

O OZONO FOTOQUÍMICO E O AUMENTO DAS PROPRIEDADES OXIDANTES DA TROPOSFERA: UM PROBLEMA AMBIENTAL GLOBAL

DENISE DE BRUM FERREIRA⁽¹⁾

Enquanto grande parte da comunidade científica e dos órgãos de comunicação social se preocupa com a diminuição da concentração do ozono na estratosfera e com as suas consequências potenciais, junto de nós, na camada de ar que respiramos, a quantidade média de ozono quadruplicou desde o início do século e não cessa de aumentar com uma taxa planetária estimada, nos anos 80, em um por cento por ano (BRUCE, 1990). Consequências nefastas deste aumento começam a ser mensuráveis, afectando tanto o equilíbrio radiativo da troposfera como a produção vegetal e a saúde humana. As propriedades oxidantes do ozono e dos poluentes precursores estão na origem de sérios problemas ambientais. No entanto, a divulgação e resolução destes ainda hoje ficam um pouco esquecidas, em face do empolamento actual do provável aquecimento global, ligado ao efeito de estufa e do problema do "buraco" do ozono estratosférico. Assim, esta nota retoma algumas conclusões, acompanhadas de comentários, de livros, relatórios e alguns artigos muito dispersos, publicados recentemente sobre a poluição fotoquímica em geral e sobre o ozono troposférico em particular.

O ponto de partida desta síntese foi um relatório de trabalho publicado, em 1993, pela Academia das Ciências francesa, intitulado *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*. Ao longo de nove capítulos, o relatório efectua um balanço dos conhecimentos actuais sobre o ozono troposférico e a poluição oxidante, dando ênfase aos mecanismos que levam à produção e à destruição dos poluentes fotoquímicos, tanto à escala local como às escalas regional e global, à sua difusão e ao seu transporte e, finalmente, sobre as consequências do aumento da sua concentração nas baixas camadas do ar.

(1) Professora Associada da F.L.U.L., Investigadora do Centro de Estudos Geográficos, Faculdade de Letras, Cidade Universitária, 1699 Lisboa Codex. Tel. (351-1)7940218; Fax: (351-1)7938690.

O ozono não é directamente emitido nas baixas camadas da troposfera. Grande parte (estimada em 80%) resulta de reacções químicas complexas sob a influência da radiação solar, no espectro inferior a $4\mu\text{m}$, onde entram em jogo poluentes primários e precursores introduzidos pelas actividades humanas. A quantidade de ozono transferida para as baixas camadas a partir da estratosfera e que é produzida nas trovoadas não atingiria globalmente mais do que 20% do total que se encontra na troposfera.

Entre os principais precursores do ozono, devemos destacar sobretudo dois grupos, os óxidos de azoto (NO_x) e os compostos orgânicos voláteis (COV), entre os quais se contam os hidrocarbonetos (CH). Em presença de radiação ultravioleta, estes precursores dão origem, por reacção fotoquímica, a uma série de oxidantes e outros produtos que alimentam o *smog* das grandes cidades.

I – MECANISMOS QUÍMICOS

Reacções químicas muito complexas (ciclo de Chapman) levam à formação do ozono. Uma apresentação dita "simplificada para geógrafos" mas ainda bastante hermética do ciclo diurno de formação e de destruição do ozono fotoquímico foi tentada por JANOUEIX-YACONO (1992). Sem entrar no campo específico da físico-química atmosférica, duas situações distintas parecem dever ser identificadas (ACAD. SC., 1993; WELLBURN, 1994):

a) Na atmosfera não poluída, a produção de ozono resulta de uma única reacção de recombinação de um átomo de oxigénio (O) com uma molécula de oxigénio (O_2) ou seja $\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$. O átomo de oxigénio é produzido a partir da dissociação do dióxido de azoto pela radiação ultravioleta ($\text{NO}_2 + U.V. \rightarrow \text{NO} + \text{O}$). O monóxido de azoto assim formado (NO) reage rapidamente com o ozono para formar de novo dióxido de azoto. Estabelece-se assim um estado estacionário do ciclo fotolítico entre os três constituintes NO_2 , NO e O_3 que não origina, por si só, um aumento da concentração do ar em ozono.

b) Na atmosfera poluída, a situação é diferente. Em presença de COV, o equilíbrio do ciclo é rompido. Os mecanismos de oxidação dos COV vêm perturbar o ciclo fotolítico acima descrito, porque oferecem outras vias de oxidação do monóxido de azoto em dióxido de azoto. Por outras palavras, existe então a possibilidade de transformar NO em NO_2 sem consumo de uma quantidade equivalente de O_3 , logo que se registre uma radiação solar suficientemente intensa para iniciar o processo de fotodissociação.

2 – VARIAÇÃO TEMPORAL DO OZONO E DOS SEUS PRECURSORES NA TROPOSFERA

A origem essencialmente antrópica do ozono e a sua presença com tendência crescente na troposfera são atestadas pelas medições feitas desde há mais de um século, por exemplo, no *Parc Monsouris* em Paris, no Observatório do *Pic du Midi* nos Pirenéus ou na estação de *Montecalieri* em Itália. Observa-se uma coerência geral das concentrações em ozono nestes três sítios com uma aceleração, nos últimos vinte anos, da tendência positiva (+ 2,4% por ano; ACAD. SC., 1993).

Verifica-se também uma variação estacional diferente entre o final do século XIX e actualmente. Enquanto nas séries mais antigas a troposfera apresentava uma concentração máxima em ozono na Primavera, actualmente os valores mais elevados registam-se no Verão. O facto deve ser interpretado como a marca da origem estratosférica do ozono existente na troposfera do início do século XX, enquanto agora, existe uma preponderância da fonte fotoquímica. Assim, a poluição de fundo da troposfera pelo ozono nas latitudes médias do Hemisfério Norte teria passado de 10 ppb (partes por bilião em concentração molecular) nos finais no século XIX a 50 ppb actualmente (ACAD. SC., 1993, p. 15).

A formação essencialmente fotoquímica do ozono troposférico actual conduz à previsão de um aumento constante das concentrações deste poluente no futuro, pois existe um crescimento contínuo das fontes antrópicas dos seus precursores, ou seja do metano (NH_4 , aumento anual de 0.9% desde o fim do século XIX e tempo de vida na atmosfera de 11 anos), do monóxido de carbono (CO , 65% do qual com uma origem antrópica; tempo de vida na atmosfera de dois meses), dos óxidos do azoto (NO_x , mais de 75% de origem antrópica; tempo de vida de 6 horas na camada limite e de 10 dias junto à tropopausa) e dos compostos orgânicos voláteis (COV, dos quais os hidrocarbonetos aumentam a um ritmo de 1% por ano; tempo de vida variável mas curto, inferior a um dia) (HOUGHTON *et al.*, 1990). A distribuição destes precursores é heterogénea no espaço e reflecte geralmente a localização das fontes de emissão: as áreas urbanas onde o trânsito automóvel é intenso, certas zonas industriais onde se concentram as instalações petroquímicas e as de produção de energia eléctrica ou de gás utilizando combustíveis fósseis.

Um artigo de SCHWARTZ (1989) revela que, em 1985, nos EUA, 40% das emissões de hidrocarbonetos e 45% dos NO_x provinham da circulação automóvel. HAUGHTON *et al.* (1994) consideram que, em 1987, os veículos automóveis eram responsáveis por 70% da poluição atmosférica em Moscovo, 48% em Varsóvia, 80% no México. O Relatório sobre o Estado do Ambiente (O.C.D.E., 1991) mostra que, se os poluentes atmosféricos clássicos, como o

dióxido de enxofre, ligados às emissões industriais, estão em nítida regressão nos países da O.C.D.E., outros, ligados aos transportes como os óxidos de azoto, ozono, monóxido de carbono e PAN (peroxiacetonitrato) estão neste momento em aumento acelerado. Em Portugal, os *Anuários sobre a Qualidade do Ambiente* publicados pela D.G.Q.A. desde 1987 apontam também os transportes rodoviários como os responsáveis por mais de 60% das emissões anuais de óxidos de azoto, 98% das emissões de monóxido de carbono e 40% das de COV. O fluxo de automóveis nas cidades, com seu ritmo pendular diurno, é de facto o grande responsável pelas pulsações nas concentrações do ozono fotoquímico à superfície. Assim, é em primeiro lugar à escala local que se põe o problema dos picos de poluição.

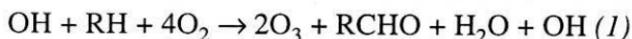
3 – O COMPORTAMENTO DO OZONO E DOS SEUS PRECURSORES À ESCALA LOCAL E REGIONAL

Nestas escalas, a estrutura da camada limite da atmosfera rege a distribuição espacial da concentração dos poluentes emitidos pelas actividades humanas. Esta camada, situada no contacto com a superfície terrestre, tem uma extensão vertical muito variável em função da instabilidade e da actividade convectiva. A estrutura termodinâmica da camada limite determina a possibilidade de existência de movimentos verticais capazes de dispersar a poluição nas camadas superiores. Estes movimentos podem existir numa espessura de alguns metros (em presença de uma inversão térmica de irradiação) até algumas centenas de metros (em presença de uma inversão de subsidência) ou efectuar-se livremente numa camada com milhares de metros (caso de instabilidade absoluta do ar na troposfera). A dinâmica diurna da estrutura da camada limite condiciona largamente as concentrações em ozono observadas à superfície, enquanto os processos de mistura determinam a natureza e os fluxos de compostos (ozono e precursores) injectados em altitude, na atmosfera livre. As concentrações variam rapidamente, tanto no espaço como no tempo, e as escalas adequadas para descrever os fenómenos são, respectivamente, a dezena de quilómetros e a hora (ACAD. SC., 1993).

À escala local e regional, os processos físico-químicos na atmosfera são caracterizados por duas particularidades: a natureza dos poluentes e a proximidade das fontes de emissão. Trata-se de reacções químicas muito complexas, onde intervêm produtos que serão rapidamente degradados na camada limite no espaço de algumas horas. Muitos não poderão atingir a atmosfera livre em quantidade apreciável. Todavia, estes poluentes terão uma importância capital na produção de espécies secundárias à superfície como o ozono, outros COV e os óxidos de azoto NO_x (JANOUEIX-YACONO, 1992; DEGOBERT,

1992). Torna-se imperativo neste contexto ter em conta os compostos orgânicos voláteis (COV) e os óxidos de azoto na percepção do comportamento do ozono.

O ozono forma-se a partir da oxidação rápida de NO em NO₂ por um ciclo de reacções que começa pelo ataque de um hidrocarboneto RH pelo radical OH (SEINFELD, 1989). O balanço global destas reacções de oxidação pode escrever-se sob a forma:



Todavia, o radical OH pode também reagir com numerosas outras espécies químicas e, em particular, com o dióxido de azoto, segundo a reacção:



Foi verificado que a relação de velocidade destas duas reacções é proporcional ao quociente RH/NO₂ e, em geral, ao quociente COV/NO_x (TOUPANCE, 1988; ACAD. SC., 1993).

Num meio rico em NO_x (quociente COV/NO_x pequeno), uma parte substancial dos radicais OH do ambiente é mobilizada para a formação de ácido nítrico (reacção (2) acima descrita), o que trava a formação do ozono segundo a primeira reacção indicada. **É o processo observado nos centros das cidades, que constituem assim um lugar de destruição do ozono.**

Pelo contrário, num meio pobre em NO_x (quociente COV/NO_x grande), a segunda reacção é pouco importante e o ozono forma-se em grande quantidade. **É o processo verificado a sotavento das áreas urbanas.**

Assim, o valor do quociente COV/NO_x conduz directamente à introdução de uma distinção espacial no problema das relações existentes entre o ozono e os seus precursores. A concentração dos óxidos de azoto e a dos COV varia de maneira diferente em função das condições locais e da distância à fonte de emissão. De Verão, durante o dia, os NO_x, essencialmente produzidos pelo tráfego automóvel, oxidam-se rapidamente em ácido nítrico. Os COV, com fontes muito diversificadas (transportes, actividades industriais, mas também emissão pelas fermentações e pela vegetação), têm um comportamento muito heterogéneo. Alguns oxidam-se muito lentamente; globalmente, verifica-se porém que a concentração em óxidos de azoto do ar decresce mais rapidamente do que a dos COV, quando nos afastamos dos centros urbanos e daí o facto do quociente COV/NO_x aumentar no mesmo sentido, do centro para a periferia. Esta conclusão tem importância na análise do comportamento do ozono na camada limite de uma área urbana e da sua orla rural. Assim, na análise do comportamento do ozono na baixa troposfera, o relatório da Aca-

demia das Ciências (1993, p. 153), retomando conclusões de um estudo do *National Research Council* americano publicado em 1992, recomenda a distinção de cinco auréolas concêntricas a partir dos centros urbanos.

a) *No centro urbano*, com tráfego intenso durante o dia, a fonte de precursores é máxima e o quociente COV/NO_x pequeno (inferior a 10), o que conduz à destruição do ozono. Assim, no centro de uma cidade, devemos esperar uma concentração em ozono fraca, enquanto o *cocktail* poluente ficar rico em COV e NO_x.

b) *No perímetro urbano longe do centro*, a densidade da ocupação humana é ainda forte e o tráfego automóvel é também intenso. É a primeira área afectada pelo ozono formado no penacho poluído emanante do núcleo urbano e alongado no sentido do vento dominante. Todavia, não é nesta área que a concentração em ozono se torna máxima, pois existe ainda neste perímetro uma produção importante de COV e NO_x, que destrói ou trava a formação local do ozono.

c) *A área de transporte de meso-escala* corresponde já aos subúrbios menos densos e à cintura rural circundante, onde as fontes poluentes são mais dispersas e menos abundantes. É a região directamente afectada pelo ozono formado nas duas zonas precedentes. A sua forma e extensão depende da topografia, da estrutura térmica da camada limite (presença ou não de uma inversão térmica; grau de instabilidade da camada de mistura...), das características do vento (direcção, velocidade horizontal, perfil vertical na camada limite...). Em geral, esta zona tem um eixo alongado para sotavento da área urbana e atinge algumas dezenas de quilómetros. O quociente COV/NO_x torna-se grande pelo facto da produção de NO_x ser fraca e da sua oxidação em nitratos ser rápida. É a região de maior concentração em ozono. Aqui, as variações da concentração do ozono são essencialmente determinadas pelas características do comportamento da poluição observada na cintura urbana.

O modelo de distribuição em penacho que acaba de ser apresentado foi verificado e estudado em muitos episódios de poluição fotoquímica a sotavento de aglomerações, mais ou menos modificado pelas condições topográficas locais e pelas condições de ventilação (com realce para a influência das brisas): *Los Angeles*, Nova Iorque, México, Londres, Paris, Marselha (*Fos-Berre*), Bona-Colónia, Madrid, Roma, Atenas, Tóquio, Osaka...

O modelo é interessante e tem uma implicação directa na implantação dos postos numa rede de medição da poluição fotoquímica. Em primeiro lugar, não deveriam existir postos de medição do ozono dissociados dos postos de medição de poluentes primários e precursores (CO, NO_x, COV...) Em segundo lugar, e em flagrante contradição com o que podemos observar na maior

parte das cidades (Lisboa incluída), a medição do ozono não deveria ser feita unicamente no centro e no perímetro urbano, mas também na orla rural, e nesta, ainda mais profundamente a sotavento, porque a poluição oxidante produzida pela cidade se situa num penacho longo por vezes de várias dezenas de quilómetros. Isso implica um conhecimento perfeito do regime dos ventos (diurno e estacional) à escala local e regional. No caso de Lisboa, este conhecimento aprofundado é impossível, por falta de meios de observação das condições de ventilação nas baixas camadas e por, além disso, a rede actual de medição da poluição (SO_2 , NO_x , O_3 , CO, fumos negros...estes poluentes não sendo medidos de maneira concomitante em todos os postos, cujo número nem atinge uma dúzia) estar implantada exclusivamente no perímetro da cidade a leste de uma recta que une Benfica a Moscavide (ANDRADE, 1994). Os dias de Verão mais poluídos pelo ozono em Lisboa são os dias anticiclónicos com forte insolação e durante os quais as brisas se manifestam na ausência da influência da Nortada (FERREIRA, 1992, 1993). As brisas estivais em Cabo Ruivo e no Montijo, estudadas por ALCOFORADO (1987), podem soprar todo o dia do quadrante Sueste ou sofrer uma rotação pela direita, ao longo do dia, passando sucessivamente pelos quadrantes E, SE, SW e W. Assim, no primeiro caso, a região saloia Norte e Noroeste poderá realmente ser mais afectada pelo ozono que a própria cidade de Lisboa, sobretudo as regiões baixas (vales, bacia de Loures) e as encostas (costeira de Bucelas; Montemor) até à altitude da camada de inversão de subsidência. No segundo caso, a poluição pelo ozono, transportada desde o perímetro urbano de Lisboa, pela brisa de Sudoeste e de Oeste, poderá fazer sentir o seu efeito, longe a montante, no Vale do Tejo. Do mesmo modo, podemos pensar que as concentrações em ozono observadas na proximidade do Aeroporto da Portela, ainda no perímetro da cidade, já bastante elevadas em certos dias de Verão, não devem representar os valores máximos da poluição.

d) A região de transporte de escala sinóptica. O comportamento do ozono em meio rural é muito diferente do observado no meio urbano e periurbano. As fontes locais de precursores são menos intensas e o tráfego automóvel mais disperso. A deposição seca de ozono, por gravidade, sobre a vegetação torna-se dominante em meio rural quando a atmosfera é estável e o vento fraco. Fora do alcance do transporte de meso-escala da poluição urbana, as regiões rurais deveriam apresentar concentrações em ozono próximas da poluição de fundo da troposfera. Todavia, um certo número de estudos efectuados em sítios não urbanos na Europa ocidental e central mostraram que existe uma variação acentuada e brutal do ozono no ar em função da massa de ar que transporta a poluição fotoquímica. É assim que a Alemanha, a Bélgica, os Países Baixos, a Dinamarca, a Escandinávia, o Norte e o Leste da

França e mesmo a Inglaterra recebem frequentes descargas poluentes da Europa central, transportadas por ventos anticiclónicos de Leste. A Inglaterra sofre também do *smog* importado dos países vizinhos situados do outro lado do Canal... Entre 1985 e 1988, instalou-se a rede OXYDATE sob a iniciativa da Noruega e da Suécia (O.C.D.E., 1990). Era um conjunto inicial de 36 estações de medição do ozono e de outros oxidantes fotoquímicos nas zonas rurais (O_3 , NO_2 e PAN). A partir de 1988, a rede OXYDATE alargou-se à Europa de Leste. Desde o início do funcionamento da rede, foram inventariadas dezenas de episódios de forte poluição fotoquímica em regiões rurais, bem como na alta montanha, ultrapassando largamente as normas admitidas. O número ainda muito limitado de estações de medição impede determinar com precisão toda a extensão geográfica dos episódios de poluição transfronteiriça. Para resolver o problema, utilizam-se modelos de transporte a longa distância dos oxidantes fotoquímicos, onde entram a trajetória e as características termodinâmicas das massas de ar (VAN DOP *et al.*, 1987; DECHAUX, 1988). Falta, infelizmente, um alargamento da rede OXYDATE aos países da Europa do Sul, onde os episódios de forte poluição fotoquímica estival são cada vez mais frequentes e mais perigosos para a saúde humana. Os fenómenos de escala sinóptica intervêm de maneira determinante na concentração do ozono nas baixas camadas. Sistemas frontais e depressões dispersam a poluição enquanto as condições anticiclónicas acumulam o ozono num raio de 300 a 500 km (SELBY, 1987; ROUSSEL *et al.*, 1989, 1992).

e) **O reservatório de fundo** é constituído pelo resto da troposfera, para além dos limites da região de transporte de escala sinóptica.

II – AS CONSEQUÊNCIAS DO AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DO OZONO

Episódios de forte poluição são cada vez mais frequentes no Verão, e o aumento da concentração do ozono no reservatório de fundo é uma realidade. Fortes concentrações em ozono associadas às concentrações, mesmo mais fracas, de poluentes precursores, que entram na composição do *smog* fotoquímico, têm efeitos biológicos notáveis.

I – CONSEQUÊNCIAS RADIATIVAS DA POLUIÇÃO PELO OZONO

O ozono na atmosfera terrestre tem um duplo papel.

a) *É um absorvente da radiação solar num espectro de comprimento de onda entre $0,24\mu m$ e $0,32\mu m$.* Filtra portanto a radiação solar ultravioleta (UV-B e UV-C). Podemos pensar então que o filtro constituído por este

acréscimo de concentração de ozono na troposfera (e no *smog* urbano em particular) poderá representar uma protecção contra o aumento de radiação UV ligado à depleção do ozono estratosférico. Nada é menos seguro. É que um aumento de 2% por ano do ozono troposférico não corresponde a mais que 0.2% do conteúdo global do ozono em todo o perfil tropo-estratosférico (BRIDGEMAN, 1990). Pela tendência que podemos vislumbrar actualmente, o ritmo de diminuição do ozono estratosférico é da ordem de várias unidades percentuais por decénio. Além disso, a distribuição espacial das áreas de aumento do ozono troposférico não corresponde forçosamente à das áreas de maior diminuição estratosférica. Finalmente, a curta permanência do ozono fotoquímico na troposfera (algumas semanas) impede uma transferência nítida para a estratosfera.

b) O ozono contribui também para o efeito de estufa adicional pelo facto de, com outros constituintes minoritários da atmosfera, a sua concentração não parar de aumentar. Comparando a eficácia relativa dos diferentes gases que têm um papel no efeito de estufa adicional, verificou-se que o ozono induz um "forçamento" radiativo 1200 vezes superior à de igual massa de gás carbónico (ACAD. SC., 1993, p. 200). Todavia, o desconhecimento actual dos processos químicos globais que decorrem na troposfera impedem a previsão da amplitude do efeito térmico adicional devido à influência do ozono fotoquímico. Por exemplo, um aumento da concentração do ozono pode conduzir a um aumento do radical OH, e assim a uma diminuição do tempo de permanência na troposfera do metano (outro gás com efeito de estufa). O valor de 18% avançado pelo I.P.C.C. (Intergovernmental Panel of Climate Change), como sendo a contribuição do ozono troposférico para o efeito de estufa, é de uma grande incerteza (HOUGHTON *et al.*, 1990). No cenário dito "Business As Usual", que considera o prosseguimento das actividades humanas no século XXI ao ritmo actual (FERREIRA, 1992), o I.P.C.C. chega à conclusão que o "forçamento" radiativo imputável ao ozono fotoquímico poderia ultrapassar o do gás carbónico antes do ano 2100 no Hemisfério Norte. A utilização cada vez mais frequente de modelos bi-dimensionais, integrando as interacções entre a química da atmosfera e o clima, deveria aumentar a breve trecho a qualidade das previsões.

2 - EFEITOS DO OZONO SOBRE A VEGETAÇÃO

Os efeitos do ozono sobre a vegetação são bastante bem conhecidos e a literatura é abundante sobre o assunto. Uma síntese foi publicada em 1988 e acaba de ser reeditada e aumentada (WELLBURN, 1994). Parece concensual

que a natureza e a amplitude dos efeitos dos poluentes sobre a vegetação não são determinadas unicamente pela concentração. A extensão e a severidade das necroses (manchas castanhas nas folhas) dependem da resistência da planta, da frequência e da duração da exposição ao poluente ao longo do ciclo vegetativo, e também do tempo de recuperação entre duas exposições e da amplitude das flutuações da dose recebida. Estas condições mudam consideravelmente de um local para outro. Daí a dificuldade de generalizar os resultados verificados num sítio sem estudar as características da poluição deste local. É o que o relatório da Academia das Ciências (1993) chama "definir o clima da poluição". Daí também as discordâncias importantes entre os diferentes autores sobre a agressividade da exposição da vegetação ao ozono fotoquímico. A quantidade de poluente realmente absorvida pela planta depende das condições atmosféricas e edáficas. As relações dose-efeito confirmadas por numerosas experimentações mostram que concentrações ambientais actuais, regionais e locais, se encontram nos limiares dos valores de nocividade; uma elevação futura, mesmo moderada, das concentrações em ozono conduziria a uma degenerescência vegetal de notável amplitude. É aceite actualmente que as doenças (necroses apicais e queda das agulhas) que afectam muitas florestas de coníferas da Europa média, levando à morte das árvores, se devem ao efeito conjugado da deposição seca de ozono e das chuvas ácidas, nas quais o ozono tem também um papel activo (SCHWARTZ, 1989; LANDMANN, 1991; MUHLERMANN, 1991). Estudos levados a efeito nos E.U.A. e nos países da Comunidade Europeia confirmaram que as concentrações ambientais actuais de ozono reduzem a produtividade e o rendimento de certas culturas como o tabaco, a beterraba, o rabanete, certas plantas forrageiras, os citrinos. Todavia, neste momento, existem já no mercado variedades de sementes, que apresentam uma tolerância maior ao ozono ambiental (WELLBURN, 1994). Desconhece-se, até agora, o grau de adaptabilidade dos ecossistemas naturais a uma crescente concentração do ar em ozono (ACAD. SC., 1993).

3 - EFEITOS DO OZONO SOBRE A SAÚDE

Os efeitos tóxicos fazem-se sentir principalmente a nível do sistema respiratório e sobre as mucosas dos órgãos sensoriais. A sensibilidade é máxima nos doentes que apresentam um aparelho respiratório fragilizado (bronquíticos, asmáticos...). O problema principal é determinar a quantidade de poluente capaz de desencadear uma crise. Apesar de numerosos estudos epidemiológicos, ainda não foram fixados limiares incontestáveis de toxicidade do ozono e de outros poluentes fotoquímicos. O problema é complexo. Os efeitos sinér-

gicos entre os diferentes poluentes podem ser importantes bem como factores individuais de resistência ou ainda interacções entre os efeitos da poluição e de infecções sazonais bacterianas ou virais. Estudos efectuados sobre indivíduos são provaram todavia a nocividade da exposição prolongada ao ozono, mesmo a baixa concentração, sobretudo se este entrar em sinergia como outros poluentes presentes no ambiente urbano. O resultado é a irritação bronquítica, uma dificuldade de concentração mental, uma diminuição do desempenho atlético, a falta de apetite, a perturbação do sono, a irritação dos olhos e da mucosa nasal (FESTY, 1986; ACAD. SC., 1993). A toxicidade do ozono para o homem seria dez a quinze vezes mais elevada que a do dióxido de azoto com a mesma concentração e o mesmo tempo de exposição. Todavia, a influência de uma exposição prolongada a uma concentração ambiental elevada em ozono não parece favorecer o aparecimento de cancro (ACAD. SC., 1993).

4 – AS NORMAS DE QUALIDADE DO AR

A relação precisa entre a dose e o efeito, a baixa concentração, para um indivíduo não é ainda incontroversa, sobretudo por faltarem dados sobre os efeitos de sinergia ligados ao aumento da concentração dos outros poluentes que aparecem associados ao ozono. Em muitos países, as normas de qualidade do ar ambiente estão a ser readaptadas periodicamente em função dos novos conhecimentos sobre a nocividade dos poluentes fotoquímicos e da adopção de novas tecnologias menos poluentes, em particular na indústria automóvel (DEGOBERT, 1992). Nos Estados Unidos, a norma federal de concentração máxima horária do ozono foi fixada em $235 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este limiar é agora várias vezes excedido por ano em muitas áreas urbanas dos Estados Unidos. HAUGHTON *et al.* (1994) citam o caso de Nova Iorque, onde a norma federal foi ultrapassada durante 34 dias, no Verão de 1988, e durante 172 dias em *Los Angeles*, no mesmo ano. O relatório sobre o estado do ambiente da O.C.D.E. (1991) considera mesmo que nenhuma área urbana importante nos E.U.A. (excepto *Mineapolis*) obedece à norma e estima que, pelo menos 75 milhões de pessoas, ficam expostas a concentração superior.

Em 1986, a Organização Mundial da Saúde divulgou novos limiares de concentração em ozono do ar, para além dos quais efeitos nocivos sobre a saúde e a vegetação tinham a probabilidade de aparecer. A norma de saúde pública para o ozono foi fixada numa concentração média horária entre 150 e $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (redução de quase 30% em relação à anterior norma datando de 1979). A dose máxima para uma exposição de 8 horas consecutivas é de 100 a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (BIGNON, 1989). Para a vegetação, é admitido o valor máximo horário de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e uma média diária de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, durante o ciclo vegetativo activo.

Em Portugal, a Portaria 286/93 de 12 de Março (Diário da República nº 60, série B, p. 1169-1177) fixa os valores limites e os valores guias da concentração no ar de diferentes poluentes. Para o dióxido de enxofre, as partículas em suspensão, o dióxido de azoto e o chumbo, os valores limites apontados são a transposição da ordem interna das directivas comunitárias (respectivamente nº 80/7779/CEE, 89/427/CEE, 85/203/CEE e 82/884/CEE). A norma de concentração do ar em ozono ainda não foi definitivamente fixada. A legislação portuguesa define unicamente valores guias para este poluente. O valor guia pode ser definido como a concentração a não ultrapassar para salvaguardar uma protecção eficaz da saúde humana e do ambiente a longo prazo. Para o ozono, este valor é de 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média horária, 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média de oito horas consecutivas e 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média diária. Alguns jornais diários publicam regularmente algumas informações sobre a qualidade do ar em lugares escolhidos do território nacional, na página do boletim meteorológico e da autoria do Instituto de Meteorologia. De igual modo, a nova série do Boletim Meteorológico Diário passou a publicar a concentração de quatro poluentes atmosféricos em Lisboa e Porto (dióxido de azoto, ozono, monóxido de carbono e dióxido de enxofre). O valor de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ é apresentado como o valor limite máximo horário em ozono, que não pode ser ultrapassado.

A concentração conhecida dos poluentes no ar ambiente é a observada nos postos de medição, sempre pouco numerosos. Estudos recentes interessaram-se pela exposição acumulada aos poluentes fotoquímicos dos cidadãos durante um dia de trabalho-tipo. Estes estudos pioneiros realizados em *Lyon* (França) para a exposição aos óxidos de azoto e ao monóxido de carbono (GALLY *et al.*, 1991; JOUMARD, 1991) permitiram concluir que a taxa média de exposição de um cidadão aos poluentes é muito superior à da poluição ambiental medida num posto fixo da rede (três a quatro vezes maior), pelo que os limiares de concentração fixados pelas normas de saúde pública, em função do tempo de exposição, são, na maior parte dos casos, excedidos várias vezes no ambiente urbano confinado e congestionado pelo tráfego automóvel.

NOTA FINAL

Dos três grandes problemas ambientais globais no final do século XX, efeito de estufa, depleção da camada do ozono estratosférico e aumento das propriedades oxidantes do ar, é sem dúvida este último que até ao momento recebeu menores tentativas de controlo à escala local, apesar de um aperto cada vez maior das normas de qualidade do ar. O fenómeno de poluição oxi-

dante já não é um fenómeno observado unicamente em algumas grandes aglomerações urbanas, mas é antes um facto que se generaliza a regiões inteiras nos países industrializados, bem como nos países em vias de desenvolvimento. A concentração máxima em poluição foto-oxidante é geralmente observada a sotavento das fontes de produção, afecta regiões rurais e entra rapidamente na circulação atmosférica regional e geral, alimentando assim uma subida imparável do reservatório de fundo dos poluentes na troposfera. Se o ozono troposférico tiver um papel importante no efeito de estufa adicional, como parece ser o caso (contribuição de 10 a 20% com aumento inelutável nos próximos decénios, a uma taxa superior à do dióxido de carbono), é à escala local que deverão ser definidas normas regulamentárias de redução das emissões. Na realidade, o aumento da concentração em ozono na troposfera tem uma ligação directa com as emissões antrópicas de poluentes precursores, como os óxidos de azoto, compostos orgânicos voláteis e monóxido de carbono provenientes essencialmente dos gases de combustão dos motores de veículos automóveis.

No domínio dos efeitos sobre a saúde, consequências nefastas da persistência de concentrações elevadas em ozono e precursores no ambiente urbano e nas regiões limítrofes de forte poluição estão comprovadas; porém os registos epidemiológicos são raros ou inexistentes e o acesso à informação sobre a poluição do ar nem sempre é fácil. Raros são os responsáveis pela gestão das cidades mediterrâneas, extremamente poluídas no semestre mais quente do ano, que parecem preocupar-se a sério com a degradação acelerada da qualidade do ar e com as suas consequências para os cidadãos. A morte lenta das florestas foi muito mais noticiada na imprensa e muito mais estudada do que a hecatombe de mais de 2000 atenienses em Julho de 1987 (número admitido por KATSOUYANNI *et al.*, 1988) devido à agressividade do ambiente urbano quente e extremamente poluído (uma média diária de 213 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em NO_2 , 218 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO, 109 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 , citados por MATZARAKIS *et al.*, 1991). Fora destes paroxismos, o nosso conhecimento sobre a influência a longo prazo da poluição fotoquímica é quase nulo. Ninguém sabe exactamente, por exemplo, a incidência da poluição automóvel urbana nas doenças respiratórias crónicas. Demasiadas incertezas existem ainda sem justificação num momento em que terão de ser tomadas decisões quanto ao modelo de desenvolvimento a adoptar para assegurar uma melhoria da qualidade de vida nas cidades. Lembremos que, por um lado, segundo as últimas estimativas, mais de metade da população mundial no ano 2000 será cidadina e viverá em maioria em auréolas suburbanas extensas, caracterizadas pelo ambiente atmosférico mais poluído e, por outro lado, todas as previsões para os próximos decénios apontam para um aumento substancial da circulação automóvel (O.C.D.E., 1991).

BIBLIOGRAFIA

- ACADEMIE DES SCIENCES (1993) – *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*. Rapport n° 30, Col. Tec-Doc., Lavoisier, Paris, 262 pp.
- ALCOFORADO, M. J. (1987) – Brisas estivais do Tejo e do Oceano na região de Lisboa. *Finisterra. Revista Portuguesa de Geografia*, XXII (43): 71-112.
- ANDRADE, H. (1994) – *Poluição atmosférica e clima em Lisboa. Aspectos da variação espacial e temporal no semestre de Inverno*. Tese de Mestrado em Geografia Física e Regional, Univ. de Lisboa, 214 pp (inédito).
- BIGNON, J. (1989) – La pollution oxydante. Effet sur la santé. *Pollution Atmosphérique*, 120: 378-388.
- BRIDGEMAN, H. (1990) – *Global air pollution. Problems for the 1990s*. Belhaven Press, London, 261 pp.
- BRUCE, J. P. (1990) – *L'atmosphère de la Terre, planète vivante*. O.M.M., n° 735, Genève, 48 pp.
- CARLIER, P.; G. MOUNIER (1988) – Initiation à la physico-chimie de la basse troposphère. *Pollution Atmosphérique*, 117: 12-24.
- DECHAUX, J. C. (1988) – Etude des oxydants photochimiques dans la troposphère par modélisation et simulation numérique. *Pollution Atmosphérique*, 117: 49-55.
- DEGOBERT, P. (1992) – *Automobile et Pollution*, Technip, Paris, 515pp.
- FERREIRA, D. DE BRUM (1991) – *L'atmosphère terrestre en évolution. Incidences et conséquences*. Linha de Acção de Geografia Física, Relatório n° 29, Centro de Estudos Geográficos, Lisboa, 97 pp.
- FERREIRA, D. DE BRUM (1992) – Structure de la couche limite à Lisbonne/Portela et variations de la concentration de l'air en ozone. in *Risques Pathologiques, Rythmes et Paroxysmes climatiques*, John Libbey Eurotext, Paris: 77-88.
- FERREIRA, D. DE BRUM (1993) – La pollution photochimique à Lisbonne et les facteurs météorologiques. *Cahiers de Géographie Physique*, Université des Sciences et Technologies de Lille, 9: 61-75.
- FESTY, B. (1986) – Nocivité des oxydants photochimiques. *Pollution Atmosphérique*, 110: 139-141.
- GALLY, N.; J. B. GOLDEN; P. RITTER; M. SEPETJAN (1991) – Exposition cumulée aux oxydes d'azote pendant les différentes étapes de la journée d'un citadin. *Pollution Atmosphérique*, 129: 55-60.
- HAUGHTON, G.; C. HUNTER (1994) – *Sustainable cities*. J. Kingsley Pub., London, 357 pp.
- HOUGHTON, J. T.; G. T. JENKINS; J. J. EPHRAUMS (1990) – *Climate Change. The IPCC Assessment*, Cambridge University Press, 368 pp.
- JANOUEIX-YACONO, D. (1992) – De la chimie pour géographes: la pollution photo-oxydante dans la troposphère. *Publications de l'Association Internationale de Climatologie*, 5: 365-373.
- JOURMARD, R. (1991) – Exposition cumulée au monoxyde de carbone au cours de la journée. *Pollution Atmosphérique*, 129: 51-54.

- KATSOUYANNI, K.; D. TRICHOPOULOS; X. ZAVITSANOS; G. TOULOUMI (1988) – The 1987 Athens heat wave. *The Lancet*, 8610: 573.
- LANDMANN, G. (1991) – Détérioration des forêts et pollution atmosphérique. Bilan de cinq années de recherches (1985-1990) dans le cadre du Programme DEFORPA. *Pollution Atmosphérique*, 113: 54-61.
- MATZARAKIS, A.; H. MAYER (1991) – The extreme heat wave in Athens in July 1987 from the point of view of human biometeorology. *Atmospheric Environment*, Serie B, 2: 203-211.
- MUHLERMANN, P. (1991) – Les dégâts des forêts en Europe. *Pollution Atmosphérique*, 117: 12-24.
- O.C.D.E. (1990) – *Stratégies de lutte contre les oxydants photochimiques en Europe*. O.C.D.E., Paris, 125 pp.
- O.C.D.E. (1991) – *L'Etat de l'Environnement*. O.C.D.E., Paris, 317 p.
- O.M.S. (1986) – *Directives de qualité de l'air ambiant*. Review Draft, Office Régional pour l'Europe, Copenhagen.
- ROUSSEL, I.; M. H. LIVERTOUX (1989) – Quelques pointes de pollution en Lorraine: analyse spatiale. *Proceedings of the 8th World Clean Air Congress*, La Haye: 251-253.
- ROUSSEL, I.; R. BAVAY (1992) – Conditions atmosphériques et pollution photo-oxydante en Europe du Nord-Ouest, l'exemple de l'été 1989. *Pollution Atmosphérique*, 135: 36-50.
- SCHWARTZ, S. E. (1989) – Acid deposition: unraveling regional phenomenon. *Science*, 243: 753-770.
- SEINFELD, J. H. (1989) – Urban air pollution: State of the science. *Science*, 243: 745-752.
- SELBY, K. (1987) – A modelling study of atmospheric transport and photochemistry during anticyclonic episodes in Europe. Calculations of photo-oxydants levels along air trajectories. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 26: 1317-1338.
- TOUPANCE, G. (1988) – L'ozone dans la basse troposphère: Théorie et Pratique. *Pollution Atmosphérique*, 117: 32-42.
- VAN DOP, H.; J. F. DEN TONKELAAR; F. E. J. BRIFFA (1987) – A modelling study of atmospheric transport and photochemistry in the mixed layer during anticyclonic episodes in Europe. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 26: 1305-1316.
- WELLBURN, A. (1994) – *Air pollution and climate change. The biological impact*. 2^o ed., Longman Scientific & Technical, London, 268 pp.