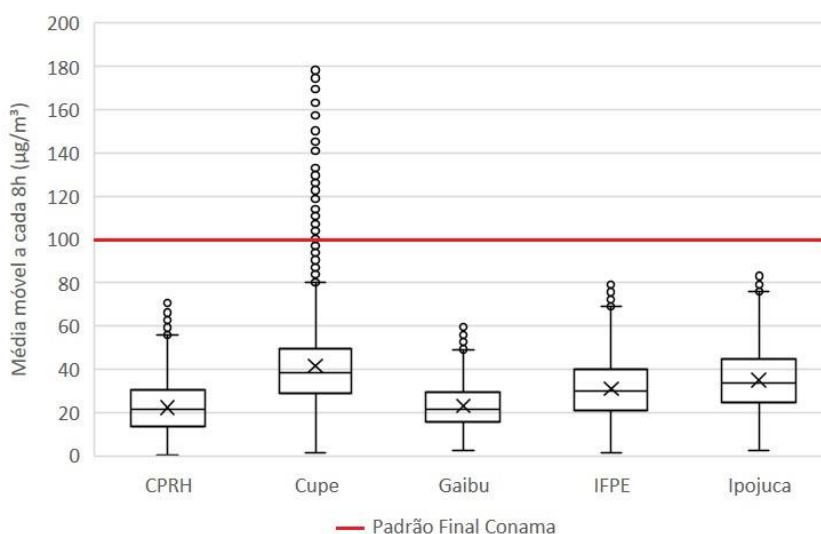
Para executar o cálculo das trajetórias e da *cluster analysis* utilizou-se da base de dados meteorológicos global GDAS (*Global Data Assimilation System*) com resolução espacial de 1.0° e informações disponíveis desde o ano de 2005 através de arquivos semanais (DRAXLER et al., 2022; KHAIRULLAH; EFFENDY; MAKMUR, 2017). Na execução do modelo de trajetória, optou-se pelo tipo *backward*, pela Estação Cupe como ponto receptor, com latitude -8,3996° e longitude -35,0398°, tempo de análise de 1h e altitude acima do nível do solo de 10m. Para execução da *cluster analysis*, escolheu-se utilizar cinco agrupamentos, de forma que os *clusters* apresentassem comportamentos diferentes e quantidades de trajetórias que não fossem muito discrepantes entre si, permitindo, assim, que houvesse melhor distribuição das trajetórias. Este critério é semelhante ao adotado por Gutiérrez-Álvarez et al. (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em cidades costeiras ao longo do mundo, principalmente nas que possuem atividades industriais e portuárias, o O₃ pode ser o maior contaminante a afetar a qualidade do ar. Isso pode ocorrer devido ao rápido desenvolvimento econômico e industrial e às condições meteorológicas de cada local, que poderá fazer com que a formação do ozônio seja sensível a NO_x ou COV a depender da época do ano (CHEN et al., 2023) e das atividades desenvolvidas.

Ao aplicar o critério de representatividade e calcular a quantidade de vezes que cada poluente ultrapassou os PF estabelecidos em legislação pelo Conama (2018) nas estações de qualidade do ar analisadas, foi possível verificar que o O₃ foi o contaminante com maior número de casos que extrapolaram esse limite (Tabela 2). Através do uso de boxplot, o comportamento deste poluente para todas as estações estudadas foi analisado (Figura 2).

Figura 2 – Boxplot das médias móveis das concentrações horárias do O₃ de 2017 a 2021 por Estação de monitoramento. Linha vermelha representa o valor limite estabelecido pelo Conama.



Fonte: Os Autores (2023).

Ao examinar o boxplot, é possível perceber que para todas as estações, o O₃ apresenta comportamento semelhante quanto à simetria. O mesmo acontece para a dispersão, com exceção da Estação Gaibu, que possui menor diferença entre os valores do primeiro e terceiro quartis (13,34 µg/m³). Já com relação às medianas, as Estações CPRH e Gaibu possuem valores semelhantes, próximos de 20 µg/m³; as Estações IFPE e Ipojuca, por sua vez, se aproximam de 30 e 34 µg/m³, respectivamente; enquanto a Estação Cupe possui valor aproximado em 38 µg/m³, sendo a estação que apresenta maior mediana.

No que diz respeito aos *outliers*, estes podem ser observados em todas as estações, com 5, 24, 4, 4 e 3 nas Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente. Ao analisá-los, é possível observar que a Gaibu foi a única que não apresentou concentrações acima de 60 µg/m³ e a CPRH foi a segunda a apresentar menores concentrações, com valor máximo aproximado de 70 µg/m³. As estações IFPE e Ipojuca, por sua vez, apresentaram valores mais próximos do PF, com concentrações aproximadas em 79 e 83 µg/m³, respectivamente. Já a Cupe foi a que apresentou maior quantidade de *outliers*, sendo a única a exceder a concentração média de 100 µg/m³, limite estabelecido como PF pela legislação para o O₃.

Além disso, é possível observar também que, embora seja a estação com menor quantidade de dados (10.386 médias horárias), visto que teve suas atividades iniciadas apenas no segundo semestre de 2020, a Estação Cupe é a que possui maior amplitude das médias móveis, com valor aproximado de 79 µg/m³. As médias das concentrações médias móveis de 8h foram 22,3 µg/m³, 41,5 µg/m³, 23 µg/m³, 31,1 µg/m³ e 35,1 µg/m³ para as Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente. Através dos *outliers*, observou-se que as concentrações médias máximas foram de 70,6 µg/m³, 179,8 µg/m³, 59,4 µg/m³, 79,1 µg/m³ e 83 µg/m³; e, pelos limites inferiores, que as mínimas foram de 0,3 µg/m³, 1,4 µg/m³, 2,4 µg/m³, 1,2 µg/m³, 2,4 µg/m³, para as Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente.

Em outros lugares do Brasil, esses valores podem variar, apresentando concentrações semelhantes ou discrepantes. Em estudo realizado no distrito industrial de Maracanaú, região metropolitana de Fortaleza, no estado do Ceará, que possui aproximadamente 2 mil indústrias

de setores diversos, foi observado que, para o período analisado, a concentração média do O_3 para períodos de 8h foi de $38,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto a máxima e mínima foi de $48,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $27,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (LIMA et al., 2020). A concentração média encontrada em Maracanaú possui valor semelhante à observada nas Estações Cupe e Ipojuca, com diferença de aproximadamente de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para menos e para mais, respectivamente. Já a concentração máxima registrada é cerca de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ menor do que a observada na Estação Gaibu, valor mais próximo encontrado. A mínima, por sua vez, possui valor bem diferente de todas, com diferença mínima de $25,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Em São Gonçalo do Amarante, que abriga parte do Complexo Industrial do Pecém, também parte da região metropolitana de Fortaleza, no Ceará, observou-se concentração média de $79,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, máxima de $122,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e mínima de $55,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este Complexo possui indústrias siderúrgicas, termelétricas, refinarias e diversas outras que, junto com o Complexo Portuário do Pecém, forma o Complexo Industrial Portuário do Pecém (FERREIRA JÚNIOR et al., 2020). Todas as concentrações observadas por estes autores diferem das registradas nas Estações analisadas no presente estudo. A menor diferença para a concentração média foi de aproximadamente $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e para a máxima, de aproximadamente $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ambas na Estação Cupe. Já para a concentração mínima, a menor diferença foi de cerca de $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas Estações Gaibu e Ipojuca.

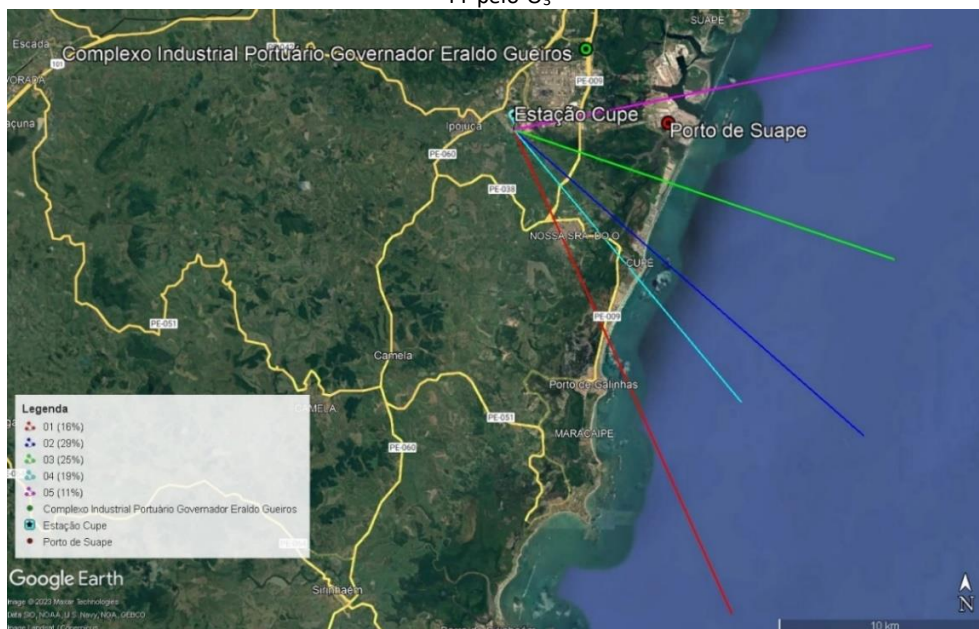
Já na cidade de Santos, no estado de São Paulo, foram analisados episódios de poluição provenientes do tráfego de veículos e de atividades portuárias, tendo sido observadas as concentrações média de $45,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, máxima de $138,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e mínima de $2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (GUEDES et al., 2021). A concentração média verificada em Santos é semelhante à observada na Estação Cupe, apresentando cerca de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a mais. A máxima difere das registradas em todas as estações, possuindo valor mais próximo a da Estação Cupe, com aproximadamente $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a menos. Já a concentração mínima possui valor aproximado à todas as estações, em especial à Gaibu e Ipojuca.

O Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo de 2021, por sua vez, apresenta episódios de altas concentrações de ozônio na segunda quinzena de agosto e em todo mês de setembro tanto na Região Metropolitana (RMSP) quanto no interior e litoral do estado através de concentrações máximas diárias em médias de 8h. Para a RMSP, a menor concentração observada foi de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no dia 17 de setembro de 2021 nas Estações Nossa Senhora do Ó e Pinheiros, enquanto a maior foi de $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no dia 04 de setembro de 2021 na Estação Cidade Universitária-USP-Ipen. Já para o interior e litoral, a menor concentração foi de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 28 de agosto de 2021 na Estação Cubatão-Vale do Mogi e a máxima de $168 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no dia 29 de setembro de 2021 na Estação Americana (CETESB, 2022). As concentrações mínimas observadas pela CETESB diferem cerca de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RMSP) e $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (interior e litoral) para as observadas nas Estações Gaibu e Ipojuca. Já as máximas, diferem em aproximadamente $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RMSP) e $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (interior e litoral) para a observada na Estação Cupe.

Para identificar a origem das parcelas de ar sobre a estação Cupe nos momentos de ultrapassagem do PF utilizou-se simulações de trajetórias do ar do tipo *backward* com 1h de antecedência desses horários. Em seguida, tais trajetórias foram analisadas em conjunto através de *cluster analysis* de forma a identificar seus principais sentidos (Figura 3). É possível observar que a maior parte das trajetórias (agrupamentos de 01 a 04, 89%) tem como origem áreas

urbanas e o oceano, e a menor dessas (agrupamento 05, 11%), o CIPS, passando pelo oceano, Porto de Suape e áreas vizinhas a algumas indústrias, como a Petroquímica Suape e a RNEST.

Figura 3 – Cluster analysis com 5 membros das trajetórias do ar 1h backward nos momentos de ultrapassagem do PF pelo O₃



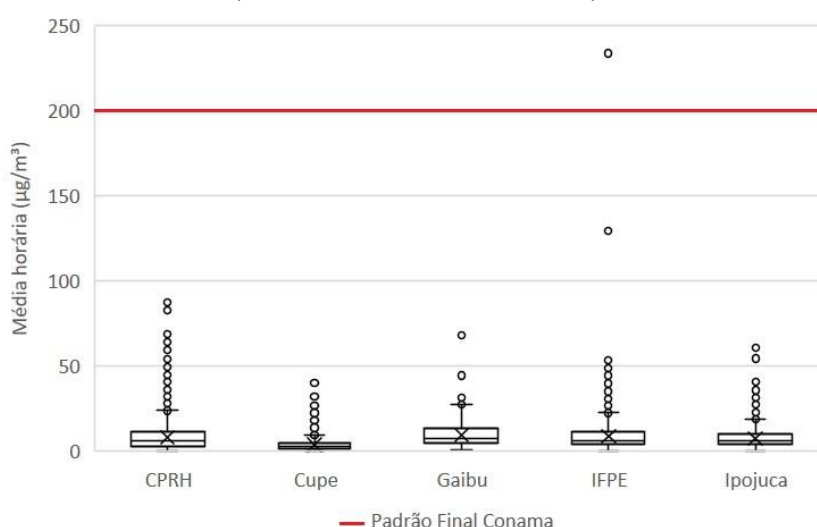
Fonte: Adaptada do Google Earth e do Hysplit (2023).

É possível que este resultado seja diretamente influenciado pelos navios que trafegam na área com destino ou saída do Porto de Suape, visto que os motores a diesel marítimos podem emitir quantidades significativas de NO_x (DENG et al., 2021), elemento que pode dar origem ao poluente secundário O₃ através de reações fotoquímicas. Além disso, indústrias petroquímicas também são potenciais fontes emissoras de óxidos de nitrogênio e COV, contribuindo para a geração de ozônio troposférico (LU et al., 2023). Devido à baixa concentração de NO₂ medida pelas estações de monitoramento, principalmente na Estação Cupe (Figura 4), é possível que o ozônio formado próximo à área do CIPS (agrupamento 05), principalmente nas imediações das petroquímicas, seja sensível aos COVs. Já para os originados a partir da área urbana e do oceano (agrupamentos de 01 a 04), é possível que sejam sensíveis ao NO_x, visto que a conversão na presença de radiação solar é rápida. Isso permite que a transformação ocorra próxima à fonte emissora, no oceano, e o O₃ seja transportado pelo vento para o continente. Assim, os baixos valores de concentrações de NO₂ observados podem estar atrelados tanto ao processo de conversão ocorrido distante da rede de monitoramento quanto a transformações sensíveis a COVs.

Estes resultados são semelhantes a outros estudos nos quais foram verificados que o nível de NO_x aumenta quando há grande quantidade de navios trafegando e que é possível que os poluentes emitidos permaneçam na rota, afetando a formação do O₃ (SIM et al., 2022). Assim, em áreas com altas concentrações de navios, a transformação do ozônio pode ser fortemente controlada pelo NO_x, sendo produzido no oceano e levado ao continente de acordo com o regime dos ventos (WANG et al., 2019), visto que ambos os poluentes possuem alta capacidade de serem transportados por longas distâncias (WANG et al., 2023), causando episódios críticos

de poluição. Já com relação aos complexos industriais, o tipo de empreendimento instalado no local é fator determinante no tipo de contaminante a ser emitido, podendo apresentar concentrações significantes de elementos como os COVs (CHOI et al., 2023), que, ao contrário do NO_x , possui baixa capacidade de transporte de longa distância e, assim, contribui para a formação do ozônio próximo à fonte emissora (WANG et al., 2023). A transformação do O_3 a partir da sensibilidade ao COV é característica comum entre a maioria das cidades industrializadas (WANG et al., 2022a). Uma dessas indústrias, e presente na região do estudo, é a petroquímica, cujo processo de refino pode ser um dos maiores responsáveis pela emissão de COVs com alto potencial de formação de O_3 (SHI et al., 2022).

Figura 4 – Boxplot das concentrações médias horárias do NO_2 de 2017 a 2021 por Estação de monitoramento. Linha vermelha representa o valor limite estabelecido pelo Conama

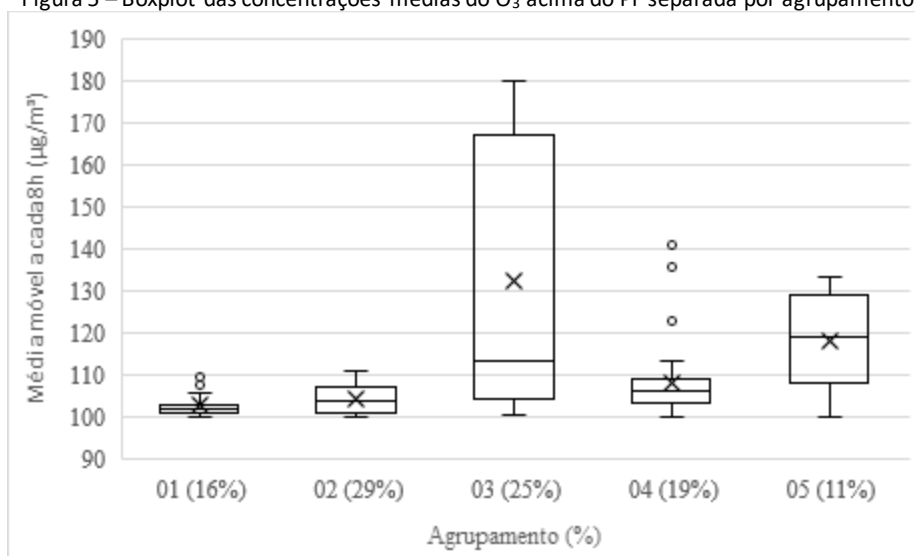


Fonte: Os Autores (2023).

Com relação aos valores das concentrações excedentes do ozônio analisados através de boxplot (Figura 5), é possível observar que, embora o quinto agrupamento seja o que possui o menor número de trajetórias agrupadas (11%, 24 trajetórias), é o que possui a segunda maior amplitude de dados ($20,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), apresentando variação significativa nas concentrações médias, com limite superior de $133,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e inferior de $100,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e é quase simétrico. O sentido da trajetória deste agrupamento indica a possibilidade de que 11% dos casos de ultrapassagens do PF são provenientes de conversões a partir de poluentes primários emitidos através de atividades marítimas – seja por operações realizadas no Porto, seja pelas embarcações – e de atividades industriais – principalmente a partir das indústrias petroquímicas instaladas no CIPS. O terceiro agrupamento, por sua vez, é o segundo maior em quantidade de trajetórias (25%, 53 trajetórias), possui maior amplitude no conjunto de dados ($62,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), é assimétrico positivo, com mediana ($113,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) próxima ao primeiro quartil ($104,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), e possui concentração limite superior de $179,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e inferior de $100,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O sentido da trajetória deste agrupamento aponta que das 214 vezes em que o PF foi excedido, 53 vezes têm como possível origem o oceano, principalmente em área mais próxima ao Porto, sugerindo que os poluentes primários que dão origem ao O_3 estão atrelados às embarcações que chegam ou saem do Porto de Suape.

Embora o segundo agrupamento possua baixa amplitude ($6,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$), é o que possui maior quantidade de trajetórias (29%, 62 trajetórias), com mediana de $103,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$, limite superior de $110,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e limite inferior de $100,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Os demais agrupamentos possuem baixas amplitudes, e o primeiro e o quarto apresentam dois ($107,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $109,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e três ($122,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $135,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $141 \mu\text{g}/\text{m}^3$) *outliers*, respectivamente. Assim como o Agrupamento 03, os Agrupamentos 01, 02 e 04 têm como origem da trajetória o oceano, indicando, mais uma vez, a possível contribuição do poluente primário NO_x a partir de emissões marítimas como precursor principal nos episódios críticos de poluição por ozônio. As médias das concentrações médias móveis de 8h para os casos de ultrapassagem foram $102,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $104,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $132,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $108,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $118,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para os Agrupamentos 01, 02, 03, 04 e 05, respectivamente.

Figura 5 – Boxplot das concentrações médias do O_3 acima do PF separada por agrupamento



Fonte: Os Autores (2023).

É possível observar que, embora as estações de monitoramento estejam próximas umas das outras e monitorem os mesmos empreendimentos, os impactos na rede ocorreram de maneira distinta. Em grande escala, é provável que os diferentes cenários de emissão e de clima regionais dificultem a criação de medidas adequadas e eficientes a nível municipal (DING et al., 2023), evidenciando a necessidade de aplicar medidas de acordo com a realidade de cada local.

5 CONCLUSÃO

Com o aumento dos níveis de urbanização e industrialização, episódios críticos de degradação da qualidade do ar tem se tornado cada vez mais comuns. Em Pernambuco, casos semelhantes podem ser observados nas imediações do Complexo Industrial Portuário de Suape – único local do estado que possui rede de monitoramento da qualidade do ar. Através dos dados de monitoramento desta rede, observou-se que, entre os anos de 2017 e 2021, o O_3 foi o poluente que mais excedeu o padrão final estabelecido em legislação nacional ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Por meio da *cluster analysis*, executada pelo modelo de trajetória e dispersão atmosférica Hysplit,

observou-se que a maior parte das trajetórias do ar (agrupamentos de 01 a 04, 89%) nos momentos de ultrapassagem são originadas no oceano, indicando a possibilidade desses contaminantes serem resultado de emissões a partir do tráfego de navios. Por sua vez, a menor delas (agrupamento 05, 11%) é advinda tanto de áreas onde são desenvolvidas atividades portuárias quanto industriais, tornando possível que esses contaminantes tenham como origem o Porto e indústrias petroquímicas, como a Refinaria Abreu e Lima e a Petroquímica Suape.

É possível que os navios que têm como destino o Porto de Suape emitam NO_x durante o trajeto e que, através de reações fotoquímicas, sejam convertidos em ozônio ainda no oceano, sendo transportado pelo vento para o continente. Além disso, há a possibilidade também de que outras atividades portuárias, como ancoragem e transporte de produtos, contribuam para episódios de poluição do ar. Já no que diz respeito às atividades industriais, é provável que o O_3 tenha como poluente primário o COV, comumente emitido em indústrias petroquímicas.

Esses resultados evidenciam que o ozônio é um dos poluentes relacionados aos episódios mais críticos de poluição, cuja transformação depende não só da disponibilidade dos poluentes primários, mas também de condições meteorológicas adequadas. Isso significa que, para que medidas satisfatórias sejam tomadas, é necessário levar em consideração a realidade de cada local. Para isso, o primeiro passo é expandir o monitoramento da qualidade do ar de forma que todas as localidades possam ser atendidas e que medidas preventivas, de controle e mitigação possam ser colocadas em prática quando necessário. Uma forma de atingir a este objetivo é através do uso de sistemas de modelagem da poluição atmosférica, que podem servir como ferramentas de apoio à tomada de decisão, auxiliando tanto no monitoramento em tempo real quanto de previsão. Além disso, permitem analisar eventos passados para identificar possíveis fontes de poluição, de forma que medidas mitigadoras e preventivas possam ser adotadas.

AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

- BOLAÑO-TRUYOL, Jehison; SCHNEIDER, Ismael; CUADRO, Heidis Cano; BOLAÑO-TRUYOL, Jorge D.; OLIVEIRA, Marcos L. S. Estimation of the impact of biomass burning based on regional transport of $\text{PM}_{2.5}$ in the Colombian Caribbean. **Geoscience Frontiers**, v. 13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101152>. Acesso em: 16 mai. 2023.
- CARDOSO, Jailson Jorge; SILVA, Maria Cristina Basilio Crispim da; LIMA, Gustavo Ferreira da Costa. A inclusão dos catadores na gestão compartilhada de resíduos sólidos no município de Ipojuca – Pernambuco. **Nature and Conservation**, v. 14, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2021.003.0016>. Acesso em: 21 mai. 2023.
- CASCIARO, Gabriele; CAVAIOLA, Mattia; MAZZINO, Andrea. Calibrating the CAMS European multi-model air quality forecasts for regional air pollution monitoring. **Atmospheric Environment**, v. 287, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119259>. Acesso em: 18 abr. 2023.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2021**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>. Acesso em: 20 jan. 2023.
- CHEN, Bing; STEIN, Ariel F.; MALDONADO, Pabla Guerrero; CAMPA, Ana M. Sanchez de la; GONZALEZ-CASTANEDO, Yolanda; CASTELL, Nuria; ROSA, Jesus D. de la. Size distribution and concentrations of heavy metals in atmospheric

aerosols originating from industrial emissions as predicted by the HYSPLIT model. **Atmospheric Environment**, v. 71, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.013>. Acesso em: 16 mai. 2023.

CHEN, Gaojie; LIU, Taotao; CHEN, Jinsheng; XU, Lingling; HU, Baoye; YANG, Chen; FAN, Xiaolong; LI, Mengren; HONG, Youwei; JI, Xiaoting; CHEN, Jinfang; ZHANG, Fuwang. Atmospheric oxidation capacity and O₃ formation in a coastal city of southeast China: Results from simulation based on four-season observation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 136, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.11.015>. Acesso em: 25 abr. 2023.

CHIQUELTO, Júlio Barboza; SILVA, Maria Elisa Siqueira; CABRAL-MIRANDA, William; RIBEIRO, Flávia Noronha Dutra; IBARRA-ESPINOSA, Sergio Alejandro; YNOUE, Rita Yuri. Air quality standards and extreme ozone events in the São Paulo Megacity. **Sustainability**, v. 11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11133725>. Acesso em: 01 jun. 2023.

CHOI, Ji Yoon; KIM, Sung Yeon; KIM, Taekyu; LEE, Chulwoo; KIM, Suejin; CHUNG, Hyen-mi. Ambient air pollution and the risk of neurological diseases in residential areas near multi-purposed industrial complexes of Korea: A population-based cohort study. **Environmental Research**, v. 219, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115058>. Acesso em: 11 mai. 2023.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº 491. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial da União**: Brasília, Distrito Federal, 19 de novembro de 2018.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. Rede de monitoramento. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/rede-de-monitoramento/>. Acesso em: 16 jan. 2023.

DENG, Jiaojun; WANG, Xiaochen; WEI, Zhilong; WANG, Li; WANG, Chenyu; CHEN, Zhenbin. A review of NO_x and SO_x emission reduction technologies for marine diesel engines and the potential evaluation of liquefied natural gas fueled vessels. **Science of the Total Environment**, v. 766, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144319>. Acesso em: 30 mai. 2023.

DING, Jing; DAI, Qili; FAN, Wenyan; LU, Miaomiao; ZHANG, Yufen; HAN, Suqin; FENG, Yinchang. Impacts of meteorology and precursor emission change on O₃ variation in Tianjin, China from 2015 to 2021. **Journal of Environmental Sciences**, v. 126, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.03.010>. Acesso em: 26 abr. 2023.

DONG, Daxin; WANG, Jiaxin. Air pollution as a substantial threat to the improvement of agricultural total factor productivity: Global evidence. **Environment International**, v. 173, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107842>. Acesso em: 03 mai. 2023.

DRAXLER, Roland; STUNDER, Barbara; ROLPH, Glenn; STEIN, Ariel; TAYLOR, Albion; ZINN, Sonny; LOUGHNER, Chris; CRAWFORD, Alice. **HYSPLIT User's Guide**, Version 5.2, 2022.

FERREIRA JÚNIOR, Achilles Chaves; MATOS, Lukas Angelim; LOPES, Lara do Nascimento; NASCIMENTO, Rita Sannara Bandeira do; LIMA, Jessica Rocha de; KOCH, Jeanete. Avaliação da qualidade do ar na cidade de São Gonçalo do Amarante sob influência do complexo industrial do Pecém/Ceará. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-698>. Acesso em: 01 jun. 2023.

FRANZIN, Bruno T.; GUIZZELLINI, Filipe C.; BABOS, Diego V. de; HOJO, Ossamu; PASTRE, Iêda Ap.; MARCHI, Mary R. R.; FERTONANI, Fernando L.; OLIVEIRA, Cristina M. R. R. Characterization of atmospheric aerosol (PM₁₀ and PM_{2.5}) from a medium sized city in São Paulo state, Brazil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 89, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.09.014>. Acesso em: 16 mai. 2023.

GHOSH, Soujan; SASMAL, Sudipta; NAJA, Manish; POTIRAKIS, Stelios; HAYAKAWA, Masashi. Study of aerosol anomaly associated with large earthquakes (M > 6). **Advances in Space Research**, v. 71, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.asr.2022.08.051>. Acesso em: 16 mai. 2023.

GOMES, Ana Carla dos Santos; SPYRIDES, Maria Helena Constantino; LÚCIO, Paulo Sérgio; LARA, Idemauro Antonio Rodrigues de. Cardiovascular health vulnerability of the elderly population of São Paulo, Brazil due to air pollution. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/abclima.v24i0.50255>. Acesso em: 05 jun. 2023.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <https://www.google.com/earth/>. Acesso em: 19 abr. 2023.

GUEDES, Beatriz Mendes; PEREIRA, Luiz Alberto Amador; PAMPLONA, Ysabely de Aguiar Pontes; MARTINS, Lourdes Conceição; BRAGA, Alfesio Luis Ferreira. Efeito da poluição atmosférica advinda do tráfego de veículos e atividade portuária na cidade de Santos. **Leopoldianum**, v. 47, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unisantos.br/leopoldianum/article/view/1173>. Acesso em: 01 jun. 2023.

GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ, I.; GUERRERO, J. L.; MARTÍN, J. E.; ADAME, J. A.; VARGAS, A.; BOLÍVAR, J. P. Radon behavior investigation based on cluster analysis and atmospheric modelling. **Atmospheric Environment**, v. 201, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.010>. Acesso em: 17 mai. 2023.

HAIR JR., Joseph F.; BLACK, William C.; BABIN, Barry J.; ANDERSON, Rolph E. **Multivariate Data Analysis**, 7 ed. Pearson Prentice Hall, 2010.

HYSPLIT. Versão 5.2.1. Disponível em: https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_hytrial.php. Acesso em: 21 mar. 2023.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cabo de Santo Agostinho. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/cabo-de-santo-agostinho/panorama>. Acesso em: 19 mai. 2023a.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ipojuca. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/ipojuca/panorama>. Acesso em: 19 mai. 2023b.

IRAJI, Fatemeh; MEMARIAN, Mohammad Hossein; JOGHATAEI, Mohammad; MALAMIRI, Hamid Reza Ghafarian. Determining the source of dust storms with use of coupling WRF and HYSPLIT models: A case study of Yazd province in central desert of Iran. **Dynamics of Atmospheres and Oceans**, v. 93, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2020.101197>. Acesso em: 03 jun. 2022.

KASPAROGLU, Sabin; INCECIK, Selahattin; TOPCU, Sema. Spatial and temporal variation of O₃, NO and NO₂ concentrations at rural and urban sites in Marmara Region of Turkey. **Atmospheric Pollution Research**, v. 9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.03.005>. Acesso em: 18 mai. 2023.

KHAIRULLAH; EFFENDY, S.; MAKMUR, E. E. S. Trajectory and Concentration PM₁₀ on Forest and Vegetation Peat-Fire HYSPLIT Model Outputs and Observations (Period: September – October 2015). **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 58, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/58/1/012038>. Acesso em: 05 set. 2022.

LAN, Jing; WEI, Yiming; GUO, Jie; LI, Qiuming; LIU, Zhen. The effect of green finance on industrial pollution emissions: Evidence from China. **Resources Policy**, v. 80, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2022.103156>. Acesso em: 08 mai. 2023.

LEDoux, Frédéric; ROCHE, Cloé; CAZIER, Fabrice; BEAUGARD, Charles; COURCOT, Dominique. Influence of ship emissions on NO_x, SO₂, O₃ and PM concentrations in a North-Sea harbor in France. **Journal of Environmental Sciences**, v. 71, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.030>. Acesso em: 24 abr. 2023.

LIMA, Jéssica Rocha; SALGADO, Bruno César Barroso; CAVALCANTE, Francisco Sales Ávila; OLIVEIRA, Mona Lisa Moura; ARAÚJO, Rinaldo Santos. Avaliação da poluição atmosférica na área do distrito industrial de Maracanaú (CE), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020175292>. Acesso em: 24 mai. 2023.

LIN, Y. C.; LAI, C. Y.; CHU, C. P. Air pollution diffusion simulation and seasonal spatial risk analysis for industrial areas. **Environmental Research**, v. 194, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110693>. Acesso em: 10 fev. 2023.

LU, Bingqing; ZHANG, Zekun; JIANG, Jiakui; MENG, Xue; LIU, Chao; HERRMANN, Hartmut; CHEN, Jianmin; XUE, Likun; LI, Xiang. Unraveling the O₃-NO_x-VOCs relationships induced by anomalous ozone in industrial regions during COVID-19 in Shanghai. **Atmospheric Environment**, v. 308, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119864>. Acesso em: 30 mai. 2023.

MORETTI, Roberto; COX, Mônica. Impactos socioambientais ao longo da implantação e consolidação do Complexo Industrial Portuário de Suape – PE. **Gaia Scientia**, v. 10, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21707/gaia.v10.n01a11>. Acesso em: 20 mai. 2023.

MUELLER, Natalie; WESTERBY, Marie; NIEUWENHUIJSEN, Mark. Health impact assessments of shipping and port-sourced air pollution on a global scale: A scoping literature review. **Environmental Research**, v. 216, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114460>. Acesso em: 26 abr. 2023.

OLIVEIRA, Thaís S.; XAVIER, Diego de A.; SANTOS, Luciana D.; PASSOS, Tiago U.; SANDERS, Christian J.; FRANÇA, Elvis J.; CAMARGO, Plínio B.; PENNY, Dan; BARCELLOS, Roberto L. Reconstructing the history of environmental impact in a tropical mangrove ecosystem: A case study from the Suape port-industrial complex, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101747>. Acesso em: 20 mai. 2023.

PRAKASAM, C.; ARAVINTH, R.; NAGARAJAN, B. Estimating NDVI and LAI as precursor for monitoring air pollution along the BBN industrial corridor of Himachal Pradesh, India. **Materials Today: Proceedings**, v. 61, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.360>. Acesso em: 05 mai. 2023.

QI, Qi; WANG, Shuai; ZHAO, Hui; KOTA, Sri Harsha; ZHANG, Hongliang. Rice yield losses due to O₃ pollution in China from 2013 to 2020 based on the WRF-CMAQ model. **Journal of Cleaner Production**, v. 401, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136801>. Acesso em: 24 mai. 2023.

QU, Yawei; WANG, Tijian; YUAN, Cheng; WU, Hao; GAO, Libo; HUANG, Congwu; LI, Yasong; LI, Mengmeng; XIE, Min. The underlying mechanisms of PM_{2.5} and O₃ synergistic pollution in East China: Photochemical and heterogeneous interactions. **Science of the Total Environment**, v. 873, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162434>. Acesso em: 24 mai. 2023.

REQUIA, Weeberb J.; ROIG, Henrique L.; SCHWARTZ, Joel D. Schools exposure to air pollution sources in Brazil: A nationwide assessment of more than 180 thousand schools. **Science of the Total Environment**, v. 763, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143027>. Acesso em: 06 jan. 2023.

ROVIRA, Joaquim; DOMINGO, José L.; SCHUHMACHER, Marta. Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ and O₃): Application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 703, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135538>. Acesso em: 24 mai. 2023.

SHI, Yuqi; LIU, Chang; ZHANG, Baosheng; SIMAYI, Maimaiti; XI, Ziyang; REN, Jie; XIE, Shaodong. Accurate identification of key VOCs sources contributing to O₃ formation along the Liaodong Bay based on emission inventories and ambient observations. **Science of the Total Environment**, v. 844, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156998>. Acesso em: 23 abr. 2023.

SILVEIRA, Carlos; FERREIRA, Joana; MIRANDA, Ana I. A multiscale air quality and health risk modelling system: Design and application over a local traffic management case study. **Atmospheric Environment**, v. 294, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119481>. Acesso em: 18 abr. 2023.

SIM, Sunghyun; PARK, Jin-Hyoung; BAE, Hyerim. Deep collaborative learning model for port-air pollutants prediction using automatic identification system. **Transportation Research Part D**, v. 111, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103431>. Acesso em: 25 abr. 2023.

SIQUEIRA, S. C. W.; GONÇALVES, R. M.; QUEIROZ, H. A. A.; PEREIRA, P. S.; SILVA, A. C.; COSTA, M. B. Understanding the coastal erosion vulnerability influence over sea turtle (*Eretmochelys imbricate*) nesting in NE of Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101965>. Acesso em: 05 mai. 2023.

SONG, Mengdi; TAN, Qinwen; FENG, Miao; QU, Yu; LIU, Xingang; AN, Junling; ZHANG, Yuanhang. Source apportionment and secondary transformation of atmospheric nonmethane hydrocarbons in Chengdu, Southwest China. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2018JD028479>. Acesso em: 24 mai. 2023.

SONG, Mengdi; LI, Xin; YANG, Suding; YU, Xuena; ZHOU, Songxiu; YANG, Yiming; CHEN, Shiyi; DONG, Huabin; LIAO, Keren; CHEN, Qi; LU, Keding; ZHANG, Ningning; CAO, Junji; ZENG, Limin; ZHANG, Yuanhang. Spatiotemporal variation, sources, and secondary transformation potential of volatile organic compounds in Xi'an, China.

Atmospheric Chemistry and Physics, v. 21, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/acp-21-4939-2021>. Acesso em: 24 mai. 2023.

STEIN, A. F.; DRAXLER, R. R.; ROLPH, G. D.; STUNDER, B. J. B.; COHEN, M. D.; NGAN, F. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 96, n. 12, p. 2059-2077, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>. Acesso em: 23 jun. 2022.

Suape. Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros. Mapa de Empresas. Disponível em: <https://www.suape.pe.gov.br/pt/negocios/mapa-de-empresas>. Acesso em: 21 abr. 2023.

SUN, Shuang; LI, Lingjun; WU, Zhihong; GAUTAM, Atul; LI, Jinxiang; ZHAO, Wenji. Variation of industrial air pollution emissions based on VIIRS thermal anomaly data. **Atmospheric Research**, v. 244, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105021>. Acesso em: 08 mai. 2023.

WANG, Ruonan; TIE, Xuexi; LI, Guohui; ZHAO, Shuyu; LONG, Xing; JOHANSSON, Lasse; AN, Zhisheng. Effect of ship emissions on O₃ in the Yangtze River Delta region of China: Analysis of WRF-Chem modeling. **Science of the Total Environment**, v. 683, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.240>. Acesso em: 24 abr. 2023.

WANG, Junhua; WANG, Dawei; GE, Baozhu; LIN, Weili; JI, Dongsheng; PAN, Xiaole; LI, Jie; WANG, Zifa. Increase in daytime ozone exposure due to nighttime accumulation in a typical city in eastern China during 2014–2020. **Atmospheric Pollution Research**, v. 13, 2022a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101387>. Acesso em: 27 abr. 2023.

WANG, Qing; ZHU, Huanhuan; XU, Huaiyue; LU, Kailai; BAN, Jie; MA, Runmei; LI, Tiantian. The spatiotemporal trends of PM_{2.5}- and O₃-related disease burden coincident with the reduction in air pollution in China between 2005 and 2017. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 176, 2022b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105918>. Acesso em: 24 mai. 2023.

WANG, Yangjun; JIANG, Sen; HUANG, Ling; LU, Guibin; KASEMSAN, Manomaiphiboon; YALUK, Elly Arukulem; LIU, Hanqing; LIAO, Jiaqiang; BIAN, Jinting; ZHANG, Kun; CHEN, Hui; LI, Li. Differences between VOCs and NO_x transport contributions, their impacts on O₃, and implications for O₃ pollution mitigation based on CMAQ simulation over the Yangtze River Delta, China. **Science of the Total Environment**, v. 872, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162118>. Acesso em: 11 mai. 2023.

WU, Cui-lin; HE, Hong-di; SONG, Rui-feng; ZHU, Xing-hang; PENG, Zhong-ren; FU, Qing-yan; PAN, Jun. A hybrid deep learning model for regional O₃ and NO₂ concentrations prediction based on spatiotemporal dependencies in air quality monitoring network. **Environmental Pollution**, v. 320, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121075>. Acesso em: 18 abr. 2023.

YANG, S.-H.; CHEN, J.-M. Air pollution prevention and pollution source identification of chemical industrial parks. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 159, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.01.040>. Acesso em: 05 mai. 2023.