

## ETANOL E SAÚDE HUMANA: UMA ABORDAGEM A PARTIR DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

Prof.Dr.Paulo Hilário Nascimento Saldiva<sup>1</sup>  
Profa.Dra.Maria de Fátima Andrade<sup>2</sup>  
Profa.Dra.Simone Georges El Khouri Miraglia<sup>3</sup>  
Eng.Dr.Paulo Afonso de André<sup>4</sup>

### Apresentação do problema

O homem é o objeto central dos processos de prospecção e comercialização da indústria de petróleo, gás e combustíveis renováveis. A disponibilidade de energia capaz de ser armazenada e “empacotada” em tanques de combustível ou tambores de gás abriu ao homem as portas da mobilidade mecanizada e de geração de eletricidade. Os hidrocarbonetos presentes no petróleo permitiram o desenvolvimento de novos produtos e compostos que modificaram o formato e eficiência de diversos utensílios e a produção de novos medicamentos. Mais importante, a disponibilidade de energia e novos compostos fez com que novos comportamentos e atitudes de consumo fossem incorporados pela sociedade dos homens, gerando hábitos que demandam uma produção de energia cada vez maior. Esses novos hábitos se tornaram parte do dia-a-dia e qualquer mudança de matriz energética ou de forma de gerar e consumir energia parecem não ser viáveis e eficientes.

O cenário acima exposto fez com que hoje nos defrontemos com algumas questões de extrema relevância para a indústria de energia. Em nosso entender, os pontos importantes a merecerem atenção podem ser assim apresentados:

a) Quais são as alternativas energéticas que permitem conciliar o aumento da necessidade de energia da parte da sociedade com aspectos de eficiência, preço e sustentabilidade? A concentração da produção de petróleo e gás em algumas regiões críticas do planeta tem provocado uma série de tensões nas últimas décadas, com impactos nos preços destes produtos no mercado internacional. Um elenco ampliado de alternativas energéticas factíveis é o melhor antídoto para estas dificuldades.

b) Quais as fontes energéticas que promovem menor impacto ambiental, seja em escala global (minimizando os efeitos climáticos) como em escala regional (minimizando os efeitos adversos da exploração e emissões)? O aquecimento global pelas emissões de CO<sub>2</sub> e outros gases do efeito estufa é uma questão que saiu da esfera técnica da academia e da indústria, para atingir o cotidiano do cidadão comum. O mesmo se pode dizer dos efeitos adversos das emissões veiculares, que tem sido objeto de uma política de controle cada vez mais restritiva, visando preservar a saúde humana. Em consequência a estes problemas, gerados pela queima de combustíveis derivados de petróleo e gás, cresce na sociedade um sentimento que visa a redução das emissões de poluentes por fontes fixas e móveis, que terá implicações futuras no mercado

---

<sup>1</sup> Médico patologista, membro do comitê de saúde ambiental da OMS e chefe do Laboratório de Poluição da Faculdade de Medicina da USP.

<sup>2</sup> Física especializada em aerossóis atmosféricos e modelos fotoquímicos e de qualidade do ar, livre-docente do Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP.

<sup>3</sup> Engenharia civil com doutorado e pós-doutorado em valoração ambiental e em saúde, pesquisadora do Laboratório de Poluição Atmosférica da Faculdade de Medicina da USP.

<sup>4</sup> Engenheiro mecânico com doutorado em poluição atmosférica, pesquisador do Laboratório de Poluição Atmosférica da Faculdade de Medicina da USP.

destes combustíveis. É importante frisar que, no nível tecnológico presente e para a maior parte das aplicações do petróleo e gás (e seus derivados), uma redução significativa das emissões não pode ser obtida somente através da melhoria tecnológica do processo industrial ou da engenharia dos motores, mas, necessariamente, deve considerar a composição do combustível como fator determinante. Um exemplo claro é representado pelos veículos diesel, onde a tecnologia de catalisadores é dependente da formulação do combustível.

c) Como transformar o processo de produção de energia em um dos instrumentos que auxiliem a obtenção de uma equidade sócio-econômica entre nações ricas e pobres, como também reduzam os contrastes sociais e de saúde dentro de uma mesma nação? A produção de energia é uma fonte de riqueza. O desenvolvimento de novas fontes de energia, que ampliem os horizontes geográficos da produção de combustíveis, poderá levar ao desenvolvimento sócio-econômico de regiões menos favorecidas. Os combustíveis derivados da biomassa representam uma das alternativas para a expansão das fronteiras da produção de energia e riqueza, tanto em escala global como em nosso País.

De modo geral, a escolha das opções energéticas é feita em termos da relação custo-efetividade, determinada pela ótica do processo produtivo. Os engenheiros emprestaram dos profissionais da saúde a expressão *ciclo de vida* para o estudo das atividades relacionadas à produção, distribuição e comercialização dos combustíveis, sem, no entanto, atentarem detalhadamente para os impactos sobre a vida humana. A Tabela 1 apresenta, de forma resumida, um quadro comparativo dos potenciais riscos à saúde humana presentes no ciclo de vida dos combustíveis derivados de petróleo e dos biocombustíveis.

	<b>Petróleo</b>	<b>Biocombustíveis</b>
<b>Produção</b>	Contaminação das águas e do solo pelos resíduos da produção ou vazamentos	Contaminação das águas e do solo por pesticidas e resíduos da produção
	Emissão de CO <sub>2</sub> ( <i>flaring</i> )	
	Emissões fugitivas	Queima da palha
	Condições de trabalho: trabalho embarcado em plataformas, contaminação por agentes químicos em refinarias	Condições de trabalho: exaustão, inalação de gases e partículas após a queimada
<b>Transporte e armazenamento</b>	Vazamentos (durante transporte, tanques e dutos)	Aumento da solubilidade da pluma de vazamentos
	Emissões fugitivas	Emissões fugitivas
<b>Emissões</b>	Poluentes atmosféricos (partículas, hidrocarbonetos, compostos orgânicos voláteis precursores de O <sub>3</sub> )	Poluentes atmosféricos (compostos carbonílicos no caso do etanol, NO <sub>2</sub> e hidrocarbonetos de cadeias longas como a acroleína no biodiesel)
	Aumento das emissões de gases de efeito estufa	Balanco das emissões de gases de efeito estufa variável, a depender da matriz

Tabela 1: Quadro comparativo dos potenciais riscos à saúde humana, presentes nas diferentes fases da produção, distribuição e utilização dos combustíveis derivados de petróleo e dos biocombustíveis.

A análise da Tabela 1 mostra que o risco à saúde humana é inevitável nas diferentes etapas da produção de combustíveis. O importante é escolher entre as alternativas, a de menor impacto, além de implementar e desenvolver novas práticas que garantam a máxima sustentabilidade aos processos.

O conjunto de situações acima expostas indica claramente que homem e a indústria de produção de combustíveis criaram vínculos que, de tão íntimos, selaram os seus destinos em um pacto implícito. O futuro do homem depende de produção de fontes crescentes de energia limpa e sustentável. O futuro do mercado de energia vai depender da sua capacidade de atender aos anseios do homem por fontes que assegurem a estabilidade climática do planeta, o menor dano possível à saúde humana e que conduzam a um futuro com menor desigualdade sócio-econômica. Em outras palavras, o preço futuro dos novos combustíveis irá depender, no futuro próximo, da incorporação de valores que irão além dos custos de prospecção, produção, refino e distribuição, passando a agregar valores como sustentabilidade e menor risco ao ambiente e à saúde humana. A incorporação dos aspectos relacionados aos impactos sobre o ser humano das novas alternativas energéticas que o nosso País conquistou poderá agregar novos valores a estes combustíveis e fornecer informações que poderão auxiliar o planejamento estratégico do mercado de energia para as próximas décadas.

### **Considerações gerais sobre a relação entre poluição atmosférica e a saúde humana**

A avaliação dos impactos à saúde humana das fontes de energia envolve a disponibilidade de informações em uma série de níveis interligados, como apresentado na Figura 1 e desenvolvido a seguir.

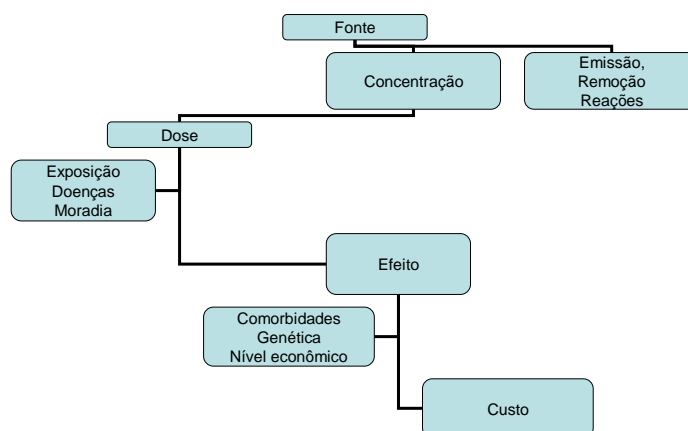


Figura 1: Algoritmo para avaliação de risco ambiental (adaptado de Kovats e cols 2005).

Cada um dos quadros apresentados na Figura 1 representa uma informação que é crítica para a determinação do risco ambiental. A caracterização da fonte emissora, com as suas espécies químicas e taxas de emissão, é um ponto fundamental. Em algumas situações, a fonte emissora é conhecida, como no caso das emissões veiculares, agrícolas ou industriais. No entanto, há situações onde a fonte emissora é desconhecida, como, por exemplo, no caso da contaminação de águas superficiais no contexto de uma bacia hidrográfica de grande extensão. No tocante à dispersão e reações no meio ambiente, há também que se fazer algumas considerações. Poluentes primários: são aqueles emitidos diretamente pela fonte – pontos de eliminação de efluentes líquidos, chaminés de indústrias, canos de escapamento de automotores, re-suspensão a partir do solo, por exemplo. Poluentes secundários: são os poluentes produzidos no meio ambiente a partir de reações químicas, as quais têm como precursores, os poluentes primários – neste grupo se destacam o ozônio e as partículas de aerossol secundário. Poluentes com efeitos locais: são aqueles que têm a vida média bastante curta, afetando predominantemente o entorno da sua origem. Poluentes com efeitos em micro-escala: são aqueles possuem vida média de horas ou dias, e que afetam regiões maiores por serem passíveis de transporte por ventos, convecção ou meio aquoso. Poluentes com efeitos em escala regional são aqueles que atingem as suas maiores concentrações a muitos quilômetros do ponto de sua formação. As partículas de aerossol geradas pelas queimadas na Amazônia atingem a região Sudeste de nosso País após alguns dias da sua geração. Desta forma, os poluentes com efeitos em escala regional são aqueles que são formados ou transportados a grandes distâncias da sua origem ou da origem dos seus precursores. Poluentes com efeitos em escala global são geralmente de natureza atmosférica, podendo ser transportados a longas distâncias na troposfera ou atingir a estratosfera por transporte convectivo vertical. Metano e CO<sub>2</sub> são representantes desta categoria de poluentes, e participam das mudanças globais de temperatura. As características físicas da fonte, o tipo de poluente emitido e sua respectiva taxa de emissão, reações que ocorrem na atmosfera e fenômenos de transporte e remoção são determinantes para a definição das concentrações ambientais dos poluentes.

A concentração não é o único fator a determinar a dose recebida por um determinado indivíduo ou segmento da população. O tempo de permanência junto a fontes de emissão atmosférica, o nível de atividade física, co-morbidades que alterem a absorção, metabolismo ou taxa de

absorção dos poluentes ambientais e fatores sócio-econômicos que modifiquem as condições de moradia de forma a permitir maior penetração dos poluentes no interior dos domicílios, são fatores que alteram significativamente a dose recebida. Por outro lado, os efeitos adversos à saúde frente a uma determinada dose de poluente vão depender de fatores relacionados à suscetibilidade individual, tais como idade, estado nutricional, nível sócio-econômico, doenças pré-existentes e polimorfismos de genes detoxificadores modulam o efeito adverso dos poluentes ambientais. Os efeitos dos poluentes sobre a saúde também dependem do tempo de exposição. Dependendo do tipo de poluente, da dose e das características individuais do receptor, alguns efeitos adversos manifestam-se de forma aguda – horas ou dias após a exposição – enquanto outros são evidenciados somente após longos períodos de exposição – os chamados efeitos crônicos. Os incrementos de mortalidade associados aos episódios de acúmulo excessivo de poluentes atmosféricos é um exemplo típico dos efeitos agudos dos poluentes. A poluição em ambientes internos por fumaça de cigarro, o decréscimo de inteligência por exposição ao chumbo, a maior parte dos poluentes causadores de neoplasias, são exemplos de eventos em que a magnitude do dano à saúde somente pode ser avaliada com precisão após períodos prolongados de exposição.

É importante também que sejam estabelecidos os limites dos efeitos à saúde que se pretende avaliar. Os efeitos à saúde da população devido à exposição a poluentes ambientais são diversos, exibindo diferentes intensidades e manifestando-se com diferentes tempos de latência: efeitos comportamentais e cognitivos, inflamação pulmonar e sistêmica, alterações do calibre das vias aéreas, do tônus vascular e do controle do ritmo cardíaco, alterações reprodutivas, morbidade e mortalidade por doenças cardíacas e respiratórias e aumento da incidência de neoplasias, entre outros. Dada a multiplicidade de desfechos possíveis, é necessária a definição, de forma objetiva, de efeito adverso à saúde. A partir desta definição, é possível selecionar quais são os eventos úteis para se determinar o impacto que alguma modificação ambiental terá sobre a população exposta.

Embora o conceito de efeito adverso ou prejudicial sobre a saúde humana seja amplamente utilizado para a definição de medidas de avaliação de risco ou de gestão ambiental, uma definição precisa sobre os limites existentes entre um achado com significância estatística e uma alteração que acarrete um prejuízo relevante para a saúde ainda carece de um melhor esclarecimento.

A definição mais amplamente adotada para caracterizar um efeito adverso à saúde tem sido aquela preconizada pela American Thoracic Society (1995), que define agravo à saúde “como um evento médico significativo, caracterizado por um ou mais dos seguintes fatores: 1) interferência com a atividade normal dos indivíduos afetados; 2) doença respiratória episódica; 3) doença incapacitante; 4) doença respiratória permanente; 5) disfunção respiratória progressiva”.

No ano de 2000, à luz dos novos conhecimentos científicos, a Sociedade Americana de Doenças Torácicas expandiu o escopo de sua definição anterior, incorporando os seguintes eventos: biomarcadores, qualidade de vida, alterações fisiológicas, sintomas, aumento de demanda por atendimento médico e, finalmente, mortalidade (American Thoracic Society, 2000). Mais recentemente, em 2004, a Sociedade Americana de Cardiologia (Brook e cols, 2004) publicou um documento reconhecendo a poluição atmosférica com um fator de risco para o agravamento de doenças cardiovasculares, notadamente infarto agudo do miocárdio, insuficiência cardíaca congestiva e desenvolvimento de arritmias.

Estudos realizados com dados da American Cancer Society (Pope e colaboradores, 2002) incluem neoplasias pulmonares como um indicador de efeitos da poluição atmosférica. Finalmente, alterações reprodutivas, tais como baixo peso ao nascer, abortamentos e alterações da relação de sexos ao nascimento também foram incorporados ao conjunto de indicadores de efeitos prejudiciais significantes da poluição do ar.

Do acima exposto, podem ser relacionados diferentes efeitos adversos da poluição do ar sobre a saúde humana, alguns deles manifestando-se de forma aguda – horas ou dias após a exposição – enquanto outros são evidenciados somente após longos períodos de exposição. Tantos os efeitos agudos como os efeitos crônicos podem exibir diferentes níveis de gravidade, abrangendo uma gama de efeitos que oscilam do desconforto vago até (como desfecho de maior gravidade) a morte. Alguns exemplos talvez auxiliem a aclarar melhor estas idéias. Quando do aumento da poluição do ar, uma grande fração da população apresentará alterações cognitivas ou irritabilidade não específicas. Uma menor proporção dos indivíduos expostos apresentará um aumento de marcadores plasmáticos e pulmonares de inflamação, indicando a presença de inflamação subclínica. Em uma proporção menor, esta inflamação poderá acarretar alterações funcionais, como aumento da pressão arterial, discreto distúrbio do controle autonômico do coração ou queda de indicadores de função pulmonar. Em um nível de gravidade maior, indivíduos que utilizam medicação cronicamente para o controle de doenças respiratórias e cardíacas (asma e hipertensão arterial, por exemplo), necessitarão maior quantidade de medicamento para controlar a sua doença. Haverá aqueles que, incapazes de controlar as alterações por si próprios, procurarão o médico para consultas ou, nos casos mais graves, serão internados em pronto-socorros ou hospitais. Finalmente, uma parte dos afetados morrerá no dia ou em poucos dias após, em virtude dos efeitos da poluição a que foram expostos (Figura 2).

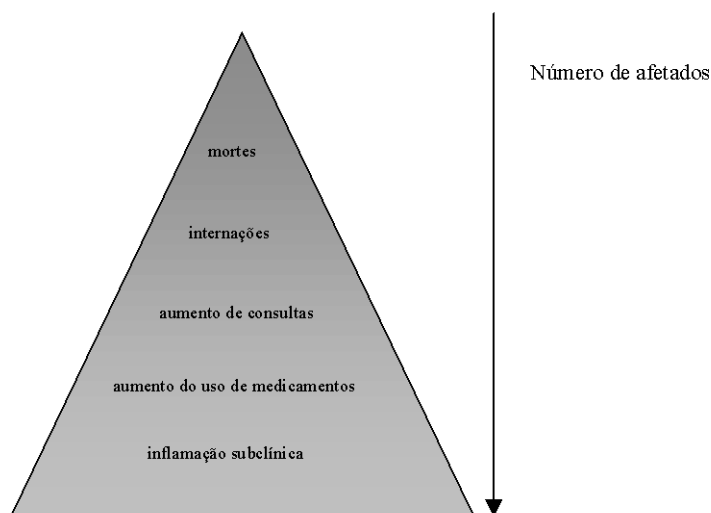


Figura 2: Esquema representativo da relação entre gravidade dos efeitos da poluição e o número de pessoas afetadas pela poluição em uma dada comunidade (adaptado de American Thoracic Society, 2000).

Como a maior parte dos estudos que avaliam os efeitos agudos da poluição utiliza desfechos graves como internações respiratórias e mortalidade, é provável que os coeficientes relacionando prejuízo à saúde humana com poluição atmosférica estejam subestimando os efeitos reais, dado que eventos que comprometem a qualidade de vida, tais como comprometimento do controle de doenças crônicas, não são computados pela inexistência de notificação compulsória dos mesmos.

Estudos de longa duração, com acompanhamento de grupos populacionais por períodos de tempo prolongados, levaram ao reconhecimento de efeitos da poluição que se traduzem apenas após anos de exposição. Assim como o cigarro manifesta os seus efeitos após anos de consumo tabágico, a poluição repete, em menor escala, alguns dos seus efeitos crônicos. A Tabela 2 apresenta a relação de alguns dos efeitos crônicos da poluição do ar.

Aumento de sintomas respiratórios	Agravamento de arteriopatia aterosclerótica
Redução da função pulmonar	Aumento da frequência de abortamentos
Redução do peso ao nascer	Maior incidência de neoplasias pulmonares
Maior incidência de doença pulmonar obstrutiva	Perda de anos de vida por doenças cardio-respiratórias

Tabela 2: Relação de alguns desfechos secundários à exposição crônica aos poluentes atmosféricos mais consistentemente relatados pela literatura (adaptado de OMS, 2006).

A definição de efeito adverso à saúde deve ser, necessariamente, acompanhada da caracterização dos grupos mais suscetíveis. O aumento da suscetibilidade aos poluentes é dependente de fatores individuais, de moradia e sócio-econômicos. Entre os fatores de natureza individual os mais importantes são idade, morbidades associadas e características genéticas. Os extremos da pirâmide etária têm sido consistentemente apontados como alvos preferenciais da ação adversa dos poluentes atmosféricos, especialmente nos segmentos abaixo dos 5 e acima dos 65 anos de idade. Morbidades associadas, tais como asma, bronquite crônica, doença aterosclerótica, diabetes mellitus, miocardiopatias e arritmias cardíacas estão entre as condições patológicas sabidamente predisponentes da suscetibilidade aos efeitos dos poluentes atmosféricos.

As condições de moradia afetam a dose recebida e, conseqüentemente, a suscetibilidade aos poluentes. Nos grandes centros urbanos, existem áreas onde a geração e dispersão dos poluentes favorece que os níveis ambientais de poluição sejam significativamente maiores do que a média urbana. Áreas vizinhas aos grandes corredores de tráfego, os baixios dos centros urbanos, as regiões de grande adensamento de prédios, regiões sujeitas a constantes congestionamentos, são pontos que condicionam maior risco aos seus habitantes. Por exemplo, medidas de material particulado inalável fino realizadas sob o elevado Costa e Silva (o popular minhocão), em São Paulo, revelam valores 3 vezes superiores à média da cidade.

O tipo de construção também afeta o grau de penetração dos poluentes no interior das residências. Construções mais antigas e desprovidas de condicionamento de ar tendem a apresentar maior grau de penetração dos poluentes atmosféricos. Deve-se considerar também que as contribuições de fontes internas são significativas para uma deterioração da qualidade do ar nas residências. Condições sócio-econômicas também interferem com a suscetibilidade aos poluentes atmosféricos. Na cidade de São Paulo, foi demonstrado que, dada uma mesma variação de poluição ambiental (expressa em termos do material particulado inalável, MP10), a mortalidade será maior nos bairros com piores indicadores sócio econômicos (Martins e cols, 2006) Os fatores que determinam a maior vulnerabilidade da população menos favorecida frente aos poluentes atmosféricos podem ser divididos em 2 grandes grupos: eventos pertinentes às condições de saúde e acesso a cuidados e medicação, e condições que favorecem uma maior exposição aos poluentes. No primeiro grupo, é sabido que a população mais carente apresenta condição de saúde mais precária, devido a problemas de saneamento, nutrição, acesso a serviços médicos e menor poder de compra de medicamentos quando da instalação de uma doença. O segundo grupo – maior exposição – tem sido reconhecido como um fator relevante na relação entre poluição do ar e saúde. A relação entre exclusão social e maior exposição aos poluentes ocorre tanto em níveis continentais, como dentro de cada comunidade. Processos industriais mais “sujos”, veículos com tecnologia menos desenvolvida, combustíveis com maiores teores de contaminantes, são eventos reconhecidamente mais frequentes nos países em desenvolvimento. Em menor escala, dentro de uma mesma comunidade, é comum o fato de que as profissões que

levam a uma maior exposição aos poluentes (trabalhadores de rua, por exemplo) sejam exercidas pelos segmentos mais carentes da população. Da mesma forma, moradias nas bordas de vias com alto tráfego, e a utilização de lenha ou resíduos para a preparação de alimentos são eventos mais comuns aos grupos menos favorecidos. Desta forma, a maior vulnerabilidade dos segmentos de menor poder econômico aos poluentes atmosféricos é determinada tanto pelas piores condições basais de saúde e acesso aos instrumentos de saúde, como também por uma maior exposição à poluição.

### **Impactos à saúde humana da produção do etanol a partir da cana de açúcar**

Neste momento, é oportuno ressaltar que a análise dos efeitos à saúde relatada neste capítulo terá como base os efeitos das emissões atmosféricas, especialmente no tocante aos poluentes emitidos bem como à emissão de gases de efeito estufa. Para fins comparativos, os efeitos observados no caso do etanol serão comparados com aqueles presentes na alternativa atual, ou seja, os derivados de petróleo.

A produção de combustíveis está fortemente associada com emissões atmosféricas com potencial de interferir com a saúde humana. No Estado de São Paulo a atual prática de queima da palha da cana para fins de colheita tem sido associada a aumentos de morbidade por doenças respiratórias em adultos e crianças e cardiovasculares em adultos. Os efeitos à saúde parecem depender fortemente da fração particulada das emissões, e possuem magnitude suficiente para constituir-se em um problema significativa de saúde pública para as populações expostas. Em consequência a estes impactos há, no Estado de São Paulo, um protocolo assinado no ano de 2007 entre a Secretaria de Meio-Ambiente – SMA, e a União da Indústria da Cana-de-Açúcar – UNICA, que prescreve a redução progressiva da área de queima dos canaviais, com aumento correspondente da área mecanizada. Segundo dados da SMA, na safra 2008-2009 a mecanização já é responsável por 49,1% da colheita e, de acordo com esse protocolo, até 2014 todas as áreas com declividade inferior a 12% também o serão. O ponto interessante desta mudança fica por conta do reflorestamento das áreas com declividade impeditiva da colheita mecanizada (tais como as barrancas de cursos de água), que tem como resultado o aumento da cobertura vegetal em nosso Estado.

As atividades relacionadas com a exploração e refino do petróleo são reconhecidamente prejudiciais à saúde humana. Vários estudos epidemiológicos têm consistentemente relatado aumento dos casos de doenças respiratórias, cardiovasculares e tumores – leucemias e neoplasias do sistema nervoso central – na vizinhança de áreas de refino e instalações petroquímicas. Estudos recentes realizados no Vale do Paraíba, em São Paulo, demonstraram aumento dos índices de mutações em bioindicadores na vizinhança de refinaria de petróleo, acompanhada de aumento das taxas de doenças cardiovasculares e neoplasias na mesma situação. Compostos orgânicos nas fases gasosa e particulada das emissões de refinarias e polos petroquímicos possuem atividade mutagênica e proporcionam plausibilidade biológica e toxicológica aos achados epidemiológicos acima expostos.

O conjunto de informações referentes ao processo produtivo indica que a natureza dos compostos químicos e a gravidade dos achados de saúde caracterizam que o processo produtivo da produção de etanol, no tocante às emissões atmosféricas, é significativo, indicando a necessidade de redução ou interrupção do processo de queima para colheita. Em comparação com as atividades de produção de combustíveis a partir do petróleo, os efeitos das emissões da produção do etanol são de menor gravidade, notadamente em relação ao potencial de indução de câncer nas populações expostas.

## **Mudanças climáticas e saúde humana**

O etanol apresenta largas vantagens em relação aos combustíveis derivados de petróleo no tocante às emissões de gases de efeito estufa. Esta questão – os efeitos à saúde das alterações climáticas previstas face ao aquecimento do planeta – merece algumas considerações específicas.

A literatura médica vem dedicando progressivamente mais atenção aos impactos à saúde humana que potencialmente poderão ocorrer devido às mudanças climáticas. Neste cenário, os biocombustíveis, como o etanol, por serem mais neutros (o balanço entre a absorção de CO<sub>2</sub> durante o crescimento da planta pode anular a emissão durante a produção e queima do combustível, se não houver a queima da palha da cana) em termos da emissão de gases de efeito estufa quando comparados com os combustíveis derivados de petróleo, podem também contribuir para reduzir os impactos à saúde decorrentes do aquecimento global. Visando a concisão deste documento, serão abordados três dos aspectos da relação entre saúde e mudanças climáticas: segurança alimentar, escassez de recursos hídricos e *stress* térmico.

A segurança alimentar é um dos aspectos mais evidentes do aquecimento global. Os modelos climáticos projetam que, ao manter-se o atual ritmo de aquecimento, algumas áreas do Brasil, como o semi-árido nordestino, poderão apresentar um processo de desertificação. Paradoxalmente, o aumento dos teores de CO<sub>2</sub> atmosférico poderá fazer com que algumas culturas, notadamente no sul, sudeste e centro-oeste, possam aumentar a produtividade, desde que dispondo de recursos hídricos. Em sendo verdadeiras estas previsões, haverá um aumento das desigualdades sociais e econômicas em nosso País, sendo previstas migrações dos territórios desertificados, com aumento do cinturão da pobreza nos grandes centros, com suas óbvias conseqüências em termos de violência e saúde humana. Este processo tenderá a ser mais intenso naquelas regiões com maior participação de agricultura familiar ou de pequeno porte, que disporão de menor espaço de manobra para fazer as adaptações necessárias.

Qualidade e quantidade de água para abastecimento humano são determinantes cruciais da relação saúde-doença. As doenças infecciosas de veiculação hídrica estão entre as principais causas de morbidade e mortalidade no mundo. O processo de desertificação do semi-árido irá agravar o desabastecimento de água potável na região. Mais ainda, as mudanças climáticas estão fazendo com que as chuvas no Nordeste ocorram com muita intensidade no início da estação chuvosa, escasseando posteriormente ao longo desta estação. O exemplo do ano de 2009 é um claro indicador deste fenômeno, onde, rente às inundações ocorridas, os sistemas de cisternas e açudes foram comprometidos, fazendo prever escassez de água quando da atenuação das chuvas, bem como contaminação dos reservatórios existentes por resíduos sanitários humanos e animais. Nas regiões litorâneas, o aumento do nível do mar faz prever a salinização dos aquíferos, com redução conseqüente da quantidade e qualidade da água. Em persistindo esta situação, é previsto que o aquecimento global irá aumentar a morbidade e mortalidade por doenças de veiculação hídrica, como forçará a migração da população das regiões afetadas, como descrito no caso da escassez de alimentos.

Finalmente, é oportuno discorrer sobre o *stress* térmico. Nosso organismo é mantido em uma faixa estreita de temperatura, ao redor de 37°C, a despeito da amplitude térmica que o ambiente externo nos impõe. O controle fino da temperatura corpórea é o resultado da ação de centros termo reguladores centrais, bem como da adaptação do nosso vestir e das nossas moradias. Para cada população, há uma faixa de conforto térmico, que varia para as várias regiões do planeta. Países nórdicos diferem em relação a regiões tropicais, por exemplo. Quando o ambiente externo apresenta temperaturas fora desta zona de conforto, indicadores de saúde, como consultas hospitalares e excesso de mortalidade começam a se fazer sentir. Uma representação

esquemática, que traduz de forma empírica o que se passa em São Paulo é apresentada na Figura 3.

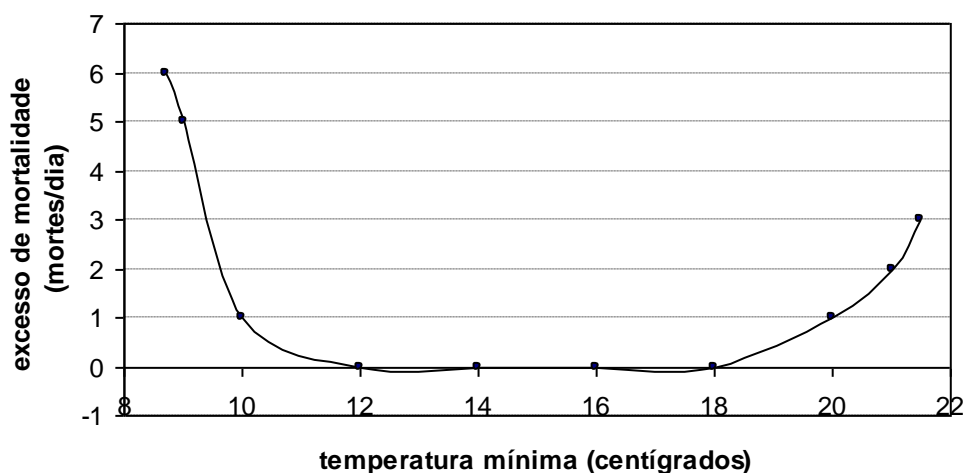


Figura 3: Representação esquemática do excesso de mortes atribuíveis a extremos de temperatura mínima na cidade de São Paulo

A Figura 3 indica que a relação entre excesso de mortalidade por extremos de temperatura é não linear, aumentando desproporcionalmente nos extremos da temperatura mínima do dia. A faixa de conforto térmico pode ser definida entre 10 e 20 graus centígrados de mínima, havendo excesso de mortes por ondas de frio e de calor. No caso de São Paulo, o efeito das ondas de frio é mais intenso do que aquele observado nas ondas de calor. Em uma cidade fria, o oposto ocorre, ou seja, ondas de calor impactam mais na saúde humana. As pessoas mais afetadas são aquelas nas quais os mecanismos de adaptação são menos eficientes - as crianças (por doenças respiratórias) e idosos (doenças respiratórias no frio e cardiovasculares nas ondas de calor). Fatores sociais e econômicos são também modificadores do efeito dos extremos de temperatura. A estrutura das casas da população de menor renda, com maior “permeabilidade” às variações de temperatura externa, a baixa taxa de cobertura vegetal nas regiões mais desfavorecidas da cidade (aumentando a amplitude térmica da região) são responsáveis pelo maior impacto dos extremos de temperatura entre os mais pobres de uma comunidade.

Alguns aspectos também significativos da relação entre aquecimento global e doença, como a possibilidade de aumento da propagação de doenças infecciosas transmitidas por insetos, catástrofes como inundações e desabamentos, provocados por extremos de pluviosidade, não serão abordados neste momento dadas as limitações de espaço.

### **Impacto do etanol combustível visto sob o prisma de acidentes com transporte e armazenamento**

Os vazamentos de petróleo e seus derivados são uma fonte considerável de acidentes ambientais, com notáveis impactos ambientais. Hidrocarbonetos e metais presentes no petróleo, ao contaminarem águas profundas ou superficiais, ou mesmo ao ingressar no ciclo da cadeia alimentar, podem atingir o homem pela via oral e levar a efeitos adversos à saúde. Os efeitos esperados são alterações reprodutivas, alterações do funcionamento da medula óssea (com prejuízo da formação de glóbulos vermelhos – anemia – e glóbulos brancos – baixa imunidade) e aumento do risco de desenvolvimento de neoplasias, notadamente leucemias e linfomas. O etanol, pela sua estrutura química e maior capacidade de degradação no meio natural, representa um risco virtualmente nulo das alterações acima descritas. O aspecto negativo do etanol no que tange ao armazenamento de combustíveis nos postos de comercialização fica por conta do

aumento da permeabilidade da gasolina do solo no caso da mistura etanol e gasolina (McDowell e cols, 2003). Em outras palavras, a adição de etanol à gasolina aumenta a dispersão de pluma de gasolina no solo, aumentando o risco de contaminação das águas superficiais quando da ocorrência de um vazamento em um posto de gasolina. Esta é uma situação que merece uma maior atenção na fiscalização da estanqueidade dos reservatórios dos postos de abastecimento situados em áreas urbanas.

### **Efeitos à saúde das emissões dos veículos movidos a etanol**

É intuitivo que, independentemente do combustível utilizado, as emissões automotivas contêm compostos que têm o potencial de afetar a saúde humana. A via inalatória representa uma porta de entrada para estes compostos, dado que, para atender às demandas funcionais de um adulto, os pulmões possuem uma superfície alveolar de cerca de 70 metros quadrados, interpondo, entre o nosso meio interno – o interior dos vasos capilares alveolares – e o meio externo, uma barreira de células com a espessura média inferior a um milésimo de milímetro. Ao longo de cerca de trinta centímetros de vias aéreas, o ar deve ser aquecido a 37°C, atingir uma umidade relativa ao redor de 90% e ser filtrado de microorganismos e poluentes atmosféricos. A chegada no território alveolar de compostos químicos, tanto na fase gasosa ou aderidos às partículas de fuligem, dá possibilidade de surgir uma resposta inflamatória tanto local como sistêmica, a partir do acesso destes compostos à circulação sanguínea. Desta forma, é imperioso que a análise dos efeitos à saúde das emissões dos veículos movidos a etanol seja feita em termos comparativos com os seus congêneres ao utilizar gasolina ou diesel.

Estudos em laboratório, realizados em roedores ainda na década de 1980, demonstraram que as emissões de veículos leves movidos a etanol eram menos tóxicas do que as provenientes de motores acionados a gasolina, tanto em testes de toxicidade aguda como crônica, produzindo menor nível de inflamação pulmonar e, também, menores níveis de mutações. Nestes estudos, a menor toxicidade das emissões do etanol foi atribuída ao tipo de compostos orgânicos emitidos. No caso das emissões dos motores a etanol, os compostos orgânicos são, em quase a sua totalidade, etanol respondendo por 70% e aldeídos com 10% (sendo essa fração composta por 85% acetaldeído e 14% formaldeído), enquanto que, nos motores a gasolina, há toda uma família de compostos voláteis e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos com grande potencial tóxico e carcinogênico. Este tipo de abordagem, embora útil como passo inicial, não leva em conta os processos fotoquímicos que podem ocorrer no assim chamado “mundo real”, ou seja, a atmosfera das grandes cidades. A análise da formação de poluentes secundários, notadamente o ozônio e outros compostos da família dos oxidantes fotoquímicos, formados a partir da interação dos poluentes primários com a radiação solar, é extremamente importante.

Na verdade, o aumento dos níveis de aldeídos (acetaldeído e formaldeído) na atmosfera é uma das conseqüências da utilização de etanol como combustível. Por outro lado, o formaldeído é o aldeído mais característico das emissões veiculares quando da utilização de petróleo e seus derivados, notadamente o óleo diesel. Neste ponto, é importante que se faça uma análise mais detalhada do comportamento e toxicidade dos aldeídos atmosféricos, tanto sob o prisma da sua toxicidade direta, como também quanto ao seu potencial de formação de ozônio.

### **Estrutura e metabolismo dos aldeídos**

Os aldeídos são substâncias orgânicas altamente reativas, que contêm um grupo carbonil (ligação dupla entre átomos de carbono e oxigênio), que possuem alta afinidade com lípidos, proteínas e DNA (COMEAP, 2000). Os aldeídos podem ser divididos em 3 classes, com base na sua estrutura e reatividade com substratos orgânicos (COMEAP, 2000):

- a) **Aldeídos simples ou saturados:** o metabolismo destes aldeídos ocorre pela oxidação a seus

ácidos carboxilícos (por meio de aldeído-desidrogenases) ou através da redução a álcool desidrogenase. Ligações com grupos tiol, bem como ligações com diversas proteínas, incluindo aquelas que constituem o DNA, também ocorrem e explicam o potencial carcinogênico destes aldeídos. Os aldeídos de interesse deste estudo – formaldeído e acetaldeído – são representantes desta categoria de aldeídos.

- b) **Aldeídos  $\alpha,\beta$ -insaturados** (acroleína, por exemplo): estes aldeídos ligam-se a substratos como a glutatona ou cisteína, sendo oxidados após estas ligações. Assim como no caso anterior, esta classe de aldeídos pode se ligar a grupos amino do DNA, podendo levar ao desenvolvimento de mutações.
- c) **Aldeídos halogenados ou modificados** (benzoaldeído): o metabolismo destes aldeídos irá depender da natureza do seu grupo funcional, podendo ser oxidados (benzoaldeído, furfural, malodialdeído, por exemplo), enquanto outros são predominantemente conjugados a glutatona, cisteína ou serina.

### **Fontes de aldeídos no ambiente externo das grandes cidades**

Nos ambientes externos das grandes cidades, as diferentes classes de aldeídos acima descritas são produzidas pelas emissões veiculares, queima de biomassa ou a partir de reações fotoquímicas (Monteiro et cols, 2001). Na atmosfera dos grandes centros urbanos, a contribuição relativa das emissões diretas ou de processos fotoquímicos para a produção de aldeídos depende da taxa de emissão das fontes antropogênicas e das condições climáticas.

Nos ambientes urbanos, a emissão de aldeídos é o resultado da oxidação incompleta do combustível veicular, seja este gasolina, gasool, etanol, gás natural ou diesel (Abrantes e cols, 2005, Durbin e cols, 2007, Kado e cols 2005, Martins e cols 2008). Na atmosfera poluída das grandes cidades, os principais precursores dos aldeídos são os hidrocarbonetos, álcoois, éteres e compostos aromáticos de origem antropogênica, submetidos à ação do ozônio ou radicais HO., HO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub> (Andrade e cols, 2002).

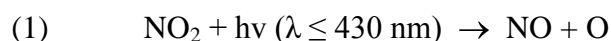
Na cidade de São Paulo, carbonilas emitidas diretamente pelos veículos predominam no período da manhã, havendo maior participação de processos fotoquímicos no período vespertino (Monteiro e cols, 2001). Em geral no período da manhã a concentração de acetaldeído é maior que a de formaldeído, e esse comportamento se inverte no período da tarde, após os processos fotoquímicos.

### **Aldeídos como precursores de ozônio**

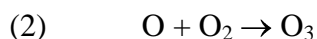
Além da sua toxicidade direta, os aldeídos atmosféricos podem contribuir para a formação de ozônio, um dos poluentes mais reconhecidamente associados com efeitos adversos à saúde humana. Neste momento, serão apresentados alguns dos aspectos básicos das reações fotoquímicas relacionando aldeídos e ozônio. Maiores detalhes podem ser encontrados em literatura específica (Carter, 1994, Saldiva e cols, 2005)

As equações gerais simplificadas que regulam a fotoquímica atmosférica podem ser resumidas da seguinte forma:

O NO<sub>2</sub> é dissociado pela ação de raios ultravioleta formando NO e oxigênio atômico;



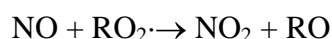
O átomo de oxigênio combina-se com uma molécula de oxigênio formando ozônio;



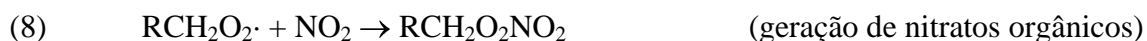
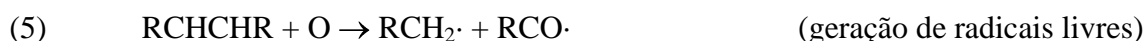
O ozônio é decomposto pela reação com o NO, formando NO<sub>2</sub> e uma molécula de oxigênio;



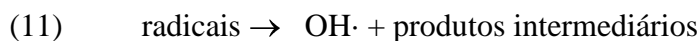
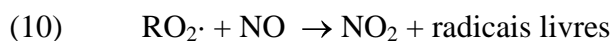
O processo descrito nas reações 1 a 3 é fotoestacionário, ou seja, o balanço da produção de ozônio é próximo da nulidade. No entanto, a atmosfera das grandes cidades favorece a perturbação do ciclo fotoestacionário, permitindo a geração de significativas quantidades de ozônio, como bem atestam as medidas ambientais realizadas em nossos centros urbanos. A reação de NO com peróxidos é a maior causa de desequilíbrio fotoquímico, como demonstrado na reação 4;



Os peróxidos atmosféricos são formados pela oxidação de diversos composto orgânicos, como demonstrado nas equações que se seguem, que ilustram os possíveis desfechos da oxidação de um alceno;



O conjunto das reações acima descritas exemplifica algumas das possibilidades pelas quais os compostos orgânicos voláteis (COVs), como os aldeídos, podem ser gerados ou interferir no equilíbrio fotoquímico estacionário, ensejando a formação de ozônio. O processo pode ser resumido da seguinte forma. Na ausência de COVs, a quantidade de ozônio formado na troposfera é muito baixa. A presença de COVs pode consumir NO ou converter NO a NO<sub>2</sub>, fazendo com que a possibilidade de formação de ozônio seja real, de acordo com as fórmulas gerais abaixo expostas.



Nas condições acima expostas o processo de formação de ozônio é dependente da quantidade de COVs disponível na troposfera, bem como da quantidade de radicais OH ou outras espécies químicas com as quais os COVs podem interagir (Carter, 1994). A influência dos COVs sobre a formação de ozônio depende da quantidade de NO<sub>x</sub> disponível. Se os níveis de NO<sub>x</sub> são suficientemente altos, a quantidade de COVs é o fator limitante para a formação de ozônio. Nestas condições, quando as concentrações de NO<sub>x</sub> são elevadas, os NO<sub>x</sub> inibem a formação de ozônio dado ao fato de que a reação de OH com NO<sub>2</sub> limita a formação de espécies reativas na atmosfera. Por outro lado, quando as concentrações de NO<sub>x</sub> são baixas, a formação de ozônio é dependente da disponibilidade de NO<sub>x</sub>, fazendo com que o aumento da concentração de NO<sub>x</sub> aumente a taxa de formação de ozônio.

Essas equações explicam a seqüência de formação do ozônio, entretanto à noite e na proximidade

de grandes fontes de NO (por exemplo em uma via de muito tráfego), as concentrações de ozônio são reduzidas através de processos de remoção do O<sub>3</sub> pela reação com o NO [equação 3].

Durante o dia essa reação é em geral balanceada pela fotólise do NO<sub>2</sub> [equação 1]. Entretanto na proximidade de grandes emissões de NO o resultado líquido é a conversão de O<sub>3</sub> a NO<sub>2</sub>. Nas proximidades dessas fontes, o ozônio é consumido e pode se tornar elevado à medida que a pluma se move com o vento (envelhecimento da pluma). Como a noite não há a fotólise do NO<sub>2</sub>, a [equação 3] leva a remoção do ozônio.

A classificação entre regimes com saturação de NO<sub>x</sub> e sensível ao NO<sub>x</sub> (NO<sub>x</sub>-limitante) é determinada pela química dos radicais hidroxila (OH) e hidroperoxila (HO<sub>2</sub>) e radicais peroxila orgânicos de forma RO<sub>2</sub>.

A atmosfera no regime sensível ao NO<sub>x</sub> (NO<sub>x</sub>-limitante) ocorre quando peróxidos e ácidos carboxílicos representam o sorvedouro dominante do radical. Neste caso, as concentrações ambientais de HO<sub>2</sub> e RO<sub>2</sub> serão determinadas pelo balanço entre as fontes de radical e as reações de formação dos peróxidos e ácidos carboxílicos.

Como a taxa de formação do peróxido é quadrática no HO<sub>2</sub>, as concentrações ambientais do HO<sub>2</sub> e RO<sub>2</sub> apresentam pequena variação como resposta a variações no NO<sub>x</sub> e COV. A taxa de formação do ozônio é determinada pela reação do HO<sub>2</sub> e RO<sub>2</sub> com o NO. Em regiões poluídas a taxa de formação do ozônio em geral é pouco afetada por variações no COV. Em áreas remotas a taxa de formação do ozônio também aumenta com o aumento de concentração do COV.

Os regimes saturados de NO<sub>x</sub> (COV-limitante) ocorrem quando ácido nítrico representa os sorvedouros de radicais dominantes. Neste caso, as concentrações ambientais de OH serão determinadas pelo balanço entre as fontes de radicais e a reação do OH com o NO<sub>2</sub>. Como a taxa de formação de ácido nítrico aumenta com o NO<sub>2</sub>, o OH ambiente decresce com o aumento do NO<sub>2</sub>. A taxa de formação do ozônio é determinada pela taxa de reação do COV e CO com OH. Essa taxa aumenta com o aumento do COV e decresce com o aumento do NO<sub>x</sub>.

A divisão entre regimes sensíveis ao NO<sub>x</sub> (NO<sub>x</sub>-limitante) ou ao COV (COV-limitante) está intimamente relacionada com a razão entre a soma dos COV com o NO<sub>2</sub>, considerando que as somas são ponderadas pela reatividade dos COV.

A razão das fontes de radicais para a taxa de formação do ácido nítrico é proporcional à razão da soma de todos os COV (ponderados pela reatividade com OH) com o NO<sub>2</sub>. Quando essa razão é alta, os peróxidos se tornam o sorvedouro dominante dos radicais e as condições são sensíveis ao NO<sub>x</sub>. Quando essa razão é baixa, o ácido nítrico se torna o sorvedouro dominante do radical e as condições são de saturação do NO<sub>x</sub>. A fotólise do ozônio é a maior fonte do radical hidroxila (OH) na troposfera de regiões remotas, de forma que um aumento do O<sub>3</sub> vai produzir mais OH, resultando em um decréscimo nos tempos de vida de muitas espécies traços, como o metano e os hidroclorofluorcarbonos (HCFC), que são espécies de grande importância para processos físico-químicos na estratosfera.

### **Efeitos do formaldeído e acetaldeído sobre a saúde humana**

A vasta maioria do conhecimento sobre os efeitos do formaldeído e do acetaldeído sobre a saúde humana provém da área ocupacional ou de um contexto de ambientes externos. Estas informações são de pouca valia quando se leva em conta o escopo do presente estudo, que tem como objetivo principal a análise destes aldeídos no contexto ambiental. O levantamento detalhado da literatura médica não revelou a existência de estudos de base populacional, relacionando concentrações ambientais de formaldeído ou acetaldeído sobre indicadores de

morbidade ou mortalidade.

A transposição de dados de estudos ocupacionais para o contexto ambiental apresenta grandes problemas. Inicialmente, há diferenças significativas da escala de concentração dos aldeídos no ambiente de estudo, que tende a ser muito maior na área do ambiente de trabalho. De outra parte, a suscetibilidade das populações expostas tende a ser distinta. Na área ocupacional, são muitos menos freqüentes os indivíduos com asma grave, idosos, crianças ou portadores de doenças graves do sistema cardiovascular, que são aqueles que mais apresentam efeitos adversos quando expostos aos níveis ambientais de poluentes atmosféricos.

Neste cenário, a estimativa do risco dos efeitos adversos do formaldeído e acetaldeído sobre indicadores de morbidade, ou seja, indução ou agravamento de doenças, apresenta como aspectos limitantes o fato de que os sintomas ou alterações observadas, em humanos ou animais de experimentação, foram observados em concentrações ambientais muito superiores às encontradas no ambiente das cidades brasileiras.

A *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos da América do Norte não definiu uma concentração de referência para a inalação crônica de formaldeído (IRIS, 1990). Esta mesma agência, tendo por base estudos em roedores, define o risco de câncer para a exposição ao formaldeído por via inalatória, estabelecendo a unidade de risco inalatório em  $1,3 \times 10^{-5}$  por  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Isto significa que a exposição durante todo o período da vida a uma concentração de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , leva a um excesso de câncer de 1,3 casos em 100.000 habitantes. A mesma situação ocorre para o acetaldeído, onde não foi definido um padrão de segurança para inalação crônica, a não ser para o risco de desenvolvimento de tumores (IRIS, 1991). No caso de acetaldeído, a exposição por toda a vida a uma concentração de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  leva a um excesso de  $2,2 \times 10^{-6}$  por  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Isto significa que a exposição durante todo o período da vida a uma concentração de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , leva a um excesso de câncer de 2,2 casos em 1.000.000 habitantes.

### **Efeitos do ozônio sobre a saúde humana**

Como visto anteriormente, os aldeídos são importantes precursores da formação de ozônio. Neste caso, ao contrário do que ocorre para o formaldeído e acetaldeído, há uma sólida massa de informações de cunho populacional relacionando variações ambientais de ozônio com desfechos adversos à saúde.

Estudos utilizando inalações controladas, tanto em animais como em seres humanos, indicam que o ozônio tem potencial de provocar efeitos adversos à saúde humana, tais como:

- ✓ exposições de curta duração produzem inflamação do trato respiratório predominantemente nas vias aéreas superiores e na região de transição entre o bronquíolo respiratório e os alvéolos.
- ✓ estudos de câmaras de intoxicação demonstram que os níveis de ozônio presentes nas grandes cidades do Brasil ( $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) são capazes de induzir inflamação pulmonar significativa, tanto em seres humanos como em animais, que se estabelece poucas horas após o término da exposição;
- ✓ a inalação de ozônio é capaz de induzir reação inflamatória sistêmica, caracterizada por ativação dos níveis séricos de complemento e proteínas de fase aguda;
- ✓ a inalação de ozônio prejudica as defesas pulmonares, através do prejuízo funcional do aparelho mucociliar, redução da atividade dos macrófagos alveolares e prejuízo da ativação dos linfócitos circulantes;

- ✓ níveis ambientais de ozônio causam aumento da reatividade brônquica;
- ✓ a inalação repetida de ozônio suscita um certo grau de adaptação da parte do receptor, por um aumento da produção de substâncias anti-oxidantes pelo trato respiratório. No entanto, há que se ressaltar que esta “adaptação” não impede o desenvolvimento de inflamação pulmonar, especialmente nas unidades bronquiolares terminais;
- ✓ alguns fatores do hospedeiro modulam a magnitude da resposta ao ozônio, tais como idade, comorbidade respiratória e fatores genéticos que modulam a síntese de substâncias anti-oxidantes pelo trato respiratório.

#### **a) Efeitos do ozônio sobre indicadores de morbidade**

As evidências de que níveis ambientais de ozônio estão relacionados com aumento de morbidade na população exposta são bastante consistentes. Faltas escolares, admissões por casos de asma e infecções respiratórias em serviços de pronto-socorro e episódios de agravamento de doença pulmonar obstrutiva crônica são os indicadores de morbidade mais consistentemente associados com variações ambientais de ozônio.

Na Cidade do México, Romieu e cols (1992) demonstraram um aumento de 20% de faltas em creches por infecções respiratórias quando os níveis de ozônio mantinham-se acima de  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  por 2 dias consecutivos. Um estudo conduzido em 12 cidades da Califórnia, focalizando alunos do primeiro grau, um aumento de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de ozônio foi associado a um acréscimo de 62,9% de faltas por doenças gerais, 82,9% por doenças respiratórias gerais, 45,1% por doenças do trato respiratório inferior (Gilliland e cols, 2001). Em Nevada (Estados Unidos da América) foi detectado um aumento de 13% de faltas de escolares do primeiro grau com incrementos de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de concentração média de 8 horas de ozônio (Chen e cols, 2000). Um estudo realizado em alunos do primeiro grau na Coreia demonstrou que um aumento de  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  estava associado a um acréscimo de 8% de faltas (Park e cols, 2002). Os estudos ora citados indicam que dados de faltas escolares podem se constituir em um instrumento bastante sensível para a detecção dos efeitos agudos do ozônio sobre a população infantil.

O acompanhamento da gravidade da asma em crianças é uma outra abordagem que tem sido empregada com sucesso para a determinação dos efeitos adversos do ozônio. Um estudo conduzido em New Haven (Connecticut, Estados Unidos da América) demonstrou que um aumento de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dos níveis horários de ozônio estava associado a um aumento de 35% de episódios de chiado e 47% de sintomas respiratórios (Gent e cols, 2003). Num estudo de coorte de 846 crianças asmáticas, um aumento de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  estava associado à sintomas respiratórios matutinos (16%), acompanhados de redução do fluxo expiratório máximo (Mortimer e cols, 2000, 2002).

No tocante às admissões hospitalares, a magnitude dos efeitos do ozônio sobre a população exposta é dependente das condições climáticas da região onde o estudo foi conduzido e do tipo de indicador utilizado. Dado o grande número de publicações na área, a Tabela 3 procura resumir os efeitos esperados de diferentes concentrações de ozônio sobre admissões hospitalares.

Incremento Esperado de Admissões por Doenças Respiratórias	Concentração O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	
	Média 1 hora	Média 8 horas
5%	30	25
10%	60	50
20%	120	100

Tabela 3: Estimativa dos incrementos esperados de admissões hospitalares por doenças respiratórias frente a variações dos níveis ambientais de ozônio.

#### b) Efeitos do ozônio sobre mortalidade

Ao contrário do que ocorre para o material particulado, a relação entre ozônio e mortalidade é menos evidente, sendo que a magnitude dos efeitos era bastante afetada pelas especificações dos modelos estatísticos ou da localização geográfica da comunidade avaliada. No entanto, estudos realizados em várias cidades e estudos de meta-análise mais recentes demonstraram que há efeitos agudos das variações de ozônio e mortalidade da população exposta, com um coeficiente médio de 0,256% de excesso de mortes para um incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> de ozônio. O resumo destes estudos pode ser visto na Tabela 4.

Local do Estudo	Achados	Referência
95 cidades Norte-Americanas	20 µg/m <sup>3</sup> de ozônio foi associado a incrementos de 0.52% da mortalidade geral e 0.64% da mortalidade cardio-respiratória.	Bell e cols, 2004
23 cidades Européias	Um aumento de 10 µg/m <sup>3</sup> foi associado a um aumento de 0.33% na mortalidade geral 0.45% da mortalidade cardio-vascular e 1.13% na mortalidade respiratória.	Gryparis e cols, 2004
Meta-análise de estudos conduzidos em 7 cidades Européias	Um aumento de 10 µg/m <sup>3</sup> foi associado a um aumento de 0.3% na mortalidade geral e 0.4% da mortalidade por doenças cardio-vasculares.	Anderson e cols, 2004
14 cidades Norte-Americanas	Um aumento de 20 µg/m <sup>3</sup> aumento na media horária de ozônio foi associado a um aumento da mortalidade respiratória de 0.23%.	Schwartz, 2005
Meta-análise de 39 estudos de séries temporais realizados nos Estados Unidos da América	Um aumento de 10 µg/m <sup>3</sup> foi associado a um incremento de 1.1% de mortalidade por doenças cardiovasculares.	Bell e cols, 2005
Meta-análise de 43 estudos realizados em diferentes partes do mundo acrescidos de 7 estudos Norte-Americanos	Um aumento de 20 µg/m <sup>3</sup> da média horária de ozônio foi associado a um incremento de 0.39% na mortalidade geral..	Ito e cols, 2005
Meta-análise de 28 estudos Norte	Aumento de 0.21% na mortalidade geral para um incremento de 10-µg/m <sup>3</sup> na concentração média de	Levy e cols, 2005

Tabela 4: Resumo de estudos representativos relacionando variações agudas de ozônio com mortalidade

Em relação aos efeitos crônicos, a exposição a ozônio tem sido relacionada com redução da função pulmonar em crianças. No entanto, a associação com decréscimo de expectativa de vida e aumento de risco para o desenvolvimento de neoplasias não foi ainda esclarecida.

### Concentrações ambientais de aldeídos nas cidades brasileiras

A pesquisa efetuada na literatura científica revela um quadro até certo ponto desapontador, mostrando um número bastante reduzido de medidas de aldeídos atmosféricos. O conjunto dos estudos revela que estas medidas foram resultado da iniciativa de grupos de pesquisa interessados no tema, e não revelam um esforço sistemático de monitoramento ambiental visando o controle da qualidade do ar para fins de preservação da saúde pública. Este é um aspecto preocupante em um cenário como o de nosso País, onde as fontes móveis, mercê da forte presença de etanol, gás natural e diesel, possuem alta potencialidade de emissão de aldeídos atmosféricos.

A Tabela 5 mostra os dados disponíveis das medidas de concentrações atmosféricas de formaldeído e acetaldeído em algumas cidades brasileiras.

Cidade		Formald eído	Acetald eído
São Paulo	N	17	17
	Média	11,7	24,3
	Median		
	a	8,8	18,8
	Mínimo	1,6	5,0
	Máximo	28,8	54,8
	DP	8,1	16,6
Rio de Janeiro	N	8	8
	Média	11,7	26,2
	Median		
	a	8,9	10,7
	Mínimo	2,3	3,4
	Máximo	33,0	86,3
	DP	9,7	31,6
Londrina	N	4	4
	Média	5,7	4,7
	Median		
	a	5,7	3,8
	Mínimo	1,2	0,8
	Máximo	9,9	10,2
	DP	3,6	4,2
Porto Alegre	N	3	3
	Média	11,5	14,9
	Median		
	a	9,0	6,9
	Mínimo	5,7	6,3

	Máximo	19,6	31,7
	DP	7,3	14,5
Salvador	N	3	3
	Média	15,5	19,0
	Median		
	a	13,7	11,3
	Mínimo	3,6	6,3
	Máximo	29,1	39,6
	DP	12,8	17,9

Tabela 5: Estatística descritiva das medidas disponíveis na literatura científica dos níveis ambientais (em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de formaldeído e acetaldeído na atmosfera das cidades brasileiras (Monteiro e cols, 2001; Andrade e cols, 2002; Pinto e cols, 2007; Martins e cols, 2006).

As Figuras 4 e 5 mostram a variação temporal das medidas de formaldeído e acetaldeído nas cidades onde foi possível obter dados na literatura. O conjunto dos dados não permite traçar uma clara trajetória de variação nos últimos 20 anos. Mais ainda, os últimos dados, colhidos em 2003, ainda não refletem os impactos do crescimento dos veículos flex, como também a grande taxa de conversão de veículos para gás natural veicular.

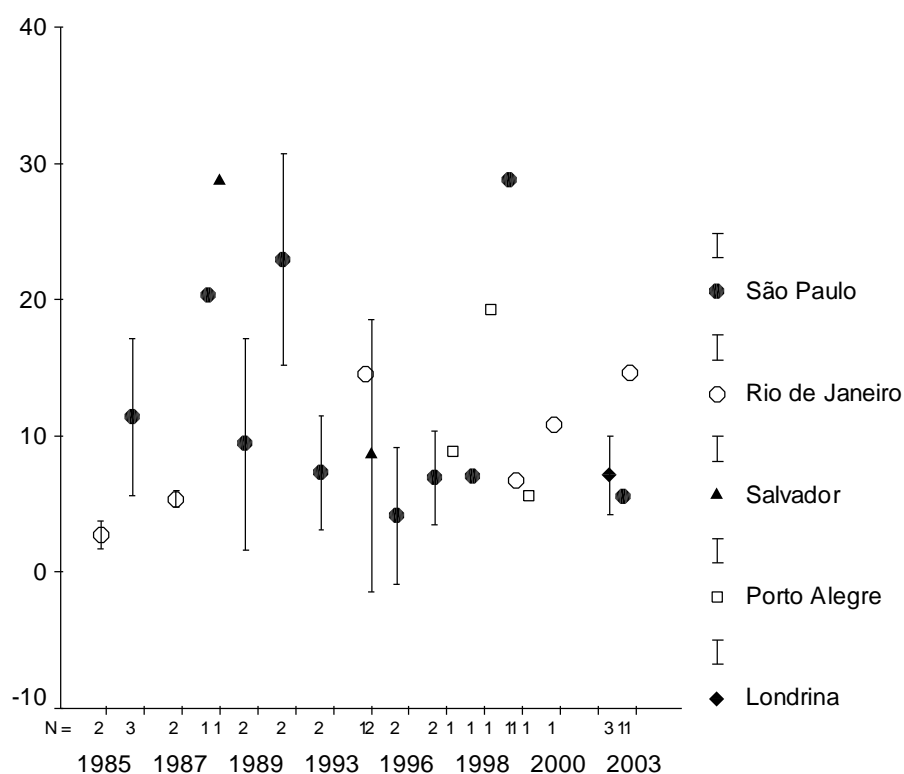


Figura 4: Valores médios e erros padrão correspondentes das concentrações de formaldeído medidos nas cidades brasileiras, entre os anos de 1985 e 2003.

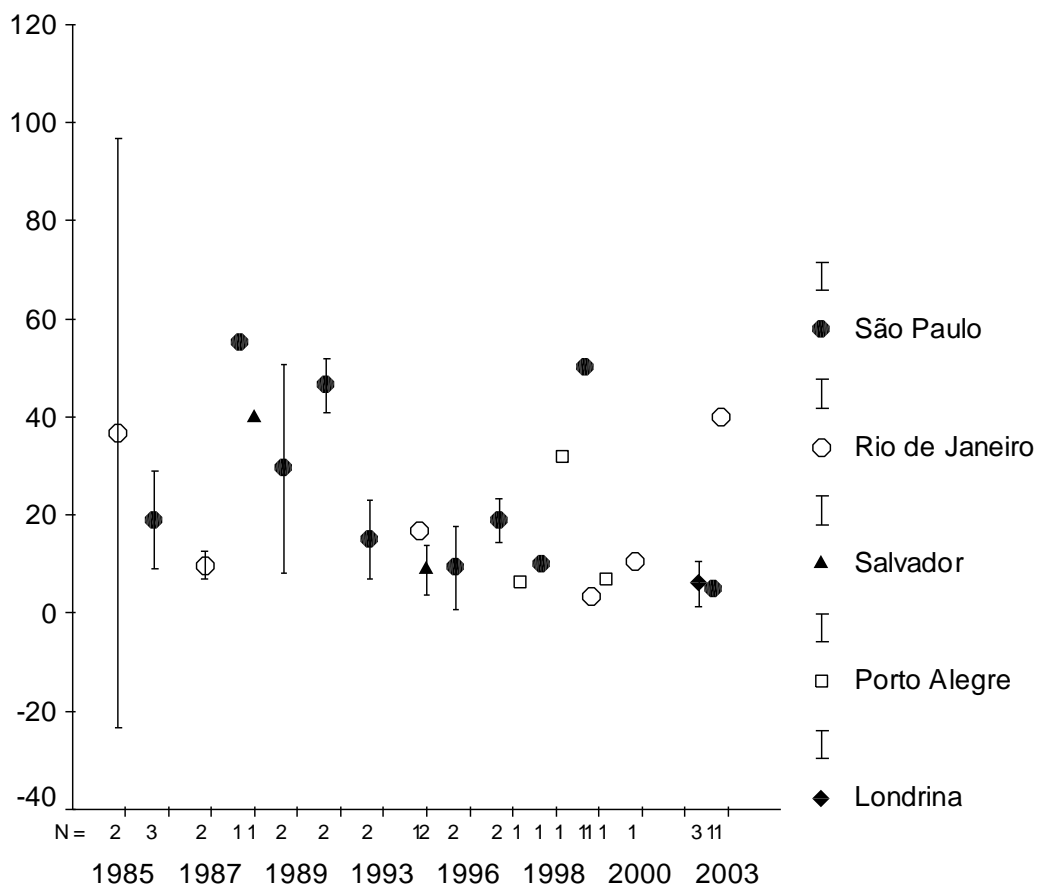


Figura 5: Valores médios (e erros padrão correspondentes) das concentrações de acetaldeído medidos nas cidades brasileiras, entre os anos de 1985 a 2003.

Como visto na Tabela 5 e nas Figuras 4 e 5, as cidades do Rio de Janeiro e São Paulo são aquelas onde há um conjunto maior de dados. Consolidando-se as medidas para estas duas cidades, os valores ambientais de acetaldeído e formaldeído são os apresentados na Tabela 5. Grosso modo, a relação formaldeído/acetaldeído nestas duas cidades é cerca de 0,5. Mais ainda, as concentrações de formaldeído e acetaldeído no Rio e em São Paulo são muito superiores às observadas em outras cidades, mesmo naquelas de igual porte.

	Formaldeído	Acetaldeído
Los Angeles	1,8-13	1,8-16,5
Denver	2,8-4,8	1,8-3
Atlanta	3,3	3,7
México	43,5	4,7-5,7
Copenhagen	0,3-8	0,3-33
Paris	5-40	3,7-16,5
Grenoble	3,1-22	3,6-18
Roma	10,2-21,2	5,3-12,1
Londres	5,0-32,5	2,9-5,3
Leipzig	1,6-12,5	0,7-2,3
Urawa (Japão)	3,1-14,2	2,4-12,5
Algéria	5,2-27,1	2,6-10,3
Cairo	40	-
Hong-Kong	4,9	2,4

Tabela 6: Valores de concentrações ambientais de formaldeído e acetaldeído obtidos em diferentes cidades do mundo, conforme dados descritos por Cecinato e cols, 2002, em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

### Estimativa dos efeitos à saúde por aldeídos

Como mencionado anteriormente, não há estudos brasileiros ou internacionais relacionando variações ambientais de formaldeído ou acetaldeído a indicadores populacionais de morbidade. O que se tem estabelecido, de forma consolidada, é um indicador numérico para o risco de desenvolvimento de neoplasias, notadamente do trato respiratório, em função das concentrações ambientais destes aldeídos.

De acordo com as projeções do censo, a população adulta (com idade igual ou superior a 20 anos) da região metropolitana de São Paulo, é de 12.674.944 habitantes. Considerando-se o risco unitário para o desenvolvimento de neoplasias estimado para o formaldeído ( $1,3 \times 10^{-5}$  casos por  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), a concentração média de formaldeído obtida a partir das medidas encontradas na literatura (Tabela 5) e a população adulta podemos estimar, para a Região Metropolitana de São Paulo, cerca de 1928 e 678 casos de câncer devido às concentrações ambientais de formaldeído e acetaldeído, respectivamente. Considerando a vida média dos habitantes em cerca de 70 anos, e levando-se em conta que os dados populacionais foram obtidos para moradores com idade igual ou superior a 20 anos, o número de casos novos/ano promovidos pelas concentrações de ambos os aldeídos é cerca de 52 casos novos em São Paulo.

Uma outra possibilidade de se estimar os efeitos dos aldeídos sobre a saúde, no contexto do seu potencial de formação de ozônio. Este tipo de abordagem tem a vantagem de permitir um certo nível de balizamento para a formulação de padrões de emissões veiculares voltados para o controle de ozônio. No cenário brasileiro, há apenas um estudo detalhado dos fatores de emissão veicular para compostos orgânicos voláteis para veículos em condições de tráfego urbano, que é o estudo de túneis realizado por Martins e cols (2006). Os resultados deste estudo são apresentados na Tabela 6. Nesta mesma tabela, são apresentados os valores respectivos do potencial máximo de reatividade (MIR) para cada um dos compostos avaliados no estudo, bem como o potencial estimado de formação de ozônio de cada um dos compostos, definido como o produto dos fatores de emissão (em  $\text{g.km}^{-1}$ ) vezes o respectivo MIR.

Os compostos orgânicos voláteis possuem diferentes reatividades, o que significa que podem ter diferentes potenciais de formação do ozônio e de outros oxidantes fotoquímicos. Essas diferenças nos efeitos de formação de ozônio são referidas como “reatividades dos COV”. O efeito da variação da emissão do COV na formação do ozônio em um particular episódio dependerá da magnitude da variação da emissão. A escala MIR foi desenvolvida por Carter (1994) e é baseada em médias do incremento de reatividade, calculada para diferentes cenários com base em estudos de câmara e modelos tipo caixa. As concentrações de NO<sub>x</sub> possuem efeito considerável sobre as reatividades dos COV. Em condições de alta concentração de NO<sub>x</sub>, as reatividades dos COV são relativamente insensíveis a outras condições do cenário de estudo. No entanto, para condições de baixa concentração de NO<sub>x</sub> as reatividades relativas tendem a serem mais sensíveis a outras condições do cenário.

ESPÉCIE	MIR	EMIÇÃO (mg/Km)	POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE OZÔNIO
tolueno	2,7	134,5	363,15
1-buteno	8,9	113,9	1013,71
n-pentano	1,04	87,9	91,42
ciclohexano	1,28	81,3	104,06
benzeno	0,42	78,3	32,89
n-butano	1,02	74,9	76,4
M+p-xileno	7,4	62	458,8
n-hexano	0,98	60,1	58,9
1,2,4- trimetilbenzeno	8,8	52,5	462
formaldeído	7,2	48,4	348,48
acetaldeído	5,5	45,7	251,35
o-xileno	6,5	44,4	288,6
n-heptano	0,81	41,1	33,29
1-etil-4- metilbenzeno	8,8	32	281,6
etilbenzeno	2,7	31,1	83,97
n-octano	0,6	29,3	17,58
metilpentano	1,5	28,7	43,05
aldeídos>C2	6,3	24,9	156,87
n-nonano	0,54	22,6	12,2
isobutano	1,21	20,9	25,29
1,3,5- trimetilbenzeno	10,1	20,8	210,08
1-penteno	6,2	19,6	121,52
3-metilhexano	1,4	19,5	27,3
1-etil-3- metilbenzeno	2,7	19,3	52,11
cumeno	6,5	17,9	116,35
1-etil-2- metilbenzeno	8,8	16,4	144,32
decano	0,46	14	6,44
n-propilbenzeno	2,1	12,2	25,62
metilciclopentano	2,8	11,2	31,36
n-undecano	0,42	9,6	4,03
acetona	0,56	9,3	5,21
metilciclohexano	1,8	9,2	16,56
1- metiletilbenzeno	3	8,3	24,9
2,3- dimetilpentano	1,31	7,9	10,35
isopreno	9,1	7,6	69,16
2-butanona	1,02	6,9	7,04
1-hexeno	4,4	6,8	29,92
n-dodecano	0,38	6,2	2,36
estireno	2,2	5,7	12,54
2,2-dimetilbutano	0,82	4	3,28
2,4- dimetilpentano	1,5	3,7	5,55

2,3-dimetilhexano	1,31	3,3	4,32
-------------------	------	-----	------

Tabela 7: Fatores de emissão (em mg.km<sup>-1</sup>) de compostos orgânicos voláteis emitidos por fontes veiculares determinados em medidas em túneis de São Paulo (Martins e cols, 2006) com os respectivos valores de MIR (em gO<sub>3</sub>/gCOV) e o potencial de formação de ozônio em condições máximas definido como o produto da multiplicação do fator de emissão pelo respectivo MIR de cada composto (gO<sub>3</sub>/km).

Para fins de melhor visualização, a representação gráfica do potencial de formação de ozônio pode ser representado graficamente através do agrupamento das diferentes categorias de compostos orgânicos voláteis, como demonstrado na Figura 6. Os compostos orgânicos voláteis medidos neste trabalho representam uma fração do total dos COVs efetivamente emitidos. Dessa forma há uma parcela significativa não determinada nos experimentos. Assim os valores apresentados na Figura 6 se referem a percentagem do total de COVs medidos.

É importante frisar que o estudo dos túneis foi realizado em São Paulo durante o ano de 2004, antes portanto do aumento significativo dos veículos *flex fuel* observado nos últimos anos. Mais, é importante ressaltar que as medidas realizadas no trabalho de Martins e cols (2006) representam uma fração do total de compostos orgânicos voláteis emitidos. Nestas condições, a porcentagem de 14,7% de potencial de formação de ozônio atribuída aos aldeídos está superestimada.

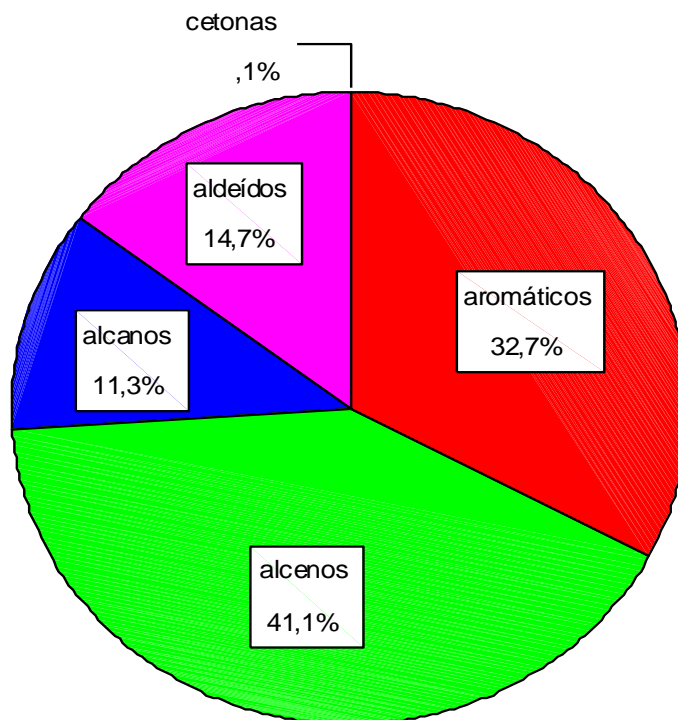


Figura 6: Representação gráfica do potencial de máximo relativo de formação de ozônio das classes de compostos orgânicos voláteis emitidos a partir de fontes automotivas, determinado pela multiplicação da taxa de emissão (em g.km<sup>-1</sup>) (Andrade e cols, 2006) pelo respectivo MIR.

De acordo com os dados da CETESB, as médias anuais das concentrações máximas de 1 hora para o ozônio estão ao redor de 90 µg/m<sup>3</sup> em São Paulo. Como apontado na Figura 6, os aldeídos representam, em conjunto, cerca de 14,7% do potencial de formação de ozônio entre os COVs

analisados. O estudo de Grosjean e cols (2002), demonstra que o formaldeído e o acetaldeído são os aldeídos dominantes para a formação de ozônio. Caso seja aplicada a porcentagem atribuível aos aldeídos na formação de ozônio apresentada na Figura 6 às concentrações ambientais medidas em São Paulo, as médias anuais da concentração máxima de 1 hora de ozônio, produzidas pelo acetaldeído e formaldeído, seriam de  $7,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (acetaldeído) e  $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (formaldeído). Neste cenário a estimativa de eventos adversos atribuídos aos efeitos diretos e indiretos do formaldeído e acetaldeído, para a região metropolitana de São Paulo, é aquela apresentada na Tabela 8.

São Paulo	Formaldeído	Acetaldeído	Total
Câncer	38	14	52
Mortalidade Prematura	120	169	289

Tabela 8. Estimativa do excesso de eventos atribuídas aos efeitos diretos (casos de câncer) e indiretos (mortalidade prematura pela formação de ozônio) para a região metropolitana de São Paulo, tendo por base estimativas da emissão direta pela frota veicular e as medidas ambientais de ozônio da CETESB.

### **Política de biocombustíveis como instrumento de promoção da saúde humana**

A partir do que foi apresentado anteriormente, vimos que o processo de produção de combustíveis gera poluentes associados a danos significativos à saúde. No caso da produção de etanol, é necessário incorporar o processo de mecanização na colheita, evitando os impactos adversos das emissões provenientes das queimadas (Helena Ribeiro, refs) dados o conjunto de evidências existentes sobre os impactos adversos à saúde dos trabalhadores e população das cidades circunvizinhas.

No tocante aos produtos das emissões veiculares, o acetaldeído e formaldeído com seu potencial de formação de ozônio representam o “fato novo” da utilização do etanol como combustível de veículos leves, particularmente importante na atmosfera das cidades brasileiras, com elevadas concentrações de  $\text{NO}_2$ , situação que implica que a formação de ozônio passa a ser altamente dependente do aumento da concentração de carbonilas.

A utilização de etanol como combustível de veículos pesados também promoveria alterações do perfil das emissões. No que tange a aldeídos, a utilização de etanol significa trocar emissões de formaldeído (característico do diesel) por acetaldeído (etanol). Mais importante, as emissões de veículos a etanol são muito inferiores aos atualmente em uso no Brasil, fazendo com que a emissão de material particulado atualmente existente por essa fonte automotiva caia virtualmente a zero.

Cada um dos cenários acima merece considerações em separado. Vamos ao caso dos veículos leves. Quando um veículo leve utiliza etanol como combustível, o aumento das emissões de aldeídos é acompanhado de uma redução dos demais compostos orgânicos voláteis associados às emissões de gasolina. Visando simplificar a questão, vamos esquematizar uma situação de troca de acetaldeído por benzeno, tolueno e xileno, que são os compostos orgânicos voláteis mais associados aos derivados de petróleo. Considerando as taxas de emissões determinadas em túneis (ref) e apresentadas na Tabela 7, podemos inferir que o potencial de formação de ozônio dos compostos aromáticos (característicos dos derivados de petróleo) é 6,3 vezes superior ao do acetaldeído. Considerando que os compostos aromáticos possuem potencial de formação de ozônio estimado a partir das medidas em túneis de cerca de 32,7% e as olefinas de 41,1%, podemos inferir que a utilização de etanol em substituição à gasolina, levando em conta somente

a redução de compostos aromáticos, levaria a uma redução do potencial de formação de ozônio de cerca de 2 vezes em face da atual formulação da gasolina. Esses resultados estão consistentes com os encontrados em Martins e Andrade (2006), que a partir de simulações com modelos fotoquímicos eulerianos obtiveram reduções significativas na produção de ozônio com a consideração de um cenário fictício de substituição de toda gasolina por etanol na frota circulante de veículos leves. Vários cenários foram considerados para gasolinas reformuladas com reduções de aromáticos e olefinas e ainda assim houve um efeito maior de redução de produção de ozônio com o uso de etanol.

O material particulado também merece uma análise pormenorizada. A aplicação de análise de filtros contendo material particulado fino, realizadas ao longo dos últimos 3 anos, associadas a elaboração de modelos receptores, indicam que, as emissões de veículos diesel respondem por cerca de 25% das concentrações ambientais deste poluente nas cidades de São Paulo e Rio de Janeiro. Como as emissões de material particulado pelos veículos pesados movidos a etanol são praticamente nulas, a utilização de etanol como combustível da frota pesada têm significativo potencial de redução de material particulado fino. O material particulado fino possui uma nítida associação com efeitos adversos à saúde.

No tocante à mortalidade, os estudos de longa duração conduzidos por Pope e colaboradores (Pope e cols, 2002) indicam que um acréscimo de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de material particulado fino (média anual) leva a um aumento de 6% da mortalidade geral.

Já para a morbidade, vários estudos epidemiológicos disponíveis na literatura relacionam efeitos mórbidos tanto respiratórios como cardio-vasculares para diversas faixas etárias da população, em termos principalmente de internações hospitalares.

De posse dos coeficientes epidemiológicos para ozônio e material particulado fino, podemos calcular as variações dos desfechos de saúde esperadas frente às mudanças dos níveis de concentração dos poluentes, a partir da equação 12:

$$(12) \quad [\text{Eventos (MPolt)}] = [\exp(\beta * (\text{MPolt}) - 1)] * \text{Total de Eventos}$$

onde      Eventos é o total de desfechos mórbidos associado à exposição ambiental;  
MPolt é a variação média na concentração dos poluentes;  
exp é a função exponencial;  
 $\beta$  é o coeficiente de regressão obtido através dos estudos epidemiológicos;  
Total de Eventos é o total de desfechos mórbidos no período em análise.

### **Estimativa de concentrações ambientais e nos cenários de substituição de combustíveis**

Para aplicar a função descrita na equação 12, é necessário obter informações sobre os desfechos de saúde. Os números referentes aos dados de mortalidade e internações hospitalares suportadas pelo sistema público, bem como a taxa de cobertura do sistema privado de saúde podem ser obtidos nas bases de dados do DATASUS. A relação entre a remuneração das internações suportadas pelo sistema público e as suportadas pelo sistema privado de saúde foram obtidas no Hospital das Clínicas de São Paulo. As concentrações ambientais de ozônio, a disponibilidade de etanol e gasolina na Região Metropolitana de São Paulo e a composição do gasool estão disponíveis nas páginas do órgão ambiental de São Paulo - CETESB, enquanto as concentrações de material particulado inalável fino estão em fase de publicação.

As variações de ozônio frente a vários cenários de utilização de etanol como combustível para a frota de veículos leves, considera o estudo de Martins e Andrade (2008) que estima uma redução

na concentração de Ozônio de 29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  caso a substituição total da gasolina por etanol seja implementada. Assim, a substituição parcial da gasolina por etanol reduziria a emissão direta de precursores pelos veículos, potencialmente capaz de reduzir a concentração de Ozônio na mesma proporção da redução máxima estimada por modelagem naquele estudo. No caso do uso de etanol pela frota diesel, a utilização de etanol promoveria uma redução direta da emissão de partículas finas.

Tendo como base as premissas acima, podemos estimar a redução de mortes e internações hospitalares esperada pela utilização do etanol frente a 5%, 10%, 15% e 100% de substituição da gasolina (evitadas pela redução de ozônio), e frente a 5%, 10%, 15%, 50% e 100% de uso de etanol pela frota de veículos pesados (evitadas pela redução do material particulado fino).

Para estimar os ganhos históricos do uso do etanol como combustível para a frota leve, em substituição à gasolina, foram considerados ainda os cenários da substituição total do etanol por gasolina ou gasool. Nestes cenários serão estimados o aumento de mortes e internações hospitalares, haja vista o esperado aumento na concentração de ozônio pois os precursores desse poluente, emitidos pela gasolina, tem maior potencial de formação comparado com os emitidos pelo etanol.

Os impactos na concentração ambiental de material particulado inalável fino (MP2,5) para os cenários envolvendo diesel e etanol, e de ozônio para os cenários de gasolina e etanol, são apresentados na Tabela 9.

<b><i>CENÁRIO DE SUBSTITUIÇÃO DE COMBUSTÍVEIS</i></b>	<b><i>EXPECTATIVA AMBIENTAL NAS CONCENTRAÇÕES DE POLUENTES</i></b>	<b><i>VARIAÇÃO ESPERADA</i></b>
5% do Diesel por Etanol	Redução no PM2,5 por emissão direta	até 2%
10% do Diesel por Etanol	Redução no PM2,5 por emissão direta	até 3%
15% do Diesel por Etanol	Redução no PM2,5 por emissão direta	até 4%
50% do Diesel por Etanol	Redução no PM2,5 por emissão direta	até 13%
100% do Diesel por Etanol	Redução no PM2,5 por emissão direta	até 25%
5% da Gasolina por Etanol	Potencial redução no Ozônio por emissão precursores	até 2%
10% da Gasolina por Etanol	Potencial redução no Ozônio por emissão precursores	até 3%
15% da Gasolina por Etanol	Potencial redução no Ozônio por emissão precursores	até 5%
100% da Gasolina por Etanol	Potencial redução no Ozônio por emissão precursores	até 30%
100% do Etanol por Gasool	Potencial aumento no Ozônio por emissão precursores	até 70%
100% do Etanol por Gasolina	Potencial aumento no Ozônio por emissão precursores	até 100%

Tabela 9: Expectativa do comportamento da concentração do PM2,5 para os cenários de substituição do diesel na frota pesada por 5%, 10%, 15%, 50% e 100% de etanol, e na concentração de Ozônio para os cenários de substituição da gasolina na frota leve por 5%, 10%, 15% e 100% de etanol, bem como a substituição de 100% do etanol por gasolina ou gasool para a Região Metropolitana de São Paulo.

Como pode ser observado na tabela 9, os cenários de uso do etanol em substituição ao diesel permitem estimar redução na concentração ambiental de material particulado inalável fino de 2%

até 25%, dependendo do cenário de substituição. Já para o uso do etanol em substituição à gasolina, também é esperada uma diminuição na concentração ambiental de Ozônio (devido aos precursores), de 2% até 30%, também dependendo do cenário de substituição.

Já para a retirada do etanol na frota de veículos leves, é esperado um aumento de até 70% na concentração de Ozônio, no caso de uso de gasool, e aumento de até 100% no caso de uso da gasolina sem adição de etanol.

### **Estimativa de Custos de Saúde Evitados devido à Melhoria Ambiental**

A necessidade em determinar estimativas de custos dos efeitos adversos das doenças é importante para o estabelecimento de prioridades para prevenção e gerenciamento de saúde e como instrumento de gestão pública. Diversas abordagens podem ser conduzidas a fim de atingir esse objetivo, sendo que a mais direta é a estimativa de gastos de investimentos diretos com o sistema de saúde e dos gastos perdidos devido às conseqüências das doenças.

Os custos ambientais, mais especificamente custos de saúde pública decorrentes de uma determinada variação ambiental, que no objeto deste estudo é a alteração da qualidade ambiental do ar, podem ser determinados através de diversas abordagens.

A valoração econômica de recursos naturais é baseada em princípios da economia neoclássica e tem como proposta imputar valores monetários para as perdas sociais e ambientais decorrentes da degradação do meio ambiente. Assim, a idéia da valoração busca tratar os custos e benefícios sociais prestados pelo meio ambiente como agente econômico (Pearce, 1987).

A forma mais precisa de mensurar o impacto da poluição do ar de uma determinada região é a condução de estudos epidemiológicos, estabelecendo funções dose-resposta, que correlacionam indicadores de morbidade e mortalidade na população susceptível com as concentrações de ar ambiente.

Diversos métodos têm sido utilizados em vários estudos para valorar os custos de saúde associados com a poluição ambiental. Esses métodos podem ser agrupados em duas categorias. A primeira inclui os métodos que medem apenas a perda da renda direta (salários perdidos e despesas adicionais) ou método dos gastos defensivos. Essas medidas não incluem as inconveniências, sofrimentos, perdas de lazer e outros impactos não tangíveis aos indivíduos e bem-estar familiar e podem subestimar ou ignorar seriamente os custos de saúde de pessoas que não são membros do mercado de trabalho. Dessa maneira, essa categoria de métodos indica apenas o nível inferior dos custos sociais da poluição e sub-dimensiona os custos totais para os indivíduos. A segunda categoria de métodos inclui abordagens que tentam capturar a disposição dos indivíduos a pagar para evitar ou reduzir os riscos de morte ou doenças, ou método da valoração de contingente.

A abordagem do custo de doença é aplicada à morbidade. Os custos diretos de morbidade podem ser divididos em duas categorias: despesas médicas para tratamento de doenças (custos de internação hospitalar e atendimento em pronto-socorro) e perdas de salários durante os dias de hospitalização, dias de falta no trabalho e outros dias quando as atividades são significativamente restritas devido às doenças.

A abordagem de despesas preventivas consiste na tentativa de inferir sobre a quantia mínima que as pessoas desejam pagar de modo a reduzir os riscos de saúde e são feitas com base na quantia que as pessoas que vivem em áreas poluídas gastam com medidas preventivas. Ou seja, despesas com água mineral engarrafada, para evitar doenças de veiculação hídrica ou instalação de filtros de ar para evitar a poluição do ar em áreas internas.

A abordagem da valoração de contingente utiliza pesquisas de informação para determinar o que as pessoas estão dispostas a pagar de modo a reduzir o risco de morte prematura de doenças. Os estudos de valoração de contingente produziram Valora de Vida Estatístico (VVE) relativamente inferiores aos do diferencial de salário, variando de US\$ 1.2 a 9.7 milhões por vida estatística (IEI, 1992; US EPA, 1997).

A técnica de valoração econômica de impactos na saúde baseada nas evidências de estudos epidemiológicos e teoria econômica utilizada nesta estimativa foi o método desenvolvido pela Organização Mundial da Saúde – OMS, e pela Universidade de Harvard chamado “Disability Adjusted Life Years - DALY” que significa “Anos de vida perdidos ou vividos com incapacidades” (Murray e Lopez, 1996). Esse método parte de estudos que associam um fator ambiental (no nosso caso poluição atmosférica) com um indicador de saúde (admissões hospitalares e mortalidade) para estimar quanto tempo, em anos, cada evento adverso de saúde impactou na população. Em outras palavras, quantos anos de vida cada habitante afetado viveu com incapacidades temporárias ou permanentes (estado de saúde diferente da saúde perfeita) e quantos anos de vida cada habitante afetado perdeu por morte prematura em relação à sua expectativa de vida. O indicador de anos de vida pode ser convertido em base monetária para efeito de avaliação custo-benefício (Miraglia, 2002).

As técnicas de valoração econômica de impactos na saúde constituem um instrumento de avaliação de projetos e políticas de controle de poluição e intervenções na saúde que subsidiam o processo de tomada de decisão.

Neste sentido, estimar os potenciais custos de saúde evitados em função da melhoria ambiental da qualidade do ar pela adoção dos cenários de utilização do etanol em substituição a gasolina para os veículos leves, e na substituição do diesel para os veículos pesados, agrega a esta análise um importante parâmetro de avaliação comparativa da política de biocombustíveis.

### **Mortalidade - Custos Anuais Evitados**

A tabela 10 indica as mortes potenciais totais anuais a serem evitadas mediante os respectivos cenários de adição de etanol devido às melhorias das concentrações ambiente de ozônio e do material particulado fino e a respectiva valoração dos custos de mortalidade evitados. A valoração das mortes evitadas devido às reduções das concentrações de ozônio e material particulado fino foi obtida através dos valores médios de anos de vida perdidos devido a concentrações ambiente dos poluentes atmosféricos em São Paulo (Miraglia e cols, 2005) aplicados aos cenários de potencial de redução de mortalidade (Tabela 9) com as taxas atuais de expectativa de vida da população (IBGE, 2008).

CENÁRIO DE SUBSTITUIÇÃO DE COMBUSTÍVEIS	MORTALIDADE ANUAL		
	DIAGNÓSTIC O	QUANTIDADE	US\$
5% do Diesel por Etanol	Redução	37	6.630.000
10% do Diesel por Etanol	Redução	75	13.450.000
15% do Diesel por Etanol	Redução	112	20.080.000
50% do Diesel por Etanol	Redução	373	66.890.000
100% do Diesel por Etanol	Redução	745	133.600.000
5% da Gasolina por Etanol	Redução	6	1.070.000
10% da Gasolina por Etanol	Redução	13	2.330.000
15% da Gasolina por Etanol	Redução	19	3.400.000
100% da Gasolina por Etanol	Redução	130	23.310.000

100% do Etanol por Gasool	Aumento	273	48.950.000
100% do Etanol por Gasolina	Aumento	416	74.600.000

Gasool: gasolina aditivada com 22% de Etanol

Tabela 10: Potencial anual de variação da mortalidade mediante cenários de adição de etanol na Região Metropolitana de São Paulo e respectiva Valoração Econômica (US\$)

Conforme pode ser observado na tabela 10, o potencial de mortalidade evitada devido à introdução do etanol na matriz energética pode se traduzir em benefícios econômicos variando de US\$ 1 milhão anual (cenário de substituição de 5% da gasolina por etanol) a US\$ 133 milhões anuais (cenário de substituição de 100% do diesel por etanol). Esses valores indicam a magnitude dos benefícios potenciais advindos da implementação de política de biocombustíveis nos cenários estabelecidos sob uma abordagem conservadora, para a Região Metropolitana de São Paulo.

Já os cenários de retirada do etanol como combustível em veículos leves, seria acompanhado de aumento esperado nas mortes, cuja valoração econômica levaria a prejuízo de US\$ 48,9 no caso de uso de gasool, até US\$ 74,6 com o uso da gasolina.

### Morbidade - Custos anuais evitados

A estimativa de morbidade aqui detalhada, considera apenas os custos associados às internações hospitalares para as doenças e faixas etárias da população mais consistentemente associadas à poluição atmosférica, quais sejam, as internações por doenças respiratórias para as faixas etárias de crianças até 4 anos de idade e adultos acima de 40 anos de idade, e por doenças cardiovasculares apenas para a faixa etária de adultos acima de 40 anos de idade. Assim, esta estimativa pode ser considerada conservadora ao não incluir outros desfechos menos frequentes e as demais faixas etárias, mas enquadra-se ao critério habitualmente utilizado neste tipo de estimativa.

O benefício, em termos de redução de morbidade, com o uso do Etanol em substituição à gasolina e ao diesel, devidamente valorado é apresentado na Tabela 11, também para cada um dos cenários de substituição da frota, utilizando a metodologia descrita.

CENÁRIO DE SUBSTITUIÇÃO DE COMBUSTÍVEIS	MORBIDADE ANUAL		
	Internações Hospitalares (SUS + Privado)		
	DIAGNÓSTICO	QUANTIDADE	US\$
5% do Diesel por Etanol	Redução	224	630.000
10% do Diesel por Etanol	Redução	450	1.260.000
15% do Diesel por Etanol	Redução	675	1.890.000
50% do Diesel por Etanol	Redução	2.270	6.380.000
100% do Diesel por Etanol	Redução	4.588	12.860.000
5% da Gasolina por Etanol	Redução	398	980.000
10% da Gasolina por Etanol	Redução	795	1.960.000
15% da Gasolina por Etanol	Redução	1.193	2.950.000
100% da Gasolina por Etanol	Redução	8.002	19.790.000
100% do Etanol por Gasool	Aumento	16.850	41.680.000
100% do Etanol por Gasolina	Aumento	25.680	63.530.000

Gasool: gasolina aditivada com 22% de Etanol

Tabela 11: Potencial anual de variação da morbidade mediante cenários de adição de etanol na

## Região Metropolitana de São Paulo e respectiva Valoração Econômica (US\$)

Assim, pode-se estimar em bases conservadoras que a utilização do etanol nos cenários de substituição descritos anteriormente, traria uma redução de morbidade que, traduzida em benefícios econômicos, variaria de US\$ 0,6 milhão anual (cenário de substituição de 5% do diesel por etanol) a US\$ 19,8 milhões anuais (cenário de substituição de 100% de gasolina por etanol), apenas considerando a Região Metropolitana de São Paulo.

Analogamente, a retirada do etanol como combustível na frota leve seria acompanhada de aumento nas internações hospitalares, cuja valoração econômica levaria a prejuízo estimado de US\$ 41,6 no caso de uso de gasool, até US\$ 63,5 com o uso da gasolina.

### **Considerações Finais e Análise de Incertezas**

Este capítulo parte do princípio que os efeitos à saúde humana deveriam fazer parte da análise do ciclo de vida dos combustíveis. A exposição de populações inteiras às emissões atmosféricas, tanto na área produtiva como nas emissões veiculares das grandes regiões metropolitanas, indicam claramente nesta direção. No caso do etanol, foram apontadas algumas características positivas e também negativas em relação à sua utilização como alternativa aos combustíveis derivados de petróleo.

O principal aspecto negativo do ciclo de vida do etanol é representado pelo processo de queima da palha da cana durante o período de colheita, a questão do balanço hídrico decorrente do processo de crescimento da planta, o problema da mono-cultura e uso do solo. Felizmente, há uma tendência para a redução significativa deste processo, a partir de uma auto-regulamentação do setor. A avaliação deste ponto - os impactos atuais do processo da queima - está baseada em estudos conduzidos em São Paulo, porém com a limitação de serem poucos estudos. A ausência de uma rede de monitoramento eficiente no interior prejudica a análise desta questão em toda a sua profundidade. A queima da palha da cana também compromete a eficiência do balanço de gases de efeito estufa do bioetanol. Considerando estes dois pontos - efeitos locais dos poluentes e efeitos globais sobre o clima - conclui-se que não há argumentos ambientais e de saúde humana que justifiquem a queima da palha da cana para a colheita.

No que tange aos efeitos decorrentes das emissões veiculares, o etanol possui vantagens em relação à gasolina e ao diesel. Os efeitos são evidenciados pelo balanço favorável do ponto de vista de alterações climáticas globais, e também como fator de redução da produção de ozônio (como substituto da gasolina) e aerossol (em substituição do diesel) na troposfera. No atual cenário da qualidade dos combustíveis derivados de petróleo comercializados no Brasil, o etanol é uma alternativa dentro do elenco das medidas e melhoria da qualidade do ar e redução dos impactos à saúde decorrentes da poluição atmosférica. Um dos aspectos mais significantes, em nosso entendimento, é a sua utilização na frota cativa de ônibus dos grandes centros urbanos. Considerando os aspectos de saúde humana, o etanol pode ser uma das alternativas mais eficientes para a obtenção de transporte coletivo de baixa emissão de poluentes.

O impacto do etanol sobre a produção de ozônio é um dos pontos chaves na discussão sobre os efeitos à saúde das emissões do etanol. Dentro da atual formulação da gasolina em nosso País, com a tecnologia veicular vigente, e, também, num cenário de altas concentrações de óxidos de nitrogênio em nossas cidades, nossas projeções são de que o etanol combustível reduz a formação de ozônio troposférico. Há, neste caso, alguns níveis de incerteza. A limitação mais significativa neste ponto é a carência de dados históricos e consolidados de concentrações ambientais de aldeídos nas regiões avaliadas. Os dados disponíveis retratam períodos de amostragem com diferentes tempos de períodos de coleta e geralmente realizados em pontos isolados. É uma pena que o nosso País, onde foram produzidas ao longo das últimas 3 décadas significativas mudanças

da matriz de combustíveis automotivos, tenha tomado tão pouca atenção às medidas ambientais dos aldeídos. Outro aspecto limitante do estudo é a escassez de dados de emissões automotivas baseadas em medidas de campo, como por exemplo, os experimentos de túneis referidos neste estudo. Mudanças significativas do perfil da frota, como, por exemplo, a introdução dos veículos flex e a conversão importante de parte da frota para gás natural veicular não puderam ser consideradas neste documento, de forma a permitir decompor o risco à saúde por segmentos da frota veicular. Os dois fatores acima expostos impedem a confecção de modelos fotoquímicos com a precisão necessária de forma a poder avaliar a contribuição dos diferentes combustíveis para a produção de aldeídos e de ozônio. Em assim sendo, é necessária a obtenção destas informações chave para diminuir a incerteza das estimativas e, conseqüentemente, apoiar a elaboração de políticas públicas consistentes na área de poluição atmosférica e saúde pública nos grandes centros urbanos.

Há ainda carência de estudos sobre o efeito do uso de bio-combustíveis na emissão de veículos pesados, com relação ao comportamento do motor e sistema de filtros para partículas. Existem muitos estudos com relação às variações nas emissões de óxidos de nitrogênio e de partículas mais finas a partir de uso de bio-combustíveis em motores de veículos pesados.

A valoração econômica dos benefícios ambientais traduzidos em termos de indicadores de saúde revela um cenário favorável à implementação dessa alteração na matriz energética atual, potencializando recursos para outros investimentos que devam priorizar a saúde pública da população exposta aos poluentes atmosféricos.

## Referências Bibliográficas

Air Quality Guidelines – Global Update 2005: Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. World Health Organization, 2006.

Cecinato A, Yassaa N, Di Palo V, Possanzino M. Observation of volatile and semi-volatile carbonyls in an Algerian urban environment using dinitrophenylhydrazine/sílica-HPLC and pentafluorophenylhydrazine/sílica-GC-MS. *J Environ Monit*, v. 4, p. 223-228, 2002.

Corrêa SM, Martins E, Arbilla G. Formaldehyde and acetaldehyde in a high traffic street of Rio de Janeiro, Brazil. *Atmospheric Environment*; v. 37, I. 1, p. 23-29, 2003.

Grosjean D, Grosjean E, Moreira LFR. Speciated Ambient Carbonyls in Rio de Janeiro, Brazil. *Environ. Sci. Technol*; v. 36, p. 1389-1395, 2002.

IBGE. Breves notas sobre a mortalidade no Brasil no período 1991/2007. 2008

IEI (Industrial Economics Incorporated). Revisions to the proposed value of life, Memo., Cambridge, Mass., 1992.

Kovats RS, Campbell-Lendrum D, Matthies F. Climate change and human health: estimating avoidable deaths and disease. *Risk Analysis*; v. 25, p. 1409-18, 2005.

Martins LD, Andrade MF. Ozone formation potentials of volatile organic compounds and sensitivity to their emission in the megacity of Sao Paulo, Brasil. *Water, Air and Soil Pollution*; v. 195, p. 201-213, 2008a.

Martins LD, Andrade MF. Emission scenario assessment of gasohol reformulation proposals and ethanol use in the Metropolitan Area of São Paulo. *The Open Atmospheric Science Journal*; v. 2, p. 131-140, 2008b.

Martins MAH, Fatigati FL, Véspoli TC, Martins LC, Pereira LAA, Martins MA, Saldiva PHN, Braga ALF. Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in São Paulo, Brazil. *J Epidemiol Community Health*; v. 58, p. 41-46, 2004

McDowell CJ, Powers SE. Mechanisms affecting the infiltration and distribution of ethanol-blended gasoline in the vadose zone. *Environ Sci Technol*, v. 37(9), p. 1803-10, 2003

Miraglia SGEK. O ônus da poluição atmosférica sobre a população do Município de São Paulo: uma aplicação do método DALY; estimativa em anos de vida perdidos e vividos com incapacidades. Tese de Doutorado, FMUSP, 2002.

Miraglia SGEK, Saldiva PHN, Böhm GM. An Evaluation of Air Pollution Health. Impacts and Costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 35, n. 5, p. 667-76, 2005.

Nguyena HTH, Takenaka N, Bandowa H, Maeda Y, Oliva ST, Botelho TM. Atmospheric alcohols and aldehydes concentrations measured in Osaka, Japan and in Sao Paulo, Brazil. *Atmospheric Environment*; v. 35, I. 18, p. 3075-83, 2001.

Pearce D. Foundations of an ecological economics. *Ecological Modelling*, v. 8, p. 9-18, 1987.

US EPA. The Costs and Benefits of Clean Air Act, 1997.