



## **VERSÃO PRELIMINAR**

# **DIAGNÓSTICO DE EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS NA PRODUÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS**

**Amanda Pontes Maia Pires Alcantara<sup>1</sup>**

**Jefferson Pereira Ribeiro<sup>1</sup>**

**Iran Gomes da Rocha Segundo<sup>2</sup>**

**Débora Barbosa da Silva<sup>3</sup>**

**Leandro Machado de Carvalho<sup>4</sup>**

**Jocinei Dognini<sup>5</sup>**

**Joaquim Alexandre Santos Almeida Oliveira Carneiro<sup>6</sup>**

**Francisco Wagner de Sousa<sup>7</sup>**

**Verônica Teixeira Franco Castelo Branco<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia de Transportes

<sup>2</sup>Universidade do Minho, ISISE - Departamento de Engenharia de Transportes

<sup>3</sup>Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Química

<sup>4</sup>Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Química

<sup>5</sup>Instituto SENAI de Tecnologia Ambiental, Blumenau/SC

<sup>6</sup>Universidade do Minho, Centro de Física das Universidades do Minho e do Porto (CF-UM-UP)

<sup>7</sup>Instituto Federal do Ceará, Departamento de Química

## **RESUMO**

Os pavimentos asfálticos são comumente utilizados em grandes centros urbanos e são os mais utilizados no Brasil. No entanto, vários contaminantes do ar são emitidos durante o ciclo de produção desses pavimentos devido principalmente a necessidade de uso de altas temperaturas durante esse processo. Esta pesquisa visa avaliar os níveis de poluição durante o processo de produção (usinagem) de misturas asfálticas em contexto real. Para avaliar tal aspecto, foram analisadas emissões de poluentes atmosféricos geradas em uma usina de misturas asfálticas durante seu período de operação em comparação com o seu estágio de inatividade. Utilizaram-se os métodos de amostragem passiva para a quantificação do dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e do dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e amostragem ativa para a quantificação de material particulado (MP<sub>10</sub>), nas quais foram realizadas as suas especiações químicas quanto aos Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), aos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e ao Níquel (Ni). Comparando os resultados encontrados para a usina em operação com aqueles obtidos durante o seu estágio de inatividade, houve um aumento na concentração de todos os poluentes analisados, dos quais destaca-se o MP<sub>10</sub> adsorvido com COVs, HPAs e Ni.

## **ABSTRACT**

This research investigated the contribution of the production of asphalt mixtures to air pollution, in a real context. Asphalt pavements are commonly used in large urban centers as they facilitate the flow of goods and people. However, various air contaminants can be formed during the production cycle of these pavements. To evaluate this problem, atmospheric pollutants were analyzed in an asphalt plant during its periods of inactivity and operation. Passive sampling methods were used to quantify nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), and active sampling methods were used to quantify particulate matter (PM<sub>10</sub>), in which its chemical speciation for volatile organic compounds (VOCs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and Nickel (Ni). The results showed an increase in the concentrations of all analyzed pollutants, of which PM<sub>10</sub> stands out due to the high levels of its concentrations and the presence of VOCs, PAHs and Ni adsorbed on it.

## **1. INTRODUÇÃO**

As atividades antrópicas têm impactos diretos na poluição do ar que, por sua vez, causa riscos à saúde humana e danos ao meio ambiente (Vallero, 2014). Durante o período de pandemia houve uma melhora significativa na qualidade do ar, principalmente, nas grandes cidades, devido às políticas de confinamento (*lockdown*) (Aloi *et al.*, 2020; Jephcote *et al.* 2021; Rocha *et al.*, 2021).

Existe uma forte relação entre os sistemas de transporte e a poluição do ar. No aspecto operacional, há um amplo esforço de pesquisa para analisar os impactos do setor na qualidade do ar (Colvile *et al.*, 2001; Bertoncini *et al.*, 2021; Cassiano *et al.*, 2021). No entanto, essa relação ainda não é amplamente avaliada em termos de infraestrutura, sobretudo, em contextos reais dos serviços de pavimentação. Na infraestrutura de transportes há um duplo desafio: geração de emissões de poluentes durante as etapas construtivas dos pavimentos, principalmente, dos pavimentos asfálticos; e um efeito indireto do pavimento nas operações de transportes que, conseqüentemente, influenciam nas emissões veiculares (EPA, 1973; 2000; 2003). Recentemente, questões relacionadas à poluição atmosférica têm levantado preocupações sobre a contribuição dos serviços de pavimentação para a piora da qualidade do ar, especialmente, quando estes são executados em grandes centros urbanos (Chong *et al.*, 2018; Fontenele *et al.*, 2018; Pouranian e Shishehbor, 2019; Cheraghian *et al.*, 2020, Rocha-Segundo *et al.*, 2021).

A produção de misturas asfálticas usinadas a quente (do inglês, *Hot Mix Asphalt* - HMA) requer o aquecimento do Cimento Asfáltico de Petróleo (CAP) a temperaturas em torno de 160°C. A composição química orgânica e complexa desse insumo faz com que o seu aquecimento volatilize poluentes atmosféricos nocivos, tais como Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), etc. (EPA, 1973; 2003). Além disso, essa indústria utiliza elevados volumes de agregados minerais que podem constituir uma fonte significativa de Materiais Particulados (MPs).

Dentre os MPs, as partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 10µm (MP<sub>10</sub>) geram preocupação porque podem adsorver poluentes orgânicos (COVs e HPAs) e metálicos. Estas são as partículas geralmente emitidas durante os processos industriais e relacionados à construção civil (Anderson *et al.*, 2012). Já o NO<sub>2</sub> está envolvido na formação de *smog* fotoquímico e chuva ácida. O SO<sub>2</sub>, além de estar, também, associado à formação de chuva ácida, é o principal precursor das concentrações ambientais de PM<sub>2,5</sub> e tende a ser encontrado em instalações industriais devido à queima de combustíveis fósseis (EPA, 2020). VOCs e HPAs são substâncias potencialmente prejudiciais à saúde humana, cuja exposição pode causar desde acometimentos leves, como náuseas e irritações às mucosas, até comprometimentos graves, como problemas cardiorrespiratórios e cânceres diversos. O Níquel (Ni) é um metal pesado com potencial carcinogênico aos seres humanos (IARC, 2012).

O diagnóstico de emissões geradas em serviços de pavimentação visa conhecer o perfil destas e constitui uma importante ferramenta de planejamento e gestão ambiental a fim de orientar ações mais eficientes de monitoramento, controle e mitigação de poluentes atmosféricos para tornar essas atividades menos poluentes e ambientalmente corretas (do inglês, *eco-friendly*). Este trabalho investigou as emissões geradas em uma usina de misturas asfálticas, durante seus períodos de inatividade e de operação, para avaliar se houve contribuição dessa atividade para a poluição do ar, em contexto real. A análise foi realizada através da coleta e da quantificação de NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, bem como pela especiação química de VOCs, HPAs e Ni adsorvidos no PM<sub>10</sub>. Vale salientar que este estudo apresenta uma inovadora abordagem no estudo dos poluentes gerados em usinas asfálticas, principalmente, em relação aos compostos adsorvidos

## VERSÃO PRELIMINAR

em MP oriundos dessa fonte, tema pouco avaliado na literatura.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse trabalho, a fim de investigar as condições reais de funcionamento de uma usina de mistura asfáltica, o planejamento experimental foi adaptado à rotina operacional da empresa localizada na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), no Ceará. A usina, que funciona em produção contínua (*drum-mixer*), opera em contrafluxo, utiliza gás natural como combustível e possui capacidade de produção de 160ton/h. Para promover a redução dos níveis de emissões, a unidade produtiva possui sistemas filtrantes compostos por coletores de finos, ciclones e filtros de manga.

Durante o período de amostragem foram usinados diferentes traços de misturas asfálticas (Tabela 1). A temperatura do tambor secador manteve-se em aproximadamente 165°C e foi utilizado o CAP 50/70 (proveniente da Refinaria Lubrificantes e Derivados do Nordeste – Lubinor, Petrobras) para todas as misturas asfálticas usinadas nos dias monitorados.

**Tabela 1** - Composições das misturas asfálticas avaliadas durante a usinagem.

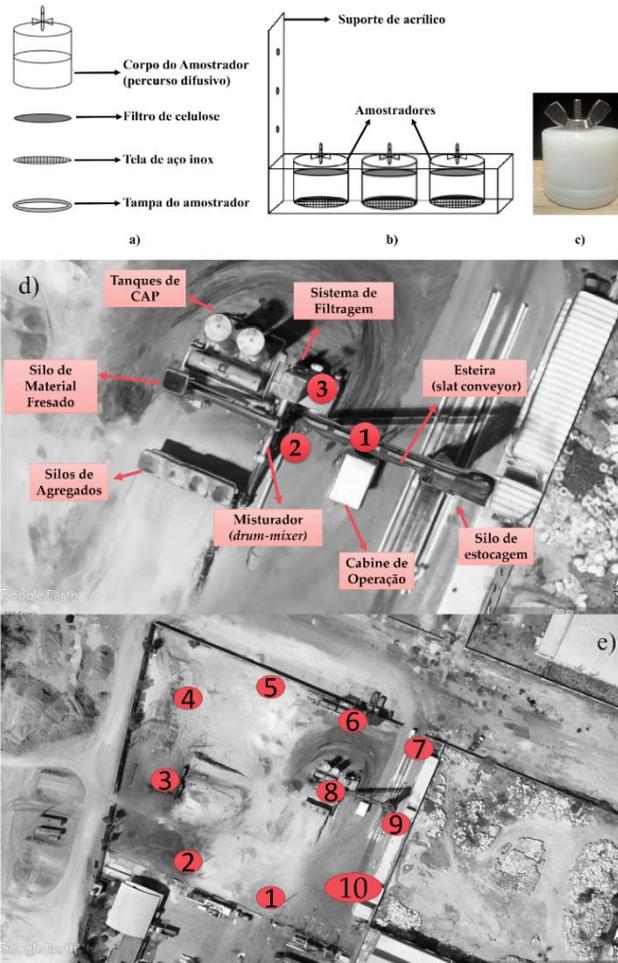
| Traço | Tipo de Mistura <sup>a</sup> | Material Fresado <sup>c</sup> (%) | Composição final da mistura asfáltica |              |                |                 |
|-------|------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|--------------|----------------|-----------------|
|       |                              |                                   | Teor de CAP (%)                       | Brita 1” (%) | Brita 1/2” (%) | Pó de pedra (%) |
| 1     | Binder                       | 15,0                              | 4,5                                   | 26,7         | 26,7           | 42,1            |
| 2     | CAUQ <sup>a</sup>            | 15,0                              | 5,7                                   | -            | 19,4           | 74,9            |
| 3     | CAUQ <sup>a</sup>            | -                                 | 5,7                                   | -            | 22,1           | 72,2            |
| 4     | AAUQ <sup>b</sup>            | 10,0                              | 6,0                                   | -            | -              | 94,0            |

Nota: a. Concreto Asfáltico Usinado a Quente; b. Areia Asfáltica Usinada a Quente (AAUQ); c. Segundo a usina, os teores de insumos virgens (CAP, brita 1” ; brita ½” e pó de pedra) são calculados mediante caracterização prévia do material fresado e compensados no momento da usinagem pelo operador da unidade, além disso, adota-se a taxa de ativação do ligante igual a 100%, portanto, o percentual de material fresado, aqui tabelado, já está incluso na composição final da mistura, não sendo necessário somá-lo novamente.

Fonte: Adaptada de Barbosa (2019).

As amostragens de NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub> foram realizadas com a usina inativa (sem produção) e em operação. NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> foram coletados por amostragem passiva seguindo a metodologia proposta por Ribeiro *et al.* (2019). Impregnaram-se filtros de celulose (25mm de diâmetro) com 100µL de solução absorvente, para NO<sub>2</sub> utilizou-se uma solução de KI 0,5 M e KOH 0,2 M em MetOH, e para SO<sub>2</sub> de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 0,01 mol.L<sup>-1</sup>. Após secagem, os filtros foram colocados nos amostradores (Figura 1a) e depois em suportes de acrílico (Figura 1b) para serem expostos no pátio da usina por 72h (Figura 1e). Já o PM<sub>10</sub> foi amostrado por um período de 3h, com vazão de ar de 67,8 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, em um amostrador de grandes volumes (HiVol 3000, ECO-HVS3000-02, Ecotech<sup>®</sup>), em filtros de fibra de vidro, que foram secos e pesados antes e depois das amostragens. O HiVol 3000 foi alocado (Figura 1d) próximo a esteira transportadora de mistura

asfáltica para os silos de estocagem (Posição 1) e próximo à saída do secador/misturador de tambor rotativo (Posições 2 e 3). Essas posições foram escolhidas estrategicamente de modo que a amostragem ocorresse o mais próximo possível ao local de usinagem das misturas asfálticas. Além disso, levou-se em consideração, também, a disponibilidade de energia elétrica e a garantia de segurança no processo de amostragem.



**Figura 1** – Esquema de amostragem dos poluentes: a) partes do amostrador passivo, b) suporte de acrílico e amostradores, c) imagem real do amostrador passivo, d) posicionamento do HiVol 3000, e) posicionamento dos suportes de acrílico.

$\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  adsorvidos nos filtros foram eluídos com 6mL de solução reagente. Para o  $\text{NO}_2$  foi utilizada uma solução reagente de NEDA 0,1% e a quantificação do mesmo foi realizada em um espectrofotômetro UV-Vis (modelo UV-1800, Shimadzu) a 540nm (Saltzman, 1954). Para o  $\text{SO}_2$  foi utilizada uma solução reagente de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% e a quantificação foi feita por cromatografia de íons (modelo 883 Basic IC Plus, Metrohm). As condições cromatográficas foram solução supressora de íons ácido sulfúrico 500mM; a fase móvel foi solução de carbonato de sódio 3,2 mM–1,0 mM de bicarbonato de sódio e a taxa de fluxo utilizada foi de 0,7 ml/min.

A taxa de amostragem passiva é controlada pelo processo de difusão e a concentração média de gases na atmosfera, durante o período de exposição dos filtros, é calculada pela integração



## VERSÃO PRELIMINAR

da primeira lei de Fick de acordo com a Equação 1:

$$C = (m \times L) / (D \times A \times t) \quad (1)$$

Em que C: concentração do analito (NO<sub>2</sub> ou SO<sub>2</sub>);

m: massa do analito;

L: comprimento do caminho difusivo;

D: coeficiente de difusão molecular;

A: área da seção transversal do amostrador;

t: tempo de amostragem.

Já as concentrações de MP<sub>10</sub> retido nos filtros após as amostragens foram determinadas, gravimetricamente, em relação ao volume de ar amostrado (ECOTECH, 2013), segundo a Equação (2):

$$C = (m_f - m_i) / V \quad (2)$$

em que C: concentração de MP<sub>10</sub>;

m<sub>f</sub>: massa final do filtro;

m<sub>i</sub>: a massa inicial do filtro;

V: volume de ar amostrado.

Para análise dos HPAs, COVs e Ni seguiram-se as metodologias propostas por Heikkilä *et al.*, (2002) e Adolfo *et al.* (2022). Os filtros com PM<sub>10</sub> foram extraídos ultrassonicamente com diclorometano por 2h. Os extratos foram concentrados e quantificados por cromatografia (VOCs e HPAs) e absorção atômica (Ni). O GC/MS (GC-7890B/MS-5977A, Agilent®) foi equipado com uma coluna capilar HP-5MS (20m × 0,18mm, i.d. 0,18µm de espessura de filme). O Hélio foi usado como gás de arraste a uma vazão de 0,7mL min<sup>-1</sup>. Para determinação dos COVs, o volume de injeção foi de 1µL no modo *split* 1:20 (14mL min<sup>-1</sup>); temperatura do injetor a 220°C; com o seguinte programa de gradiente de temperatura: 45°C por 2min, 8°C min<sup>-1</sup> a 120°C, 20°C min<sup>-1</sup> a 160°C, 30°C min<sup>-1</sup> a 220°C (mantido por 1.625min); linha de transferência do MSD a 220 °C, atraso do solvente de 1min, temperatura da fonte de íons a 300°C, temperatura do quadrupolo a 150°C e espectrômetro de massa operado no SCAN com ionização de elétrons (EI) (70eV) com modo Threshold 100. Para determinação dos HPAs, o volume de injeção foi de 2µL no modo *splitless* pulsado; temperatura do injetor a 280°C; com o seguinte programa de gradiente de temperatura: 35°C por 2,4 min, 50°C.min<sup>-1</sup> a 130°C (mantido por 2,8min), 20°C.min<sup>-1</sup> a 180°C (2,8min), 20°C.min<sup>-1</sup> a 260°C (2,8min), 20°C.min<sup>-1</sup> a 300°C (4,2min); linha de transferência do MSD a 300°C, atraso (*delay*) do solvente de 3,6min, temperatura da fonte de íons a 300°C, temperatura do quadrupolo a 150°C e espectrômetro de massa operado no SIM com modo de ionização de elétrons (EI) (70eV). Para análise de Ni utilizou-se uma alíquota de 20mL do extrato concentrado que foi evaporada, sob atmosfera de N<sub>2</sub>, e o conteúdo remanescente foi ressuspenso em 500µL de solução de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) 0,5% (v/v). Posteriormente, as amostras foram analisadas por espectrometria de absorção atômica (HR-CS AAS) (modelo: ContrAA 700, Analytik Jena®). As medidas foram realizadas nas linhas primárias de Ni (232nm). O programa de temperatura utilizado nas análises seguiu as recomendações do fabricante.

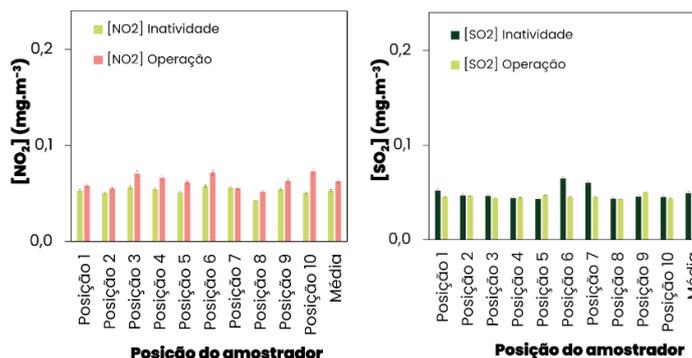
### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Figura 2 mostra os resultados para as emissões de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> obtidas durante as amostragens



**VERSÃO PRELIMINAR**

realizadas na usina. Pode-se perceber que, praticamente, não houve contribuição do processo de usinagem para o aumento dos níveis desses poluentes. Utilizou-se um teste de hipóteses (teste *t* de *Student*) para avaliar se houve diferença significativa nos resultados das medições. O resultado da análise estatística mostrou que não houve evidências suficientes para concluir que os níveis médios de SO<sub>2</sub> sejam diferentes (P-valor = 0,25) para as duas amostragens, já para as emissões de NO<sub>2</sub> o teste apresentou resultado oposto (P-valor = 0,001).



**Figura 2** – Concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> observadas na usina.

Alguns fatores podem ter contribuído para os baixos níveis desses poluentes na usina, tanto durante sua operação quanto nos períodos de inatividade, dentre eles estão: o tipo de combustível utilizado (gás natural) e a interferência das condições meteorológicas. A queima do gás natural é considerada mais limpa, do ponto de vista ambiental, se comparada com a queima de outros combustíveis que comumente são utilizados nas usinas, tais como o óleo de Baixo Ponto de Fluidadez (óleo BPF). Adicionalmente, o gás natural é um combustível praticamente isento de enxofre, o que justificaria os baixos níveis desse poluente durante a operação da usina. A produção de NO<sub>x</sub>, pelo sistema de aquecimento do *drum-mixer*, é inevitável, uma vez que o ar ambiente é utilizado como comburente. No entanto, o aumento desse poluente durante a operação da usina pode ter relação com o fluxo de veículos pesados (movidos a *diesel*) para transporte das misturas asfálticas produzidas, uma vez que esses são, tradicionalmente, considerados como principais fontes móveis de NO<sub>x</sub>. Adicionalmente, a Tabela 2 mostra considerável interferência das condições meteorológicas durante as coletas. Assim, os níveis maiores de precipitação, durante a amostragem realizada na usina em operação, podem ter contribuído para um efeito de lavagem da atmosfera pela chuva, reduzindo a presença desses poluentes no ar (Kwak *et al.*, 2017).

**Tabela 2** – Condições meteorológicas\* das campanhas de amostragem do NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>

| Amostragem  | Velocidade do vento (m.s <sup>-1</sup> ) | Direção do Vento     | Temperatura (°C) | Precipitação (mm) | Umidade Relativa (%) |
|-------------|--|----------------------|------------------|-------------------|----------------------|
| Inatividade | 0,9 ± 1,0                                | Nordeste (NE)        | 26,9 ± 1,9       | 6,3 ± 1,3         | 89,5 ± 5,5           |
| Operação    | 1,0 ± 1,3                                | Norte-Nordeste (NNE) | 26,8 ± 2,0       | 18,3 ± 26,8       | 88,8 ± 4,9           |

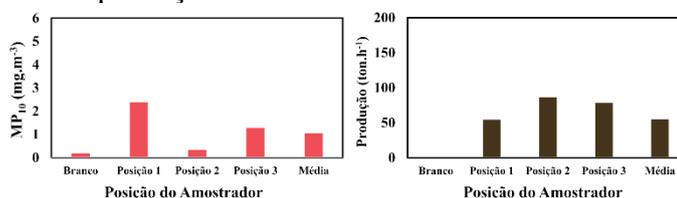
Nota: \*Dados obtidos da estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) de Fortaleza.

A **Figura 3** apresenta os resultados relativos as emissões de MP<sub>10</sub> na usina. Pode-se notar que,



## VERSÃO PRELIMINAR

apesar de haver um aumento da concentração do poluente durante o funcionamento da usina, em relação ao seu período de inatividade, não houve uma relação direta entre a concentração de MP no ar e o volume de produção de mistura asfáltica da usina.



**Figura 3** - Níveis de MP<sub>10</sub> e produção de mistura asfáltica na usina.

A ocorrência de chuvas durante as coletas de MP<sub>10</sub> pode ter, também, acarretado o efeito de lavagem da atmosfera. Pode-se perceber que esse efeito foi ainda mais significativo nos dias em que o HiVol estava alocado na posição 2 (próximo à saída do secador/misturador de tambor rotativo) cujas precipitações tiveram média de 27,3±31 mm.

Outro argumento diante desses resultados parte da observação do fenômeno em campo. Verificou-se que nas áreas circundantes à unidade de produção das misturas asfálticas, nas quais o HiVol foi alocado, havia uma intensa movimentação de agregados virgens para alimentação dos silos e de caminhões que geravam poeiras perceptíveis “a olho nu” (macroscopicamente). Assim, acredita-se que possa haver contribuições síncronas ao processo de usinagem da mistura asfáltica, em si, que, no entanto, se integram, e são inerentes ao fenômeno de emissão de MP em condições reais de operação de usinas.

Em relação aos contaminantes orgânicos e ao Ni, as concentrações obtidas, a partir da especiação química das amostras de MP<sub>10</sub> coletadas com a usina inativa, foram abatidas das concentrações das amostras coletadas com a usina em operação, de modo a verificar o acúmulo de COVs, HPAs e Ni adsorvidos no MP<sub>10</sub>. Ou seja, serão apresentadas as diferenças entre as concentrações durante a usinagem e com a usina em estágio de inatividade. Os resultados sugerem que o processo de usinagem das misturas asfálticas contribuiu para o aumento da concentração de Ni e de praticamente todos os poluentes orgânicos analisados. Conclui-se que estes poluentes devem ser provenientes do processo de usinagem de misturas asfálticas.

Observou-se uma menor concentração dos compostos orgânicos leves, com até 3 anéis, enquanto as moléculas de maior peso molecular estão mais concentradas na fase particulada analisada (Tabela 3). Em relação aos COVs, apenas benzeno, etilbenzeno e O-xileno não acumularam nas amostras coletadas na usina. Já em relação aos HPAs, todos os poluentes acumularam, em pelo menos uma das posições. A literatura aponta que os HPAs de pesos moleculares mais baixos, com dois ou três anéis aromáticos, são mais voláteis e, por isso, são emitidos *a priori* na fase gasosa, o que justificaria os baixos níveis dos COVs e HPAs com até 3 anéis, como naftaleno, acenafteno e acenaftileno, adsorvidos na fase particulada em análise (Ravindra *et al.*, 2008; Brudi *et al.*, 2020). Pode-se seguir a mesma compreensão para os HPAs de maior peso molecular.



## VERSÃO PRELIMINAR

**Tabela 3** - Concentração de COVs, HPAs e Ni acumulados durante a operação da usina.

| Poluente   | N° de anéis | Concentração (ng.m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> ) |                  |                  |
|--|-------------|--|------------------|------------------|
|  |             | Posição 1  | Posição 2        | Posição 3        |
| Tetracloroetileno  | 0           | 0,45   | 1,21             | 0,96             |
| Tolueno  | 1           | 8,95   | 5,55             | 9,04             |
| M,P-xileno   | 1           | 0,06   | 0,06             | 0,07             |
| Estireno   | 1           | 0,05   | 0,04             | 0,04             |
| Naftaleno (Nap)  | 2           | 0,31   | 0,24             | 0,33             |
| Acenafteno (Ace)   | 3           | 0,62   | 14,48            | 12,46            |
| Acenaftileno (Acy)   | 3           | 0,47   | 7,83             | 6,74             |
| Antraceno (Ant)  | 3           | 0,17   | 4,98             | 2,08             |
| Fenantreno (Phe)   | 3           | NA   | 104,66           | 158,99           |
| Fluoreno (Flu)   | 3           | 5,57   | 182,91           | 179,68           |
| Fluoranteno (Flua)   | 4           | NA   | NA               | 136,97           |
| Benzo[a]antraceno (BaA)                                    | 4           | 10,63  | 12,03            | 20,17            |
| Criseno (Chr)  | 4           | 10,94  | 4,21             | 20,98            |
| Pireno (Pyr)   | 4           | 0,30   | 68,15            | 291,31           |
| Benzo[a]pireno (BaP)                                       | 5           | 16,72  | 1.436,56         | 32,16            |
| Benzo[k]fluoranteno (BkFA)                                 | 5           | 0,41   | NA               | 122,57           |
| Dibenzo[a,h]antraceno (DahA)                               | 5           | NA   | 2,59             | 9,59             |
| Benzo[g,h,i]perileno (BghiP)                               | 6           | 2,17   | 0,80             | 36,25            |
| Indeno(1,2,3-c,d)pireno (IcdP)                             | 6           | 2,85   | 2,88             | 79,70            |
| Ni   | -           | 0,81   | 0,82             | 0,70             |
| <b>Parâmetros de análise</b>                               |             | <b>Posição 1</b>                                   | <b>Posição 2</b> | <b>Posição 3</b> |
| [MP <sub>10</sub> ] (mg.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> ) |             | 2,19   | 0,14             | 1,09             |
| Produção (ton.h <sup>-1</sup> )                            |             | 54,3   | 86,6             | 78,2             |

Nota: NA: Não Acumulado – poluente não acumulado nas posições.

Apesar da concentração de MP<sub>10</sub> não ter apresentado uma relação proporcional com a produção de mistura asfáltica, pode-se observar que o contrário ocorre com os poluentes adsorvidos. O acúmulo dessas substâncias nos filtros parece ser compatível com a produção de mistura asfáltica. Outra evidência que fortalece esse raciocínio é o fato de a extração de Ni ter sido realizada em fase orgânica, *a priori* na forma de metaloporfirinas. Assim, a presença desse marcador químico no extrato orgânico das amostras coletadas na usina, evidenciam que o processo de usinagem e o aquecimento do ligante asfáltico são as fontes principais da fração orgânica extraída dos filtros. Essa compreensão foi embasada nos estudos de Quadros *et al.* (2010) que identificaram a ocorrência de perda da concentração de Ni durante o aquecimento do petróleo. O estudo vislumbrava a possibilidade de Ni ser encontrado em amostras de MP após aquecimento, como foi corroborado pela presente pesquisa.

#### 4. CONCLUSÕES

Esta pesquisa se propôs a avaliar os níveis de poluição durante o processo de produção (usinagem) de misturas asfáltica em contexto real. Para avaliar tal aspecto, foram analisadas emissões de MP<sub>10</sub> (com a especiação química de VOCs, HPAs e Ni), NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> geradas em uma usina de misturas asfálticas durante seu período de operação em comparação com o seu estágio de inatividade. Os dados obtidos nesse trabalho evidenciam a contribuição do processo de usinagem de misturas asfálticas para a piora da qualidade do ar ambiente na usina analisada, demonstrado, sobretudo, pelos contrastes nos níveis de NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, COVs, HPAs e Ni em seus períodos de inatividade e operação.

A presença de chuvas durante as coletas dos poluentes inorgânicos mostrou um efeito de

lavagem atmosférica significativo que pode ter contribuído para redução dos níveis de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> durante o período de produção das misturas asfálticas. Nesse caso, apenas a concentração de NO<sub>2</sub> mostrou-se significativamente diferente em relação ao período de inatividade da usina. A concentração de MP<sub>10</sub> não obteve uma relação direta com a quantidade de mistura asfáltica produzida e acredita-se que fontes externas síncronas possam contribuir para os níveis desses poluentes. No entanto, a quantidade de VOCs, HPAs e Ni adsorvidos no MP<sub>10</sub> são maiores quando há uma maior quantidade de produção de mistura asfáltica, o que pode evidenciar a contribuição do processo de produção das misturas asfálticas para o aumento da disponibilidade desses poluentes na atmosfera.

Além disso, o presente estudo expõe a necessidade de melhorias nos processos industriais do setor de pavimentação asfáltica brasileiro, sobretudo, no que diz respeito ao controle de emissões, que atualmente desconsidera a existência de fontes poluidoras concomitantes, como a estocagem inadequada dos agregados virgens.

#### **Agradecimentos**

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap), MLC-0191-00144.01.00/22 (Edital Mulheres na Ciência). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Processo 404978/2021-5 – Chamada CNPq/MCTI/FNDCT Nº 18/2021 - Faixa B - Grupos Consolidados. À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), projeto NanoAir PTDC/FIS-MAC/6606/2020.

#### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Adolfo, F. R.; Claussen, L. E.; Carginin, R. S.; Brudi, L. C.; Grasmann, C. S.; Nascimento, P. C.; Cravo, M.; Nascimento, L. A.; Alcantara, A. P. M. P.; Castelo Branco, V. T. F. e Carvalho, L. M. (2022) Influence of Thermal Aging and Long Term-aging on Ni and V Content in Asphalt Fractions and Their Determination in Air Particulate Matter from Asphalt Mixing Plants. *Fuel*, v. 324, p. 124289. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124289>
- Aloi, A.; Alonso, B.; Benavente, J.; Cordera, R.; Echániz, E.; González, F.; Ladisa, C.; Lezama-Romanelli, R.; López-Parra, Á.; Mazzei, V.; Perrucci, L.; Prieto-Quintana, D.; Rodríguez, A. e Sañudo, R. (2020) Effects of the COVID-19 Lockdown on Urban Mobility: Empirical Evidence from the City of Santander (Spain). *Sustainability*, v. 12, p. 3870. <https://doi.org/10.3390/su12093870>.
- Anderson, J. O.; Thundiyil, J. G. e Stolbach, A. (2012) Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *J. Med. Toxicol*, v. 8, n. 2, p.166–175. <https://doi.org/10.1007/s13181-011-0203-1>.
- Bertoncini, B. V.; Quintanilha, W. F. L.; Rodrigues, L. A.; Cassiano, D. R.; Ribeiro, J. P. e Cavalcante, R. M. (2021) Onboard Analysis of Vehicle Emissions in Urban Ways with Different Functional Classifications. *Urban Climate*, v. 39, p. 100950. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100950>.
- Brudi, L. C.; Adolfo, F. R.; Nascimento, P. C. Cargin, R. S.; Bohrer, D.; Carvalho, L. M. Burgo, T. A. A.; Cravo, M. C. C. e Nascimento, L. A. H. (2020) Emission and Collection of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Raw Asphalt Samples Heated at 130°C. *Energy & Fuels*, v. 34, p. 11248-11257. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c01913>
- Cassiano, D. R.; Bertoncini, B. V. e de Oliveira, L. K. A. (2021) Conceptual Model Based on the Activity System and Transportation System for Sustainable Urban Freight Transport. *Sustainability*, v. 13, p. 5642. <https://doi.org/10.3390/su13105642>.
- Cheraghian, G.; Falchetto, A. C.; You, Z.; Chen, S.; Kim, Y. S.; Westerhoff, J.; Moon, K. H. e Wistuba, M.P. (2020) Warm Mix Asphalt Technology: An up to Date Review. *J. Clean. Prod.*, v. 268, p. 122128. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122128>.
- Chong, D.; Wang, Y.; Zhao, K.; Wang, D. e Oeser, M. (2018) Asphalt Fume Exposures by Pavement Construction Workers: Current Status and Project Cases. *J. Constr. Eng. Manag.*, v. 144, n. 4, p. 05018002. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)CO.1943-7862.0001263](https://doi.org/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0001263).
- Colville, R.; Hutchinson, E.; Mindell, J. e Warren, R. (2014) The Transport Sector as a Source of Air Pollution.



## VERSÃO PRELIMINAR

Galão

- Atmos. Environ., v. 35, n. 9, p. 1537 – 1565. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00551-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00551-3).
- ECOTECH (2020). HiVol 3000 High volume air sampler: User manual 1.8. Ecotech Environmental Monitoring solutions. Disponível em: <https://www.ecotech.com/wp-content/uploads/2015/02/HiVol-3000-Manual.pdf>. Acesso em: 28 ago 2020.
- EPA (1973) Atmospheric emissions from the asphalt industry (EPA 650/2-73-046). Research Triangle Park, NC, USA: United States Environmental Protection Agency.
- EPA (2000) Hot mix asphalt plants emission assessment report (EPA 454/R-00-019). Research Triangle Park, NC, USA: United States Environmental Protection Agency.
- EPA (2003) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Asphalt Processing and Asphalt Roofing Manufacturing: Final Rule. United States Environmental Protection Agency. Federal Register: Part III, v. 68, n. 82, p. 22975-23007.
- EPA (2020) Report on the Environment: Sulfur Dioxide Emissions. United States Environmental Protection Agency. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/roe/indicator.cfm?i=22>. Acesso em: 28 ago. 2020.
- Fontenele, P. V. G.; Castelo Branco, V. T. F.; Cavalcante, R. M.; Ferreira, W. L. G. e Rocha, C. A. (2018) Avaliação da Exposição e Risco de Câncer em Trabalhadores da Pavimentação: Um Estudo Baseado nos Níveis de Partículas Respiráveis Presentes nos Fumos de Asfalto. Transportes, v. 26, n. 2, p. 16–30, <https://doi.org/10.14295/transportes.v26i2.1447>.
- IARC (2012) A review of human carcinogens. Part C: Arsenic, metals, fibres, and dusts. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- Jephcote, C.; Hansell, A. L.; Adams, K. e Gulliver, J. (2021) Changes in Air Quality During COVID-19 ‘Lockdown’ in the United Kingdom. Environmental Pollution, v. 272, p. 116011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116011>.
- Kwak, H. Y.; Ko, J.; Lee, S. e Joh, C. H. (2017) Identifying the correlation between rainfall, traffic flow performance and air pollution concentration in Seoul using a path analysis, Transp. Res. Procedia, v. 25, p. 3552–3563, <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.288>.
- Pouranian, M. e Shishebor, M. (2019) Sustainability Assessment of Green Asphalt Mixtures: A review. Environments, v. 6, p. 73. <https://doi.org/10.3390/environments6060073>.
- Quadros, D. P. C.; Chaves, E. S.; Lepri, F. G.; Borges, D. L.; Welz, B.; Becker-Ross, H. e Curtius, A. J. (2010) Evaluation of Brazilian and Venezuelan Crude Oil Samples by Means of the Simultaneous Determination of Ni and V as Their Total and Non-volatile Fractions Using High-Resolution Continuum Source Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry. Energy Fuels, v. 24, p. 5907-5911. <https://doi.org/10.1021/ef100148d>
- Ravindra, K.; Sokhi, R. e Grieken, R. V. (2008) Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Source Attribution, Emission Factors and Regulation. Atmospheric Environment, v. 42, p. 2895–2921. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>
- Ribeiro, J. P.; Cassiano, D. R.; Bertoncini, B. V.; Castelo Branco, V. T. F.; de Matos Sousa, F. F. L.; Quintanilha, W. F. L.; Cavalcante, R. M.; Santiago, I. S. e Fernandes, G. M. (2019) Compreensão da Formação de NO2 Proveniente das Operações de Transporte Urbano e suas Relações com Agentes Causais. Transportes, v. 27, n. 2, p. 209–223. <https://doi.org/10.14295/transportes.v27i2.1728>.
- Rocha Segundo, I.; Freitas, E.; Castelo Branco, V. T. F.; Landi Jr., S.; Costa, M. F. e Carneiro, J. (2021) Review and Analysis of Advances in Functionalized, Smart, and Multifunctional Asphalt Mixtures. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 151, p. 111552, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111552>.
- Rocha, C. A.; Marques, E. V.; Santos, R. P.; Santiago, I. S.; Cavalcante, C. L. A.; Cassiano, D. R.; Ribeiro, J. P.; Bertoncini, B. V.; Nobre, J. V. B.; Ferreira, A. G. e Cavalcante, R. M. (2021) A Better Understanding of Air Quality Resulting from the Effects of the 2020 Pandemic in a City in the Equatorial Region (Fortaleza, Brazil). Environ. Sci. Pollut. Res., v. 29, p. 20921–20938, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16697-y>
- Saltzman, B. E. (1954) Colorimetric Micro Determination of Nitrogen Dioxide in the Atmosphere, Anal. Chem., v. 26, n. 12, p. 1949–1955. <https://doi.org/10.1021/ac60096a025>.
- Vallero, D. (2014) Fundamentals of Air Pollution. Boston. 5ed. Academic Press.

---

Amanda Pontes Maia Pires Alcantara (amanda.a@det.ufc.br)  
Jefferson Pereira Ribeiro (jeffersonufc7@gmail.com)  
Iran Gomes da Rocha Segundo (iran\_gomes@hotmail.com)  
Débora Barbosa (barbosa.deborasilva@gmail.com)



**36° ANPET**  
CONGRESSO DE PESQUISA E  
ENSINO EM TRANSPORTES  
FORTALEZA-CE

**08 A 12**  
NOVEMBRO DE 2022

## **VERSÃO PRELIMINAR**

Galoá

Leandro Machado de Carvalho (lemacarvalho@gmail.com)  
Jocinei Dognini (jocinei.dognini@sc.senai.br)  
Joaquim Alexandre Santos Almeida Oliveira Carneiro (carneiro@fisica.uminho.pt)  
Francisco Wagner de Sousa (fr.wagner@ifce.edu.br)  
Verônica Teixeira Franco Castelo Branco (veronica@det.ufc.br)  
Departamento de Engenharia de Transportes, Universidade Federal do Ceará  
Av. Humberto Monte, s/n – Pici, Fortaleza - CE, 60440-593, Brasil