



VII SINGEP

Simposio Internacional de Gestao de Projetos, Inovacao e Sustentabilidade
International Symposium on Project Management, Innovation and Sustainability

ISSN: 2317-8302

RODÍZIO DE VEÍCULOS EM SÃO PAULO: POLÍTICA PÚBLICA INSUFICIENTE NA REDUÇÃO DE OZÔNIO TROPOSFÉRICO

DONIZETE FERREIRA BECK

UNINOVE – Universidade Nove de Julho

WILSON LEVY BRAGA DA SILVA NETO

UNINOVE



RODÍZIO DE VEÍCULOS EM SÃO PAULO: POLÍTICA PÚBLICA INSUFICIENTE NA REDUÇÃO DE OZÔNIO TROPOSFÉRICO

Resumo

O objetivo desse relato técnico é a identificação da efetividade do rodízio de veículos municipal de São Paulo na redução das emissões de ozônio, pois a poluição do ar é um dos problemas enfrentados pelas administrações de grandes cidades para promover a saúde de sua população e o meio ambiente. Este trabalho é um estudo de caso de São Paulo; misto (quantitativo e qualitativo); de análise documental; comparativo dos dados das médias anuais de ozônio entre estações centrais e periféricas para avaliar a efetividade do rodízio; e utiliza a triangulação de dados para atestar e validar hipóteses com segurança. Descobre-se que o rodízio pode contribuir para a redução de compostos orgânicos voláteis no ar, mas não reduz significativamente os níveis de óxido de nitrogênio (devido aos veículos pesados e comerciais leves movidos ao diesel). Conclui-se que o Rodízio Municipal, de forma isolada e nos parâmetros atuais, não é uma medida suficientemente eficiente para a redução dos níveis de ozônio em São Paulo. Assim, as políticas públicas de planejamento urbano devem considerar fatores meteorológicos, ambientais e os precursores químicos da formação do ozônio, para reduzi-lo e promover a sustentabilidade urbana.

Palavras-chave: Rodízio Veicular, São Paulo, Ozônio, Políticas Públicas, Sustentabilidade Urbana.

Abstract

This technical report goals to identify the road space rationing effectiveness of the São Paulo City to reduce ozone emissions, due air pollution be one of many problems faced by big cities administrations to promote health of its population and environment. This research is a case study of São Paulo City; a mixed approach (quantitative and qualitative); a documental analysis; a comparative study that consider the annual average of ozone by air pollution monitoring stations at expanded center and at suburban areas to evaluate road space rationing effectiveness; and the research uses data triangulation to validate assumptions and hypothesis. It is found that road space rationing of São Paulo city has potential to contribute to reduce volatile organic compounds in the air, but It has no potential to reduce nitrogen oxide levels (through heavy-duty vehicles and light commercial vehicles driven by diesel). This research concludes that road space rationing of São Paulo is not enough an efficient policy to reduce the ozone levels if analyzed in isolation and under the current parameters. Then, to reduce ozone level and promote Urban Sustainability: meteorological, environmental factors and chemical precursors of ozone formation should be considered by urban planning policies.

Keywords: Road Space Rationing, São Paulo, Ozone, Public Policies, Urban Sustainability.



1 Introdução

A partir da revolução industrial, o cenário mundial no que tange aonde a população reside começou a mudar, pois houve o início do êxodo rural. Ou seja, as pessoas mudaram em peso da zona rural para as cidades (Hobsbawm, 1969). Por conseguinte, no início do século XX com a popularização do automóvel, uma grande mudança ocorreu na forma em que os seres humanos viajam e transportam seus materiais diversos. O automóvel pressupõe liberdade e poder para quem o utiliza (Schor, 1999).

De acordo com Fajersztajn, Veras e Saldiva (2016) antes do “desenvolvimento científico” da medicina e do controle de doenças, as cidades traziam muitos danos à saúde dos seus habitantes decorrente da alta densidade populacional possibilitar o aumento da incidência de doenças e epidemias. Entretanto, com melhorias e investimentos na questão sanitária, as cidades mudaram seu panorama e se tornaram mais seguras que o campo no que se trata de saúde. Porém, existem algumas ressalvas cruciais como a péssima qualidade do ar em muitas cidades e metrópoles.

Uma das questões urbanas que afetam a saúde humana é a qualidade do ar, pois a poluição do ar incide em doenças do aparelho respiratório, do sistema cardiovascular, otorrinolaringológico, endócrino e neurocognitivo. Inclusive afeta a gestação por “hipertensão gestacional, baixo peso ao nascer e prematuridade”. Também, os mais afetados são a população de baixa renda, idosos, crianças ou fetos (Fajersztajn, Veras & Saldiva, 2016).

Braga, Pereira, Böhm e Saldiva (2001) afirmaram que desde meados do século XX, a poluição do ar começou a chamar a atenção em decorrência de altos níveis de substâncias poluidoras na atmosfera das cidades. Também, destacaram que os principais poluentes atmosféricos são: material particulado, ozônio (O₃), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO) e os óxidos de nitrogênio (NO_x). Ademais, afirmou-se que cerca de 90% da origem dessa poluição vem de “fontes móveis” na região metropolitana de São Paulo.

Para Leal, De Farias e Araújo (2008) o rodízio diário é uma das formas que podem ser aplicadas para a mitigação da poluição atmosférica. Em 1997 com o objetivo de reduzir congestionamentos (não para diminuir a emissão de poluentes atmosféricos), a prefeitura de São Paulo implantou o rodízio em uma específica circunscrição territorial que abrange o centro expandido. Esse rodízio funciona de segunda a sexta-feira, e, a cada dia útil da semana, as placas que terminam com algoritmo ‘x’ ou ‘y’, ou sejam dois algoritmos diferentes, não podem circular no centro expandido, por exemplo, nas segundas-feiras os veículos que terminam sua placa com o dígito 1 e 2 não podem circular nesse território (Companhia de Engenharia de Tráfego [CET], 2018).

Em tese, o rodízio de veículos reduz a emissão de gases tóxicos, assim, hipoteticamente os problemas relacionados à saúde são mitigados. A questão de pesquisa deste relato técnico é: “Qual é a efetividade do rodízio de veículos na redução das emissões de ozônio?” A importância desse estudo é ressaltar a importância de estudos que observam os poluentes dispersos no ar, pois a saúde da população de cidades e metrópoles submete-se a riscos de maior incidência de doenças e piora da qualidade de vida. Caso haja observância de estudos como esse, os planejadores urbanos e gestores públicos poderão ter subsídios mais qualificados para gerar política pública sob espectro de – cidades sustentáveis – com um polo teórico holístico e intersetorial que embarque a questão da saúde.

A escolha do ozônio se deu por ser um dos principais poluentes que causam danos na saúde populacional, pois: está associado com o aumento da internação hospitalar em estações mais quentes em cidades estadunidenses (Medina-Ramón, Zanobetti & Schwartz, 2006); é oxidante e atinge as maiores profundidades do aparelho respiratório (Braga *et al.*, 2001); acarreta o aumento da incidência da hiperreatividade brônquica (Uysal & Schapira, 2003); está relacionado com o aumento da mortalidade por doenças respiratórias crônicas (Hao *et*.



al., 2015); está associado com a síndrome do olho seco sob alto índice de ozônio em ambientes com baixa umidade (Hwang *et al.*, 2016); aumenta a probabilidade de desenvolver a doença de Alzheimer na população exposta ao ozônio (Jung, Lin e Hwang, 2015).

2 Referencial Teórico

2.1 Rodízio Veicular: teoria e casos.

O rodízio veicular é uma estratégia para direcionar a demanda do uso de veículos em uma determinada área de abrangência como uma cidade, por meio de uma restrição regulatória com a finalidade de reduzir o tráfego de veículos nas ruas ou determinadas ruas de alguma cidade que tem congestionamentos. Geralmente, o rodízio é feito pela restrição em dias alternados conforme a numeração das placas dos veículos. Em Inglês, o rodízio veicular é mais comumente conhecido como *road space rationing* (Falcocchio & Levinson, 2015).

Falcocchio e Levinson (2015) apontaram que em 1982, a cidade de Atenas (Grécia) foi a primeira megacidade a implantar o rodízio, seguida de Santiago do Chile em 1986, Cidade do México em 1989, São Paulo em 1997, Bogotá em 1998, La Paz em 2003, San José da Costa Rica em 2005, Countrywide de Honduras em 2008 e Quito do Equador em 2010. Temporariamente, nos jogos olímpicos de verão de 2008 em Pequim e nos jogos olímpicos de verão em Londres em 2012, o rodízio foi aplicado para lidar com o tráfego de veículos durante esses eventos. No caso paulista, assim como em muitos outros casos aplicados em Santiago do Chile e América Latina em geral, pressupõe-se que cerca de 20% da frota seja reduzida.

De Grange e Troncoso (2011) estudaram o caso de Santiago, Chile, quanto aos impactos da “restrição de veículos” permanente no fluxo de transporte. O recorte temporal que escolheram foi entre os meses de abril a agosto de 2008. Os resultados desse estudo mostraram que não houve impacto no uso de veículos particulares e que nos dias com situação de emergência ambiental por conta dos altos índices de poluição atmosférica, não houve aumento significativo no uso do metrô (3% de aumento), não houve preferências por outros meios de transportes públicos como o ônibus, porém, a tendência da preferência pelos veículos particulares se manteve.

Joshi, Sharma, Devara, Jain, Bali e Alam (2016) trataram da qualidade do ar em Nova Delhi, na Índia, durante uma “restrição de veículos” para analisar o seu desempenho na redução da poluição atmosférica. Na fase inicial da implantação do rodízio houve uma queda gradual do nível de poluição, entretanto, na segunda semana houve um aumento por conta de incêndios acidentais, queima de biomassa na própria cidade de Nova Delhi e nos seus estados vizinhos, e também, por decorrência de fenômenos naturais como tempestades de areia e poeira. Assim, nem sempre o rodízio reduzirá efetivamente a poluição atmosférica? Será que deve se analisar a especificidade da região em que o caso está inserido e atentar-se aos fatores que incidem seja pela interferência humana ou sejam naturais?

Han, Yang e Wang (2010) analisaram a eficiência da regulação do tráfego pelo controle da demanda viária. Por meio de seus estudos e análises, descobriram que a rede inteira de veículos deve ser considerada na análise da eficiência, pois, se apenas parte da rede for regulada, os parâmetros desejados podem não ser atingidos. Porém, a questão ambiental concernente à poluição atmosférica foi posta de lado. Han, Yang e Wang (2010) assumiram que a pesquisa se limitou apenas à questão do combate ao congestionamento por meio da análise estratégica do fluxo e custo.



2.2 Padrões de Avaliação da Qualidade do Ozônio no Ar

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é uma agência vinculada ao Governo Estadual de São Paulo que controla, fiscaliza, monitora e realiza o licenciamento de atividades poluidoras. O objetivo dessa agência é a preservação e recuperação dos bens aquíferos, atmosféricos e do solo terrestre. Assim, ela é responsável pelo controle dos poluentes atmosféricos. A CETESB é um dos 16 centros mundiais referenciados pela Organização das Nações Unidas (ONU) referente a questões ambientais (CETESB, 2018).

No Estado de São Paulo adotaram-se medidas amparadas no Decreto Estadual de n. 59.113/2013, redigido sob a observação das novas recomendações da Organização Mundial da Saúde e da participação da sociedade civil. Estabeleceram-se metas intermediárias (valores temporários e graduais, sob a finalidade da redução das emissões em prol do desenvolvimento sustentável) e padrões finais (padrões reconhecidos cientificamente em prol da redução de danos da população exposta aos poluentes do ar). Os padrões de limites de poluentes de ar pela legislação estadual vigente sobre o ozônio para o tempo de amostra de 8 horas são: $140\mu\text{g}/\text{m}^3$ sob a Meta Intermediária 1, $130\mu\text{g}/\text{m}^3$ sob a Meta Intermediária 2, $120\mu\text{g}/\text{m}^3$ sob a Meta Intermediária 3 e $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ sob o Padrão Final (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo [CETESB], 2018b; Decreto Estadual n. 59113, 2013).

Em casos de “episódios agudos”, a legislação regulamenta que quando os poluentes ultrapassam determinados limites de poluição atmosféricas, declara-se estado de atenção, alerta ou emergência. Os critérios para declaração dos estados de cada episódio agudo decorrente do ozônio sob o tempo de amostra de 8 horas, são: $200\mu\text{g}/\text{m}^3$ para estado de atenção, $400\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o estado de alerta, e $600\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o estado de emergência (CETESB, 2018b; Decreto Estadual n. 59113, 2013).

Com a finalidade de controlar a poluição do ar, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) elaborou a Resolução n. 3 que dispõe dos padrões de qualidade atmosférica que estabeleceu os padrões primários e secundários de qualidade do ar: os padrões primários são àqueles que se não cumpridos, a saúde da população é afetada; enquanto, se não cumpridos os padrões secundários existem efeitos adversos ao bem estar da população, fauna, flora e ao meio ambiente como um todo. O artigo quinto dessa norma designa atribuição de monitorar a qualidade do ar aos Estados, isso é, no Estado de São Paulo fica a cargo da CETESB. Os padrões estabelecidos por esse dispositivo normativo quanto ao ozônio sob a concentração média de 1 hora são $160\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o Padrão Primário Secundário, também, a concentração média não pode se repetir mais que uma vez ao ano fora dos padrões. Os níveis nacionais estabelecidos pela CONAMA para declarar episódios agudos decorrentes do ozônio são $400\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o estado de atenção, $800\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o estado de alerta e $1000\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o estado de emergência (Resolução CONAMA n. 3, 1990).

Nos Estados Unidos da América, a *United States Environmental Protection Agency* (i.e. Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, cuja sigla é EPA) tem como missão defender a saúde humana e o meio ambiente. Algumas de suas funções é garantir que os cidadãos estadunidenses tenham um ar limpo (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2017).

Os critérios de poluição atmosféricas observados pela EPA são àqueles observados pelo *Clean Air Act Amendments* (i.e. decreto do ar limpo), promulgada pelo congresso americano em 1990, sem muitas alterações até os dias de hoje. Também, seu texto foi incorporado ao *US Code* (i.e. o Código dos Estados Unidos, uma compilação de leis federais gerais e permanentes). A saber, o *clean air act* regulamenta políticas de controle e prevenção da poluição atmosférica, limita as emissões e a qualidade do ar, trata da proteção do ozônio, da prevenção da piora dos índices de qualidade do ar, dos padrões de emissão para emissores



móveis, da poluição sonora, da proteção da camada de ozônio, dentre outras (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2017b).

O *clean air act* exigiu que a EPA configurasse os padrões ambientais estadunidenses da qualidade do ar. Assim como a CONAMA, a EPA dispõe de padrões primários e secundários: os padrões primários subsidiam critérios para proteger a saúde pública e incluir populações sensíveis como os asmáticos, as crianças e os mais idosos; os padrões secundários subsidiam critérios para a proteção do bem-estar público, baixa visibilidade, danos da flora, fauna, das construções e do meio ambiente em geral. O critério de ozônio sob os parâmetros atuais regulamentados sob os dispositivos normativos atuais estadunidenses afirma que tanto sob padrão primário ou secundário, numa amostra de oito horas, o nível não pode ultrapassar a 0,07ppm nenhuma vez ao ano (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2016).

Na Europa, a *European Environment Agency* (i.e. Agência Ambiental Europeia) é uma agência da União Europeia que provê informação e conhecimento da situação meio ambiente europeu aos formuladores de políticas públicas e à população atinjam o desenvolvimento sustentável europeu (European Environment Agency [EEA], 2018 O padrão de qualidade do ar europeu regulamenta um alvo de $120\mu\text{g}/\text{m}^3$ numa amostra de 8 horas e não podem ultrapassar esse alvo mais que 25 dias ao ano e nem a média dos últimos três anos (European Environment Agency [EEA], 2017; Council Directive 2008/50/EC, 2008; Council Directive 2004/107/EC, 2004).

2.3 Formação do Ozônio

Alvim, Gatti, Santos e Yamazaki (2011) descobriram que os compostos orgânicos voláteis na formação do ozônio mais importantes em São Paulo foram: buteno, eteno, formaldeído, acetaldeído, tolueno, 1-etil-4-metilbenzeno, trans-2-penteno, propeno, trans-2-buteno e 1-metilciclopenteno. Também, destacaram que cerca de metade da emissão desses compostos orgânicos advém do escapamento dos veículos e outra grande parte pela emissão evaporativa no abastecimento veicular nos postos de combustíveis. Silva, Oliveira e Andrade (2009) afirmaram que as principais reações químicas, na formação do O_3 na troposfera, realizam-se através do ciclo do nitrogênio e de reações de oxidação de compostos orgânicos voláteis, monóxido de carbono, metano e formaldeído que interferem naquele ciclo.

Martins (2007) descobriu que os compostos mais relevantes quanto à sensibilidade na formação do ozônio são os compostos orgânicos aromáticos 2, olefinas 1, olefinas 2, eteno e o formaldeído. Ao avaliar o impacto em diferentes cenários, constatou-se que o ozônio respondeu no máximo após 3 dias após o controle. Também, Martins (2007) concluiu que as propostas de reformulação da gasolina para 2007 e 2009 foram insuficientes para reduzir abaixo dos níveis padrões de qualidade do ozônio na atmosfera. Silva (2014) relatou que a formação do ozônio está relacionada diretamente com a exposição das emissões veiculares com a radiação solar.

Silva, Oliveira e Andrade (2009) relataram que a maior concentração frequente de ozônio encontrada nos fins de semana podem estar relacionados com a quantidade baixa de alguns precursores formadores do ozônio como os óxidos de nitrogênio (NO_x) e os Hidrocarbonetos Não Metano (NMHC). No fim de semana, quando há menos veículos, menos poluentes e uma atmosfera mais limpa por haver menores concentrações dos óxidos de nitrogênio, conclui-se que maior a radiação solar, componentes orgânicos voláteis e os óxidos de nitrogênio, ou seja, reações químicas, fatores meteorológicos e topográficos determinam a concentração do ozônio. Nota-se que concentrações máximas de ozônio são encontradas, frequentemente, mais distantes dos seus emissores. Ao comparar as concentrações de O_3 nas estações Pinheiros e Ibirapuera durante a semana e fim de semana, identificou-se que as



concentrações eram maiores durante o fim de semana do que na semana e que eram maiores no Ibirapuera do que em Pinheiros devido ao fato de que a estação de monitoramento de Pinheiros era perto de uma rua movimentada, enquanto a estação do Ibirapuera era mais longe, também, ao fato de haver menor quantidade de NO, o que impede a reação química ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightleftharpoons \text{NO}_2 + \text{O}_2$).

No inverno, em 10 dias, uma estação de monitoramento holandesa em Klootersburen, cidade banhada ao mar, constatou concentrações maiores que 70 ppb (partes por bilhão), numa amostra horária, diversas vezes. Alguns fatores que contribuíram foram: a produção fotoquímica de precursores advindos da região banhada do mediterrâneo e da Europa Central e Ocidental ou por questões atmosféricas como a intrusão de um ar mais rico em ozônio oriundo da estratosfera. Da mesma forma, em Jungfrauoch, Suíça (região montanhosa dos Alpes), com pico de curta duração de 92 ppb de concentração de ozônio, evidenciou a descida rápida de ar rico em ozônio advindo da tropopausa (entre a troposfera e a estratosfera) associados as dobras dos vales montanhosos (Davies & Schuepbach, 1994).

Ao expor 40 plantas jovens de feijão por 43 dias em Congonhas e no Ibirapuera – cada qual apresenta perfis diferentes de poluição – perto de estações da CETESB, um estudo descobriu que devido à baixa concentração de ozônio troposférico, as plantas instaladas no Ibirapuera cresceram mais. Considera-se também que na estação de Congonhas, existem outros poluentes diversos aos do Ibirapuera (Apro, Pereira, Rosal, Souza, Lamano-Ferreira & Ferreira, 2012).

Uma análise sobre o potencial biomonitoramento de O_3 pela planta *Ipomoea nil* nos subtrópicos concluiu que a intensidade do poder oxidativo ambiental é fundamental para traçar a eficiência do biomonitoramento, ou seja, o emprego do método quantitativo pode ser falível para esse caso e requer-se uma abordagem de cunho qualitativa (Ferreira, Esposito, Souza & Domingos, 2012).

3 Metodologia

Para fins analíticos, os relatórios anuais da CETESB de 1995 a 2017 subsidiaram informações sobre a climatologia da região e arredores da Cidade de São Paulo com dados sobre a qualidade do ar e outras informações preponderantes para uma leitura qualitativa. Os relatórios utilizaram o padrão de qualidade do ar (PQAr) nacional da CONAMA de 1995 a 2012, e de 2013 em diante, utilizaram o PQAr estadual. Para uma concisa análise qualitativa, gerou-se dois gráficos lineares temporais: um com estações de monitoramento localizadas dentro do perímetro do centro expandido (Ibirapuera, Mooca, Parque Dom Pedro II e Pinheiros) e outra com estações de monitoramento localizadas fora do centro expandido (Santo Amaro e Santana). Essa análise objetiva ter uma noção da evolução cronológica da quantidade de ozônio dispersa no ar em seus respectivos períodos (CETESB, 2018b; Decreto Estadual n. 59113, 2013; Resolução CONAMA n. 3, 1990).

O Sistema de Informações Qualidade do ar (QUALAR) da CETESB (2018d) forneceu as médias do O_3 das estações de monitoramento do ar selecionadas para a pesquisa. O recorte temporal foi de 1998 a 2017. Assim, para a análise das médias anuais de O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) foram selecionadas as estações de monitoramento: Ibirapuera, Mooca, Parque Dom Pedro II, São Miguel Paulista, Itaquera, Santana e Santo Amaro. Todas localizadas na Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do Alto do Tietê.

Um gráfico linear temporal das médias anuais de O_3 de algumas estações de monitoramento centrais (Ibirapuera, Mooca e Parque Dom Pedro II) e periféricas (São Miguel Paulista, Itaquera, Santana e Santo Amaro) foram feitas para uma análise de dados qualitativos (Martins & Theóphilo, 2016).



Outra análise de dados qualitativos foi realizada por meio da análise de dois grupos separados: O primeiro grupo intitulado “experimental” por serem estações de monitoramento dentro do centro expandido, região em que o rodízio foi implantado (Ibirapuera, Mooca e Pq. D. Pedro II) O segundo grupo foi chamado de “controle” por não haver implantação do rodízio na região onde as estações de monitoramento dessas regiões, ou seja, estarem além do perímetro do centro expandido (Santo Amaro, São Miguel Paulista, Itaquera e Santana). Pois pode-se comparar a diferença entre a concentração das regiões do centro expandido e as regiões periféricas (Collis & Hussey, 2005; Martins & Theóphilo, 2016).

Também, utilizou-se os dados disponibilizados pelo Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo ([DETRAN-SP], 2018) sobre a frota de veículos automóveis, caminhões e ônibus dos anos de 2008 a 2017 no município de São Paulo para gerar gráficos lineares e explicativos do uso dessa frota da cidade. Entretanto, a frota de automóveis não é totalmente utilizada, pois cada cidadão produz viagens por algum modal principal e preferencial. A Pesquisa Origem e Destino de 2007 realizada pela Companhia do Metropolitano de São Paulo ([Metrô], 2007) constatou que as viagens produzidas por modo principal, cerca de 19,10% são por cidadãos dirigindo automóveis, 33,13% a pé, 8% por trem e metrô, 23,71% de ônibus, 1,34% por transporte fretado, 3,48% por transporte escolar, 1,89% de motocicleta, 0,79% de bicicleta, 8,15 são passageiros de automóveis e 0,23% de táxi.

Portanto, sem considerar margem de erro, utilizou-se 19,10% da frota total de veículos dos seus respectivos anos (de 2008 a 2017), para obter um valor aproximado de quantos veículos circulam diariamente em São Paulo em cada período. Não se fez de 1995 a 2007 pois os dados não foram disponibilizados pelo DETRAN-SP.

Por conseguinte, utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson e o coeficiente de determinação para analisar o comportamento das variáveis entre si: quantidade da frota de veículos automóveis que circulam diariamente em São Paulo com as médias anuais de O₃ nos grupos de controle e experimental. (Figueiredo & Silva, 2009; Ron & Farber, 2016; Virgillito, 2017).

Segue-se a recomendação de Martins e Theóphilo (2016) quanto a escolha do delineamento de pesquisa, de um referencial teórico adequado à pesquisa; nessa pesquisa optou-se por um referencial teórico que explique: a definição de rodízio, suas aplicações pelo mundo e sua teoria; quais são os PQA estaduais, nacionais e mundiais; e o processo de formação do O₃. Pois subsidiam o leitor do panorama geral da temática, por conseguinte, a ter uma melhor compreensão dos resultados e da análise crítica da problemática.

Trata-se de um relato técnico: misto (quantitativo e qualitativo); documental; sob estudo de caso de São Paulo; e emprega o método da triangulação de dados para proporcionar riqueza entre os dados e os seus resultados (Martins & Theóphilo, 2016; Collis & Hussey, 2005). Também, esta pesquisa se estrutura por meio das orientações do protocolo elaborado por Biancolino, Knies, Maccari e Rabechini Jr. (2012) quanto a ordem: “introdução, referencial teórico, metodologia, resultados obtidos e análise, considerações finais e bibliografia”.

4 Resultados Obtidos e Análise

Na leitura do gráfico disposto pela figura 1 e 2, considera-se que os relatórios da CETESB consideravam os padrões da CONAMA, ou seja, uma amostragem de 1 hora em que o padrão era o máximo de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de ozônio disperso no ar. A partir de 2013, decorrente do Decreto Estadual n. 59.113, estabeleceu-se um padrão regulamentado pelo próprio Estado de São Paulo, em que se estabelece padrão máximo de ozônio de 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ numa amostragem de oito horas. Também, deve-se atentar aos dados que não atenderam ao critério de representatividade, que são todos os dados das estações selecionadas nos anos de 1995 e



1996. Os dados dos anos em que algumas estações foram implantadas não são representativos, são os casos de: Pinheiros e Santana em 1999 e Santo Amaro em 2002. Também, os critérios de representatividade não foram atendidos em: 2003 e 2004 em Pinheiros; 2004, 2005 e 2008 no Pq. D. Pedro II; 2006 e 2007 na Mooca; 2006 em Santana e 2007 em Santo Amaro. Não houveram dados da estação Santana em 2005 e de Santo Amaro em 2011, por isso que se observa algumas lacunas nos gráficos (Resolução CONAMA n. 3, 1990; Decreto Estadual n. 59113, 2013; CETESB 1996; 1997; 1998; 1999; 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016; 2017; 2018c).

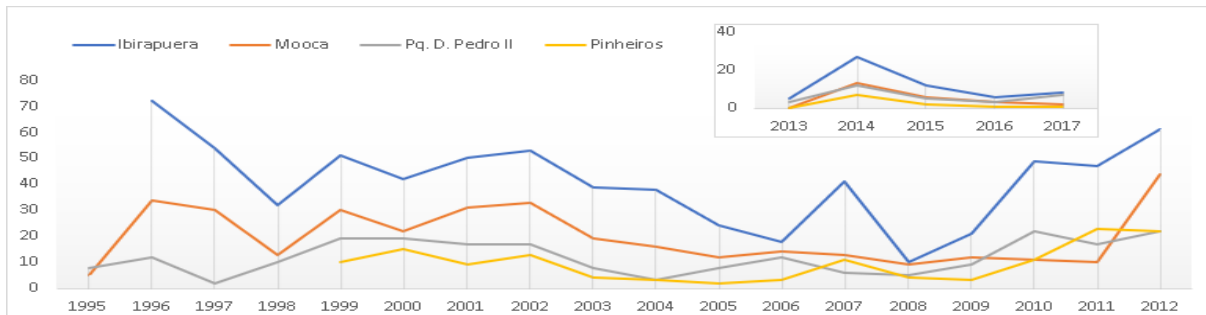


Figura 1. Evolução número de dias que ultrapassaram os padrões estabelecidos nas Estações do Ibirapuera, Mooca, Pq. D. Pedro II e Pinheiros. (ou seja, $160\mu\text{g}/\text{m}^3$ de 1995 a 2012 e $140\mu\text{g}/\text{m}^3$ de 2013 a 2017).

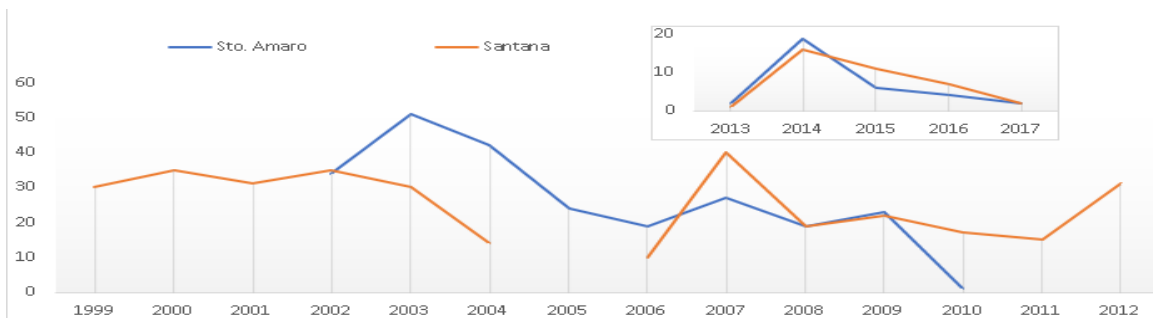


Figura 2. Evolução número de dias que ultrapassaram os padrões estabelecidos nas Estações de Santo Amaro e Santana (ou seja, $160\mu\text{g}/\text{m}^3$ de 1995 a 2012 e $140\mu\text{g}/\text{m}^3$ de 2013 a 2017).

Também, as Figuras 1 e 2 apresentam várias tendências notáveis nos níveis de ozônio na atmosfera paulistana. A CETESB (2014, 2015) atribuiu a redução brusca de 2013 ao aumento de chuvas e de nebulosidade, enquanto que o aumento brusco em 2014 ocorreu por conta da ausência de chuvas e maior incidência de radiação solar. A zona sul e oeste paulistana, regiões tais como Ibirapuera, Santo Amaro e Pinheiros têm maiores chances de receberem brisa marítima que pode transportar ozônio de cidades vizinhas para essas regiões, tais como de Cubatão e a própria região metropolitana por conta do vento. Não apenas isso, mas outras diversas variáveis relacionadas ao clima e a geografia influem na formação de ozônio. (CETESB, 2014; 2015)

Observa-se na figura 3 um aumento significativo na quantidade de veículos automóveis em São Paulo, um ligeiro e não muito significativo aumento do número de caminhões e, praticamente, o número de ônibus se manteve. De 2008 a 2017 a quantidade de veículos automóveis subiu de 4.630.437 a 5.985.015, isso representa um crescimento de cerca de 29% na frota de veículos automóveis. (Detran-SP, 2018; Metrô, 2007).

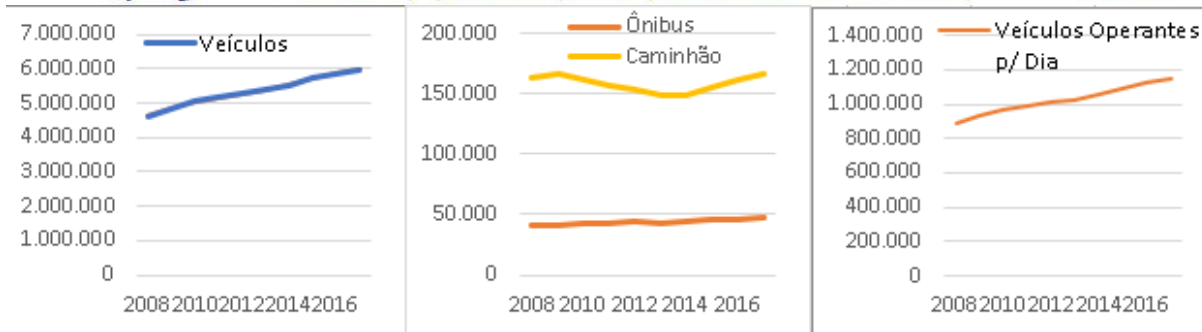


Figura 3. Frota de veículo automóvel, ônibus e caminhão e de veículos operantes por dia na Cidade de São Paulo, de 2008 a 2017.

Das concentrações médias de O₃, conforme gráfico da Figura 4: em Santo Amaro, notou-se uma queda significativa de 2002 a 2006. A partir de 2008 a 2011 houve um aumento significativo no Ibirapuera, que se estabilizou com um declínio moderado a 2017.

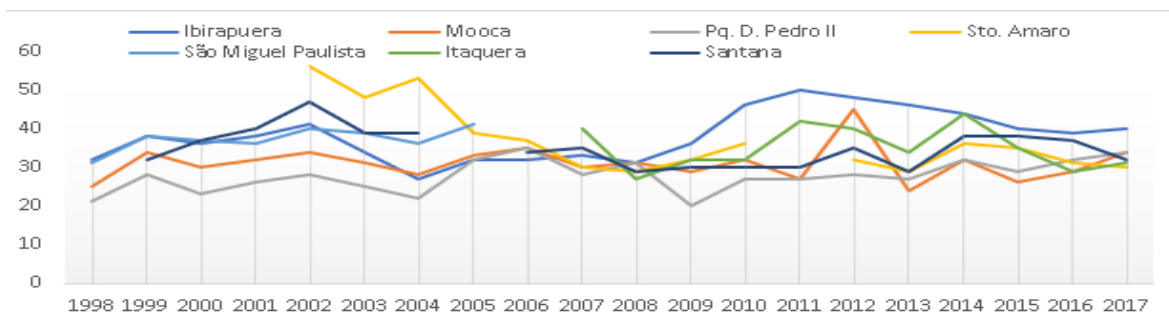


Figura 4. Concentração das médias anuais de O₃ nas estações periféricas (Santo Amaro, São Miguel Paulista, Itaqueria e Santana) e nas estações do centro expandido (Ibirapuera, Mooca, Pq. D. Pedro II).

Há uma correlação linear, mas não uma correlação positiva significativa entre os veículos operantes por dia e as médias de ozônio no centro expandido (experimental) e entre os veículos operantes por dia e as médias de ozônio fora do centro expandido (controle), conforme observa-se na Figura 5. Os coeficientes de determinação desses indicadores são muito baixos.

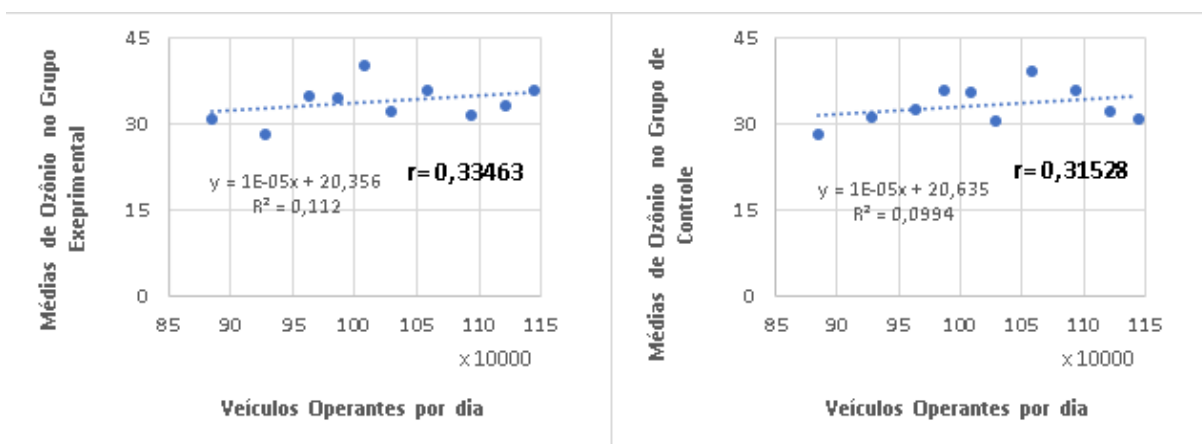


Figura 5. Gráficos de Dispersão sobre a correlação entre veículos operantes por dia e as médias anuais de O₃ no grupo “experimental” (central) e entre veículos operantes por dia e as médias anuais de O₃ no grupo “controle” (periférico), de 2008 a 2017.



A partir de 2003, o *ethanol* (álcool, biomassa) teve maior demanda no mercado de combustíveis brasileiro devido ao aparecimento dos carros *flex* no mercado brasileiro, carros em que pode-se utilizar, por exemplo, gasolina e álcool. Antes disso, o *ethanol* era utilizado apenas como um aditivo, como no mercado brasileiro após os anos 1930. Assim, o *ethanol* se tornou um potencial substituto da gasolina, entretanto, a resposta à demanda se dá por variáveis como preço e suas dinâmicas (Freitas & Kaneko, 2011; Martines-Filho, Burnquist & Vian, 2006). Combustíveis como o *ethanol* e o *methanol* podem diminuir os índices de ozônio, entretanto, o impacto é pequeno, de 0 a 15%, pois depende das condições meteorológicas e das reações de outros poluentes (Lynd, Cushman, Nichols & Wyman, 1991).

Um estudo qualitativo indicou que a inspeção veicular, que não está mais em vigor no município, reduziu o índice de poluição do ar por não permitir que veículos em condições ruins circulassem (Lima, Santos, Dias, & Silva, 2014). Também, o advento de novas tecnologias para a combustão em veículos e o uso de catalisadores são fundamentais para a redução da emissão de poluentes precursores do O₃ como os NO_x (Carslaw, & Rhys-Tyler, 2013).

Conforme observado por Ferreira, Esposito, Souza e Domingos (2012), não há muita segurança um estudo quantitativo que assegure o fenômeno da formação do O₃; e aqui confirmamos isso ao observar a Figura 5. Afinal, são muitas variáveis que estão relacionadas a formação do ozônio, tais como a incidência de radiação solar, condições climatológicas, direção do vento, a quantidade de veículos nas ruas, dentre outras (CETESB, 2014; 2015). Inclusive, deve-se constatar que o O₃ geralmente se encontra em maiores quantidades longe das suas fontes emissoras (Silva, Oliveira & Andrade, 2009).

A associação entre o O₃ e o volume intenso dos carros existe por conta dos precursores do O₃, tais como os NO_x e os compostos orgânicos voláteis emitidos pelos escapamentos veiculares que reagem ao meio ambiente. Portanto, como não há emissão de O₃ direta por parte dos veículos, uma análise quantitativa que procure correlacionar a variável “carro” e a variável “O₃” não dá margem de segurança para validação de hipóteses.

Alvim, Gatti, Santos & Yamazaki (2011) afirmaram que os compostos orgânicos voláteis, precursores do O₃ são produzidos – consideravelmente – por automóveis (49,6%) e por bombas de postos em combustíveis (43,1%). Quanto aos NO_x, Ueda e Tomaz (2011), estudaram que no caso de Campinas, cerca de 61% das emissões de NO_x provieram de veículos pesados, cerca de 10,3% de automóveis movidos a gasolina, cerca de 4,7% de automóveis movidos ao etanol, e cerca de 19,8% de veículos comerciais leves movidos ao diesel. Ou seja, veículos pesados e veículos comerciais leves movidos ao diesel são responsáveis por cerca de 80,8% da emissão de NO_x em Campinas.

A Sustentabilidade tem três interfaces: ambiental, econômica e social (Nalini & Levy, 2017). O O₃ é um poluente atmosférico que afeta a qualidade de vida do ser humano e em excesso polui o meio ambiente em geral. Por isso, as políticas públicas de planejamento urbano devem considerar a redução desse poluente, ao menos, para cumprir a interface ambiental e social.

.5 Considerações Finais

O rodízio de veículos, ao restringir certa quantidade de veículos, pode contribuir a reduzir os compostos orgânicos voláteis no ar para a formação do O₃, entretanto, não seria suficiente para reduzir significativamente a emissão de NO_x, pois seria preciso tomar medidas para regular adequadamente veículos comerciais leves movidos ao diesel e os veículos pesados. Ainda mais um rodízio que se delimita apenas na região do centro expandido da cidade e não na zona urbana como um todo.



Sabe-se que o objetivo do rodízio municipal de São Paulo não é o controle da poluição atmosférica, mas é a redução do congestionamento. Porém, se o alvo fosse o controle da poluição, sob a análise do O₃, o rodízio nos parâmetros atuais não seria o suficiente.

Embora, o seu objetivo seja estancar o congestionamento, o atual rodízio de veículos do município de São Paulo não seria uma medida isoladamente eficiente para a redução dos níveis de O₃ em São Paulo. A Administração Pública, os seus gestores públicos e planejadores urbanos teriam que formular políticas públicas que considerem os fatores meteorológicos, ambientais e os precursores químicos da formação do O₃, caso queiram reduzir os níveis de O₃ troposférico.

Faz-se necessária a redução dos níveis de O₃ para ofertar condições adequadas para o favorecimento da saúde da população e melhor condição ambiental, ou seja, são requisitos para o cumprimento das questões sociais e ambientais da Sustentabilidade Urbana. Também, recomenda-se que sejam feitas pesquisas acerca do efeito isolado do rodízio sob outros poluentes atmosféricos para fornecer melhores informações para o planejamento urbano sustentável e administração de cidades.

Bibliografia

- Alvim, D.S, Gatti, L.V., Santos, M.H. dos, & Yamazaki, A. (2011) Estudos dos Compostos Orgânicos Voláteis precursores de ozônio na cidade de São Paulo. *Revista Engenharia Sanitária* 16(2), 189-196.
- Apro, P.H., Pereira, V. S., Rosal, C., Souza, L. F. M., Lamano-Ferreira, A. P. N., & Ferreira, M. L. (2012). Avaliação dos parâmetros de crescimento em plantas jovens de *Phaseolus vulgaris* L. (feijão) expostas à poluição aérea da cidade de São Paulo. *Exacta*, 10(1), 92-100.
- Biancolino, C. A., Kniess, C. T., Maccari, E. A., & Rabechini Jr., R. (2012). Protocolo para Elaboração de Relatos de Produção Técnica. *Revista Gestão e Projetos*, 3(2), 294-307.
- Braga, A., Pereira, L. A. A., Böhm, G. M., & Saldiva, P. (2001). Poluição atmosférica e saúde humana. *Revista USP*, (51), 58-71.
- Carlsaw, D. C., & Rhys-Tyler, G. (2013). New insights from comprehensive on-road measurements of NO_x, NO₂, and NH₃ from vehicle emission remote sensing in London, UK. *Atmospheric Environment*, 81, 339-347.
- Collis, J., & Hussey, R. (2005). *Pesquisa em administração: um guia prático para alunos de graduação e pós-graduação*. Porto Alegre: Bookman.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (1996). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 1995. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/1995.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (1997). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 1996. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/1996.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (1998). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 1997. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/1997.pdf>



- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (1999). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 1998. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/1998.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2000). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 1999. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/1999.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2001). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2000. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/2000.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2002). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2001. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2001.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2003). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2002. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2002.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2004). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2003. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2003.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2005). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2004. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2004.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2006). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2005. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2005.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2007). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2006. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2006.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2008). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2007. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2007.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2009). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2008. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2008.zip>



- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2010). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2009. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2009.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2011). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2010. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RelatorioAr2010.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2012). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2011. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/Relatorio-Ar-2011-1.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2013). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2012. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/Relatorio-Ar-2012-1.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2014). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2013. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/relatorio-ar-20131-1.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2015). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2014. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/relatorio-ar-2014-1.zip>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2016). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2015. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RQAR-2015.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2017). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2016. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/relatorio-ar-2016.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2018). Histórico. São Paulo: CETESB. Recuperado em 19 maio, 2018, de: <http://cetesb.sp.gov.br/historico/>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2018b). Padrões de Qualidade do Ar. São Paulo: CETESB. Recuperado em 17 maio, 2018, de: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2018c). Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo de 2017. Recuperado em 26 maio, 2018: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2018/05/relatorio-qualidade-ar-2017.pdf>
- Companhia de Engenharia de Tráfego (CET) (2018). Rodízio Municipal: Como funciona. São Paulo: CET. Recuperado em 14 abril, 2018, de: <http://www.cetsp.com.br/consultas/rodizio-municipal/como-funciona.aspx>



- Companhia do Metropolitan de São Paulo (Metrô) (2007). Pesquisa Origem e Destino de 2007. São Paulo: Companhia do Metropolitan de São Paulo. Recuperado em 10 junho, 2018, de: <https://transparencia.metrosp.com.br/dataset/pesquisa-origem-e-destino>
- Council Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 december 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. (2004). *Official Journal of the European Union*, L23, 3.
- Council Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 may 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe (2008). *Official Journal of the European Union*, L152, 1-44.
- Davies, T. D., & Schuepbach, E. (1994) Episodes of high ozone concentrations at the earth's surface resulting from transport down from upper troposphere/lower stratosphere: a review and case studies. *Atmospheric Environment* 28(1), 53-68.
- Decreto Estadual n. 59113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Recuperado em 17 maio, 2018, de: <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/decreto-59113de230413.pdf>
- De Grange, L., & Troncoso, R. (2011). Impacts of vehicle restrictions on urban transport flows: the case of Santiago, Chile. *Transport Policy*, 18(6), 862-869.
- Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo (DETRAN-SP) (2018). Frota de Veículos em São Paulo – por tipo de Veículo. São Paulo: Secretaria de Planejamento e Gestão. Recuperado em 08 junho, 2018, de: <https://www.detran.sp.gov.br/wps/wcm/connect/portaldetran/detran/detran/estatisticastran/sa-frotaveiculos/d28760f7-8f21-429f-b039-0547c8c46ed1>
- European Environmental Agency (EEA) (2018). About Us: European Environmental Agency. Copenhagen: European Environmental Agency. Recuperado em 19 maio, 2018, de: <https://www.eea.europa.eu/about-us>
- European Environmental Agency (EEA) (2017). Air Quality Standards: European Environmental Agency. Copenhagen: European Environmental Agency. Recuperado em 19 maio, 2018, de: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-standards>
- Fajersztajn, L., Veras, M., & Saldiva, P. H. N. (2016). Como as cidades podem favorecer ou dificultar a promoção da saúde de seus moradores? *Estudos Avançados*, 30(86), 7-27.
- Falcochio, J. C., & Levinson, H. S. (2015). Direct Demand Strategies — Regulatory Restrictions. In *Road Traffic Congestion: A Concise Guide* (pp. 307-315). Cham: Springer.
- Ferreira, M. L., Esposito, J. B. N., Souza, S. R., & Domingos, M. (2012). Critical Analysis of the potential of Ipomoea nil 'Scarlet O'Hara' for ozone biomonitoring in the sub-tropics. *Journal of Environmental Monitoring*, 14, 1959-1967.
- Freitas, C. F., & Kaneko, S. (2011). Ethanol demand under the flex-fuel technology regime in Brazil. *Energy Economics*, 33, 1146-1154.



- Figueiredo, D. B., Filho, & Silva, J. A. da., Jr. (2009) Desvendando os mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). *Revista Política Hoje*, 18(01), 115-146.
- Han, D., Yang, H., & Wang, X. (2010). Efficiency of the plate-number-based traffic rationing in general networks. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 46(6), 1095-1110.
- Hao, Y., Balluz, L., Strosnider, H., Wen, X. J., Li, C., & Qualters, J. R. (2015). Ozone, fine particulate matter, and chronic lower respiratory disease mortality in the United States. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 192(3), 337-341.
- Hwang, S. H., Choi, Y. H., Paik, H. J., Wee, W. R., Kim, M. K., & Kim, D. H. (2016). Potential importance of ozone in the association between outdoor air pollution and dry eye disease in South Korea. *JAMA ophthalmology*, 134(5), 503-510.
- Hobsbawm, E. (1969). *Da Revolução Industrial ao Imperialismo*. (4. ed.) Rio de Janeiro: Forense Universitária.
- Joshi, M., Sharma, P. B., Devara, P. C. S., Jain, S., Bali, P., & Alam, M.P. (2016). Air Quality over Delhi NCR during Road Space Rationing Scheme Phase 2: An Observational Study. *International Journal on Environmental Sciences* 7(2), 125-131
- Jung, C. R., Lin, Y. T., & Hwang, B. F. (2015). Ozone, particulate matter, and newly diagnosed Alzheimer's disease: a population-based cohort study in Taiwan. *Journal of Alzheimer's Disease*, 44(2), 573-584.
- Leal, G. C. G., de Farias, M. S. S., & Araujo, A. F. (2008). O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. *Qualitas Revista Eletrônica*, 7(1) 1-11.
- Lima, D. F., Santos, G. A., Dias, M. A. L., & Silva, R. S. (2014). Responsabilidade Socioambiental e o Caso da Inspeção Veicular na Cidade de São Paulo. *Revista de Inovação e Sustentabilidade*, 5(3), 128-143.
- Lynd, L. R., Cushman, J. H., Nichols, R. J., & Wyman, C. E. (1991). Fuel ethanol from cellulosic biomass. *Science*, 251(4999), 1318-1323.
- Martines-Filho, J., Burnquist, H. L., & Vian, C. E. F. (2006). Bioenergy and the rise of sugarcane-based ethanol in Brazil. *Choices*, 21(2), 91-96.
- Martins, G. A., & Theóphilo, C. R. (2016). *Metodologia da investigação científica para ciências sociais aplicadas*. (3 ed.) São Paulo: Atlas.
- Martins, L. D. (2007). *Sensibilidade na formação do ozônio troposférico às emissões veiculares na região metropolitana de São Paulo*. Tese de Doutorado, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Medina-Ramón, M., Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2006). The effect of ozone and PM10 on hospital admissions for pneumonia and chronic obstructive pulmonary disease: a national multicity study. *American journal of epidemiology*, 163(6), 579-588.



- Nalini, J. R., & Levy, W. (2017). Cidades inteligentes e sustentáveis: desafios conceituais e regulatórios. Em: Cortese, T. T. P., Kniess, C. T., & Maccari, E. A. (Orgs.). *Cidades Inteligentes e Sustentáveis*. (vol. 1, ed. 1, pp.3-18).
- Resolução Conama n. 3, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR Recuperado em 17 maio, 2018, de: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>
- Ron, L., & Farber, B. (2016). *Estatística Aplicada*. São Paulo: Pearson Education do Brasil.
- Schor, T. (1999). O automóvel e o desgaste social. *São Paulo em Perspectiva*, 13(3), 107-116.
- Silva, R. S. da, Oliveira, M.G.L. de, & Andrade, M.F. (2009) Weekend/weekday differences in concentrations of ozone, nox, and non-methane hydrocarbon in the metropolitan area of São Paulo. *Revista Brasileira de Meteorologia* 24(1), 100-110.
- Silva, K.C. da C. (2014) *Estudo de emissões legisladas, álcool não queimado e potencial de formação de ozônio de um veículo leve bicombustível*. Dissertação de mestrado, Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Curitiba, Paraná, Brasil.
- Ueda, A. C., & Tomaz, E. (2011). Inventário de emissão de fontes veiculares da Região Metropolitana de Campinas, São Paulo. *Química Nova*, 34(9), 1496-1500.
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2017). Our mission and What We Do. Washington: EPA. Recuperado em 17 maio, 2018, de: <https://www.epa.gov/aboutepa/our-mission-and-what-we-do>
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2017b). Clean Air Act Text: Overview. Washington: EPA. Recuperado em 19 maio, 2018, de: <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/clean-air-act-text>
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2016). NAAQS Table. Washington: EPA. Recuperado em 17 maio, 2018, de: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Uysal, N., & Schapira, R. M. (2003). Effects of ozone on lung function and lung diseases. *Current opinion in pulmonary medicine*, 9(2), 144-150.
- Valentini, I. A., Lamano-Ferreira, A. P. N., Gozzi, M. P., & Ferreira, M. L. (2012). Impacto ambiental por desmatamento e soterramento na Mata Atlântica: um estudo de caso no entorno da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). *Exacta*, 10(1), 115-121.
- Virgillito, S. B. (2017) *Estatística aplicada*. São Paulo: Saraiva.